

**Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się
czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.
w wybranych fitocenozach leśnych**

Aleksandra Halarewicz

Właściwości ekologiczne
i skutki rozprzestrzeniania się
czeremchy amerykańskiej
Padus serotina (Ehrh.) Borkh.
w wybranych fitocenozach leśnych



Autor
Aleksandra Halarewicz

Opiniodawca
dr hab. Barbara Tokarska-Guzik

Redaktor merytoryczny
prof. dr hab. inż. Zofia Spiak

Opracowanie redakcyjne
Magdalena Kozińska

Korekta
Elżbieta Winiarska-Grabosz

Łamanie
Teresa Alicja Chmura

Projekt okładki
Paweł Wójcik

Monografie CLII

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2012

ISSN 2083-5531
ISBN 978-83-7717-110-3

WYDAWNICTWO UNIwersytetu PRZYRODniczego WE WROCLAWIU
Redaktor Naczelny – prof. dr hab. inż. Andrzej Kotecki
ul. Sopocka 23, 50–344 Wrocław, tel. 71 328-12-77
e-mail: wyd@up.wroc.pl

Nakład 100 + 16 egz. Ark. wyd. 9,0. Ark. druk. 9,0
Druk i oprawa: EXPOL, P. Rybiński, J. Dąbek, Spółka Jawna
ul. Brzeska 4, 87-800 Włocławek

Podziękowania

Serdecznie dziękuję dyrekcji i pracownikom Nadleśnictwa Wołów za życzliwość i pomoc techniczną w realizacji badań terenowych.

Słowa podziękowania kieruję do Pana prof. dr. hab. Zbigniewa Dzwonko za wskazówki udzielone mi we wstępnej fazie pisania pracy.

Wdzięczna jestem dr. hab. Ewie Fudali, prof. UP, dr. hab. Ludwikowi Żołnierzowi oraz dr. hab. Pawłowi Kwiatkowskiemu za serdeczne zainteresowanie, pomocne uwagi oraz chętnie dzielenie się swoją wiedzą podczas opracowywania przeze mnie wyników.

Osobne podziękowania kieruję do Pana dr. hab. Józefa Mitki, prof. UJ za pomoc w zastosowaniu analiz ordynacyjnych.

Specjalne podziękowania składam Pani prof. dr. hab. Beacie Gabrys za wieloletnią zachętę do rozwijania moich zainteresowań naukowych oraz poświęcenie czasu na przeczytanie pierwszej wersji pracy i cenne krytyczne uwagi.

Na ostateczny kształt monografii duży wpływ miała wnikliwa, rzeczowa i życzliwa recenzja wydawnicza Pani dr. hab. Barbary Tokarskiej-Guzik, za którą jestem bardzo wdzięczna.

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP, ZAKRES I CELE BADAŃ	9
2. HIPOTEZY ROBOCZE	13
3. PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA	14
3.1. Historia introdukcji i rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej na terenie Europy	14
3.2. Właściwości decydujące o inwazyjnym charakterze <i>Padus serotina</i>	17
3.3. Skuteczność „ucieczki” czeremchy amerykańskiej od wrogów naturalnych	20
3.4. Neofityzm jako zagrożenie dla rodzimych zbiorowisk roślinnych	22
4. PRZEDMIOT I TEREN BADAŃ	24
4.1. Charakterystyka botaniczna <i>Padus serotina</i>	24
4.2. Opis terenu badań	25
4.3. Warunki klimatyczne	26
4.3.1. Przebieg pogody w okresie badań	27
5. MATERIAŁ I METODY	31
5.1. Ocena udziału <i>Padus serotina</i> w drzewostanach leśnych na terenie badań.....	31
5.2. Omówienie obiektów i powierzchni badawczych	31
5.3. Ocena stosunków fitosocjologicznych i warunków siedliskowych w obiektach	35
5.3.1. Badania florystyczne	35
5.3.2. Przygotowanie i analizy prób glebowych	36
5.3.3. Pomiary oświetlenia.....	37
5.4. Ocena wpływu flory współwystępującej na <i>Padus serotina</i> w fazie kolonizacji	37
5.5. Miejsce i metody badań entomologicznych i mikologicznych	38
5.5.1. Ocena stopnia uszkodzenia i porażenia liści	39
5.5.2. Uszkodzenia owoców.....	39
5.6. Określenie wybranych właściwości populacji.....	40
5.6.1. Struktura wiekowa populacji czeremchy amerykańskiej.....	40
5.6.2. Ocena rozmiarów reprodukcji wegetatywnej badanego gatunku	40
5.7. Metody rozpoznania typów strategii życiowych	41
5.8. Badania wpływu czeremchy amerykańskiej na strukturę fitocenozy leśnych	41
5.9. Analiza statystyczna wyników.....	42
6. OMÓWIENIE WYNIKÓW	44
6.1. Rozmieszczenie czeremchy amerykańskiej na badanym obszarze.....	44
6.2. Ogólne tendencje w zasiedlaniu fitocenozy leśnych przez <i>Padus serotina</i>	46
6.3. Wpływ czynników środowiskowych na rozwój populacji czeremchy amerykańskiej.....	50

6.3.1. Charakterystyka właściwości gleb badanych obiektów	50
6.3.2. Wpływ światła na strukturę populacji badanego gatunku	56
6.3.3. Charakterystyka florystyczna lasów ulegających kolonizacji przez <i>Padus serotina</i>	62
6.3.4. Zasiedlanie <i>Padus serotina</i> przez roślinożerną entomofaunę i patogeny.....	66
6.4. Wpływ czynników wewnątrzpopulacyjnych na właściwości populacji badanej rośliny	76
6.4.1. Struktura wiekowa a zagęszczenie populacji.....	76
6.4.2. Wytwarzanie odrośli pędowych	77
6.5. Przemiany wybranych fitocenozy leśnych zdominowanych przez <i>Padus serotina</i>	79
6.5.1. Tendencje zmian warunków glebowych i świetlnych	79
6.5.2. Bezpośredni wpływ <i>Padus serotina</i> na bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych.....	82
6.5.3. Analiza stosunków fitosocjologicznych w wybranych zespołach roślinnych z <i>Padus serotina</i>	86
7. DYSKUSJA	92
7.1. Zależności pomiędzy właściwościami siedlisk leśnych a rozwojem <i>Padus serotina</i>	93
7.2. Związki troficzne pomiędzy czeremchą amerykańską a jej wrogami naturalnymi	96
7.3. Wewnątrzpopulacyjne mechanizmy regulacji	98
7.4. Zdolność czeremchy amerykańskiej do zmian strategii adaptacyjnych.....	98
7.5. Skutki inwazji <i>Padus serotina</i> w zaburzonych fitocenozach leśnych.....	100
8. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	107
9. PIŚMIENNICTWO	110
ZAŁĄCZNIKI.....	129

„Bez dogłębnej znajomości praw rządzących inwazjami biologicznymi znaleźć się możemy niedługo w roli ucznia czarnoksiężnika, który rozpetał potężne moce przyrody, a nie umie ich ponownie uciszyć”.

Jan Kornaś [1996]

1. WSTĘP, ZAKRES I CELE BADAŃ

Flora roślin naczyniowych Polski oceniana jest obecnie na ponad 3500 gatunków [Zajac M., Zajac A. 2003], z czego około 29% stanowią gatunki obcego pochodzenia [Tokarska-Guzik i in. 2011]. Gatunki te znalazły się na nowych siedliskach w wyniku zamierzonego pośrednictwa człowieka (introdukcja) lub na skutek jego nieświadomej działalności (zawleczenie) [Kornaś 1981]. Niektóre z nich tylko czasowo występują na naszym obszarze. Rośliny obcego pochodzenia, od określonego czasu rozprzestrzeniające się spontanicznie w granicach Polski i o statusie zadomowionych na stałe, to grupa ponad 460 taksonów [Zajac A. i in. 1998, Mirek i in., 2002, Tokarska-Guzik 2005a]. Rozprzestrzenianie się gatunków poza naturalny areal występowania określane jest jako ekspansja geograficzna (czyli chorologiczna lub terytorialna), w odróżnieniu od ekspansji ekologicznej, która dotyczy rozprzestrzeniania się roślin na siedliskach antropogenicznych w granicach ich naturalnego zasięgu [Jackowiak 1999, Faliński 2004]. W przypadku, gdy proces ekspansji geograficznej wyróżnia się gwałtownym i masowym wkraczaniem na nowe terytoria w stosunku do powolnego przemieszczania się obcego gatunku, określimy go mianem inwazji [Faliński 1969]. Natomiast rośliny, które zadomowiły się na obszarze pierwotnie obcym, wytwarzające żywotne potomstwo, często w ogromnej ilości i rozprzestrzeniające się na znaczną odległość od rośliny macierzystej, zdefiniowano jako gatunki inwazyjne [Richardson i in. 2000]. Spowodowane przez nie zmiany rodzimej szaty roślinnej stwarzają zagrożenie dla przyrody, gospodarki i komfortu życia ludzi [Pimental i in. 2001]. Zdarza się, że w niektórych przypadkach inwazje występują jedynie w skali lokalnej, jednak najczęściej stanowią istotny problem ponadregionalny [Zajac A. i in. 2003, Tokarska-Guzik i in. 2007].

Wśród roślin obcego pochodzenia, odnotowanych dotąd na obszarze Dolnego Śląska, znalazły się gatunki różniące się pochodzeniem, czasem przybycia i stopniem zadomowienia. Lista gatunków inwazyjnych tego rejonu Polski obejmuje 45 taksonów [Tokarska-Guzik i in. 2008] i wymaga dalszej weryfikacji [Tokarska-Guzik 2009]. Przykładem gatunku inwazyjnego jest niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*, azjatycki „przybysz”, który początkowo obecny na siedliskach ruderalnych i w zdegenerowanych fitocenozach leśnych, z czasem stał się składnikiem lasów łęgowych oraz grądów i buczyn. W nadodrzańskich lasach łęgowych pospolicie występuje jego bliski krewniak, pochodzący z Himalajów – niecierpek gruczołowaty *Impatiens glandulifera* [Dajdok i in. 1998]. W wielu zbiornikach wodnych

silnie rozprzestrzeniła się, sprowadzona z Ameryki Północnej, moczarka kanadyjska *Elodea canadensis*, natomiast w przybrzeżnych szuwarach bagiennych, pochodzący z południa Azji tatarak zwyczajny – *Acorus calamus*. Wykorzystując szlaki wodne jako drogi migracji, kolejne gatunki amerykańskie jak: nawłóć późna *Solidago gigantea*, aster wierzbolistny *Aster salignus*, aster lancetowaty *Aster lanceolatus*, kolczurka klapowana *Echinocystis lobata* czy uczep amerykański *Bidens melanocarpus* zasiedliły zniekształcone siedliska nadwodne. Inny amerykański gatunek, klon jesionolistny *Acer negundo*, introdukowany do parków i ogrodów, przeniknął do nadrzecznych lasów łęgowych. W ekosystemach dolin rzecznych występują również gatunki obce z Azji, rdestowiec ostrokończysty *R. japonica* i sachaliński *Reynoutria sachalinensis*, których areal występowania w ich wtórnym zasięgu został powiększony o siedliska ruderalne [Dajdok, Kącki 2003]. Wśród flory drzewiastej największe znaczenie mają trzy gatunki pochodzenia amerykańskiego: czeremcha amerykańska *Padus serotina*, robinia akacjowa *Robinia pseudoacacia* oraz dąb czerwony *Quercus rubra*, wprowadzone do lasów celowo, aby wzbogacić warstwę podszytu [Hereźniak 1992, Pacyniak 1981, Tokarska-Guzik 2005a]. Spośród wymienionych drzew najbardziej nieoczekiwane konsekwencje w borach i lasach mieszanych wywołała introdukcja czeremchy amerykańskiej. Gatunek ten szybko zadomowił się w miejscach nasadzenia, rozprzestrzenił w sposób niekontrolowany i zaczął opanowywać inne siedliska leśne oraz tereny poza granicami lasów.

Brak kompleksowych opracowań dotyczących występowania czeremchy amerykańskiej na Dolnym Śląsku, a w szczególności na obszarach prawnie chronionych, skłonił autorkę do podjęcia prac badawczych w Parku Krajobrazowym „Dolina Jezierzycy”, na terenie Nadleśnictwa Wołów. Teren badań, charakteryzujący się dużą zmiennością warunków siedliskowych, został potraktowany jako modelowy do rozwiązania problemów natury ogólnej, które przedstawiono poniżej.

Wpływ roślin obcego pochodzenia na rodzime ekosystemy uzależniony jest od sposobu wprowadzenia, cech samego gatunku oraz właściwości ekosystemów [Alpert i in. 2000, Kolar i Lodge 2001, Lake i Leishman 2004, Facon i in. 2006, Richardson i Pyšek 2006]. Nie wszystkie zbiorowiska roślinne są w jednakowym stopniu podatne na zasiedlanie przez czeremchę amerykańską [Starfinger i in. 2003, Godefroid i in. 2005]. Co więcej, niektórzy autorzy sugerują, że gatunek ten może ulec naturalizacji bez zniekształcenia całych fitocenoz [Vanhellemont i in. 2009]. Brakuje jednak kompleksowych badań dotyczących ewentualnego wpływu samych zbiorowisk leśnych, zasiedlonych przez *Padus serotina*, na potencjał inwazyjny sprowadzonej rośliny. Stąd też celem pracy było rozpoznanie czynników środowiska ograniczających wnikanie i rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej w zróżnicowanych typach fitocenoz leśnych. Poświęcone tym zagadnieniom badania, poza weryfikacją aktualnej wiedzy dotyczącej przebiegu kolonizacji nowych stanowisk przez *P. serotina*, pozwolą na lepsze poznanie ekologii tej rośliny. Ponadto uzyskane w niniejszych badaniach wyniki mogą być wykorzystane przy planowaniu działań prewencyjnych, skierowanych przeciwko spontanicznemu rozprzestrzenianiu się gatunku.

Powszechnie przyjmuje się, że rośliny obcego pochodzenia pozbawione swoich naturalnych wrogów w postaci patogenów, roślinożerców czy gatunków konkurencyjnych, z łatwością rozprzestrzeniają się na nowym terenie [Wolfe 2002, Lake, Leishman 2004]. Prawdopodobnie przekonanie to wynika z faktu, że mechanizmy odpowiedzialne za oddziaływanie pomiędzy „przybyszami”, a ich potencjalnymi wrogami naturalnymi, w nowym obszarze występowania, są najczęściej bardzo słabo poznane [Mitchel i in. 2006]. Pojawiły się w ostatnich latach doniesienia sugerujące, że rodzime gatunki roślinożernych chrząszczy

[Nowakowska, Halarewicz 2006a] i motyli [Nowakowska, Halarewicz 2006b] zaczęły zasiedlać czeremchę amerykańską i traktować ją jako poszerzenie swojej bazy pokarmowej. Jak dotąd niewiele jest opracowań [Halarewicz, Jackowski 2011], które jednoznacznie potwierdziłyby, że gatunek ten, jako stały element zbiorowisk leśnych, przestał być nowym dla rodzimych organizmów fitofagicznych i fitopatogenów. Nieznany jest również udział roślinożerne entomofauny i patogenicznych grzybów w redukcji zielonej masy tego drzewa. Skłoniło to autorkę do podjęcia badań, których celem było ustalenie zależności troficznych pomiędzy *Padus serotina* a wrogami naturalnymi tego gatunku. Badania entomofauny i patogenów nowo przybyłych gatunków roślin zapewniają rzadką możliwość poznania kształtujących się oddziaływań pomiędzy organizmami, które dotąd nie uczestniczyły w tym samym procesie koewolucji [Novotny i in. 2003].

W literaturze ekologicznej pojawiają się przypuszczenia, że niektóre ekspansywne gatunki drzewiaste, w ciągu swojej historii życiowej, wykazują zdolność do zmian strategii adaptacyjnych w odpowiedzi na zmieniające się warunki środowiska [Closset-Kopp i in. 2007]. Określone strategie stanowią specyficzną kombinację różnych cech gatunku, które warunkują jak najlepsze przystosowanie do nowych siedlisk [Falińska 2002]. Pierwsze badania dotyczące inwazyjnych właściwości czeremchy amerykańskiej pozwoliły na rozpoznanie wielu cech tego gatunku, odpowiedzialnych za skuteczne wnikanie, zadomawianie się i rozprzestrzenianie [Starfinger 1991, 1997, Starfinger i in. 2003]. Należy do nich między innymi zdolność osobników do zmian tempa wzrostu, obserwowana we wszystkich stadiach rozwojowych, oraz wysoki potencjał rozmnażania wegetatywnego i generatywnego. Wciąż jednak nieznaną są zasady rozdziału (alokacja) materii i energii pomiędzy procesy życiowe: wzrost, rozwój i reprodukcję. Dlatego kolejnym celem niniejszej pracy było rozpoznanie strategii adaptacyjnych *Padus serotina*, realizowanych w określonych warunkach środowiska. Uzyskane wyniki pozwolą na poszerzenie ogólnej wiedzy dotyczącej cech roślin inwazyjnych, które warunkują osiągnięcie sukcesu biocenotycznego na nowym terytorium.

Problematyka wpływu czeremchy amerykańskiej na przemiany zasiedlonych przez nią zbiorowisk roślinnych była wielokrotnie podejmowana w krajach Europy Zachodniej [Starfinger i in. 2003, Verheyen i in. 2007, Chabrerie i in. 2008, 2010]. W Polsce badania nad obcymi przedstawicielami flory, jak również prace poświęcone szeroko pojętemu procesowi synantropizacji szaty roślinnej, są prowadzone od ponad 50 lat [Faliński i in. 1998, Tokarska-Guzik 2001, 2005a]. Niemniej jednak niewiele jest wieloaspektowych badań, szczególnie interdyscyplinarnych, w kontekście zagrożeń, jakie spowodowane gatunki inwazyjne mogą stwarzać dla rodzimej przyrody [Dajdok, Pawlaczyk 2009]. Stąd potrzeba dokładnej analizy wpływu inwazji poszczególnych roślin i określenia zmian jakie powodują [Kowarik, Schepker 1998, Hulme 2007, Lambdon i in. 2008, Tokarska-Guzik i in. 2011]. Uzasadnia to podjęcie przez autorkę badań, których celem było uzupełnienie luki w odniesieniu do skutków rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej w fitocenozach leśnych zdominowanych przez ten gatunek. Biorąc pod uwagę względnie powolne tempo inwazji w ekosystemach leśnych [Martin i in. 2009], wyniki tych obserwacji mogą stanowić cenny materiał porównawczy do analiz fitosocjologicznych, które dotyczą kierunku zmian składu i struktury zbiorowisk roślinnych z *Padus serotina*.

Prezentowana praca jest pierwszą krajową publikacją, i jedną z nielicznych w literaturze europejskiej [Godefroid i in. 2005, Pairon 2007, Vanhellemont i in. 2009], poświęconą szczegółowej analizie porównawczej wpływu czynników ekologicznych na czeremchę amerykańską w różnych fitocenozach leśnych zasiedlonych przez ten gatunek. Uzyskane wyniki

mogą zostać wykorzystane jako element monitoringu roślin obcego pochodzenia [Tokarska-Guzik i in. 2011]. System taki jest niezbędny do kontrolowania ekspansji geograficznych gatunków i podejmowania racjonalnych działań w celu przeciwdziałania ich potencjalnym inwazjom. Ustalenie charakteru i stopnia zagrożenia, powodowanego przez *Padus serotina* w różnych zbiorowiskach leśnych, stanowi podstawę do oszacowania ekologicznych, ekonomicznych i społecznych skutków obecności tego gatunku, co może być rozpatrywane jako kolejny aspekt praktyczny przedstawionej pracy.

Realizacji zamierzonych celów głównych miały służyć sformułowane poniżej szczegółowe zadania badawcze:

- Określenie udziału czeremchy amerykańskiej w drzewostanach Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”.
- Ocena wpływu czynników abiotycznych (właściwości gleby, zacienienie dna lasu) na rozwój populacji *Padus serotina*.
- Ustalenie zależności pomiędzy składem florystycznym zbiorowisk leśnych a odnawianiem się omawianej rośliny.
- Rozpoznanie składu gatunkowego wrogów naturalnych czeremchy amerykańskiej i ich wpływu na redukcję zielonej masy rośliny.
- Określenie struktury wiekowej populacji *P. serotina* w różnych typach siedliskowych lasu i o różnym udziale badanego gatunku w podszyciu.
- Rozpoznanie czynników wpływających na alokację biomasy osobników *P. serotina* na podstawie przeprowadzonych badań.
- Ocena wpływu czeremchy amerykańskiej na czynniki glebowe i warunki świetlne w zbiorowiskach zdominowanych przez omawiany gatunek.
- Określenie składu florystycznego i stosunków fitosocjologicznych w fitocenozach z największym udziałem *P. serotina* w podszyciu.

Analiza wyników uzyskanych w powyższych zadaniach posłużyła weryfikacji postawionych hipotez badawczych.

2. HIPOTEZY ROBOCZE

1. Typ siedliskowy lasu ma wpływ na zajmowany areal i odnawianie się populacji *Padus serotina*.

2. Czeremcha amerykańska została zaakceptowana, jako roślina żywicielska, przez przedstawicieli rodzimej entomofauny i miejscowe gatunki grzybów patogenicznych. Uszkodzenia powodowane przez jej nowych wrogów naturalnych mogą przyczynić się do znacznego ubytku zielonej masy rośliny.

3. W odpowiedzi na zmieniające się warunki środowiska *P. serotina* wykazuje zdolność do zmian strategii życiowych w ciągu historii osobniczej, co zwiększa jej możliwości przetrwania i rozprzestrzenienia się.

4. Występowanie czeremchy amerykańskiej w sposób znaczący zmienia warunki środowiska w fitocenozach leśnych, w których utrzymuje się jako gatunek dominujący w podszycie. W drzewostanach z przewagą *P. serotina* w warstwie krzewów w pierwszej kolejności następuje zubożenie gatunkowe warstwy runa.

3. PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA

3.1. Historia introdukcji i rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej na terenie Europy

Ojczyzną czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. jest południowo-wschodnia i środkowa część Ameryki Północnej oraz północne obszary Ameryki Południowej od Meksyku do Gwatemali [Fowells 1965]. W naturalnym obszarze występowania przyjmuje postać drzewa dorastając do wysokości 35 m. Tworzy lite drzewostany o niewielkiej powierzchni lub jako gatunek współwystępujący stanowi składnik lasów sosnowych, liściastych oraz zadrzewień przydrożnych [Marquis 1990]. Ponadto *P. serotina* zasiedla powierzchnie wylesione oraz wnika do siedlisk nadrzecznych [Cronk i Fuller 2001].

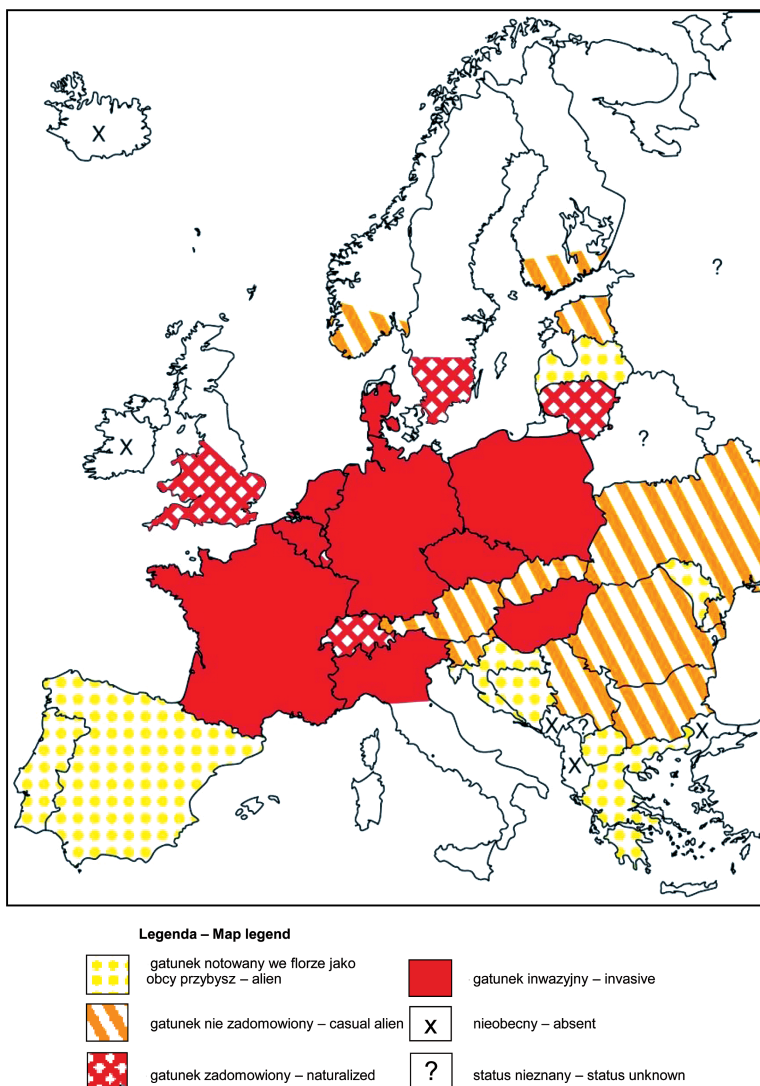
Pojawienie się czeremchy amerykańskiej w Europie datowane jest na początek XVII wieku [Wein 1930], przy czym powody introdukcji w różny sposób wpłynęły na późniejszą skalę rozprzestrzeniania się gatunku. Pierwsze krzewy czeremchy amerykańskiej wzbogaciły kolekcje dendrologiczne we Francji [Decocq 2007] i w Niemczech [Starfinger i in. 2003]. Ze względu na swą atrakcyjność, w postaci obfitego kwitnienia, owocowania i przebarwiających się jesienią liści, *P. serotina* była poszukiwanym drzewem ozdobnym. Pomimo przeprowadzanych w parkach i ogrodach zabiegów pielęgnacyjnych następowały jednak spontaniczne „ucieczki” z pierwotnych miejsc nasadzenia [Tokarska-Guzik 2005a].

Pod koniec XIX w. rozpoczęły się pierwsze próby wprowadzania *P. serotina* do niemieckich lasów gospodarczych w celu uzyskania w krótkim czasie wysokiej jakości drewna [Starfinger i in. 2003]. Kolejny etap nasadzeń na terenach leśnych miał miejsce na początku XX w. w Holandii [Martens 1991], Niemczech [Starfinger 1997] oraz Belgii [Muys i in. 1992]. Polecano wówczas czeremchę amerykańską jako domieszkę biocenotyczną, która miała ochronić słabe gleby przed erozją, poprawić ich żyzność oraz wzbogacić podszyc [Starfinger 1997]. Z czasem w innych państwach europejskich również przystąpiono do masowych nasadzeń tego gatunku w drzewostanach [Vanhellemont 2009]. Pierwsze spontaniczne stanowiska czeremchy amerykańskiej odnotowano w Niemczech w relatywnie krótkim czasie od introdukcji tego gatunku, to jest po około 30 latach, podczas gdy dla innych gatunków drzewiastych ten okres wynosi od 150 do 180 lat [Kowarik 1992]. Czeremcha amerykańska zaczęła rozprzestrzeniać się w sposób niekontrolowany, z łatwością wkroczyła

w zadrzewienia śródpolne [Deckers i in. 2005], miejskie tereny zielone [Honnay i in. 1999] i lasy z przewagą sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* [Muys i in. 1992]. Zadomowiła się również w lasach liściastych z dębem bezszypułkowym *Quercus petraea*, dębem szypułkowym *Q. robur* czy brzozą brodawkowatą *Betula pendula*, gdzie dawniej została nasadzona [Starfinger i in. 2003]. Nieustannie obserwuje się powiększanie zajmowanego areалу czeremchy amerykańskiej o nowe naturalne i półnaturalne siedliska, włącznie z obszarami prawnie chronionymi [Cronk i Fuller 2001]. Obecnie *P. serotina* w wielu krajach Europy ma status rośliny inwazyjnej [Vanhellemont 2009] (ryc. 1). W ostatnich latach podjęto wiele prac badawczych w fitocenozach leśnych na terenie Francji [Deckers i in. 2005, 2008, Closset-Kopp i in. 2007], Belgii [Verheyen i in. 2007, Pairon 2007, Urban i in. 2009, Pairon i in. 2010] i Holandii [Vanhellemont i in. 2010] intensywnie zasiedlonych przez ten gatunek.

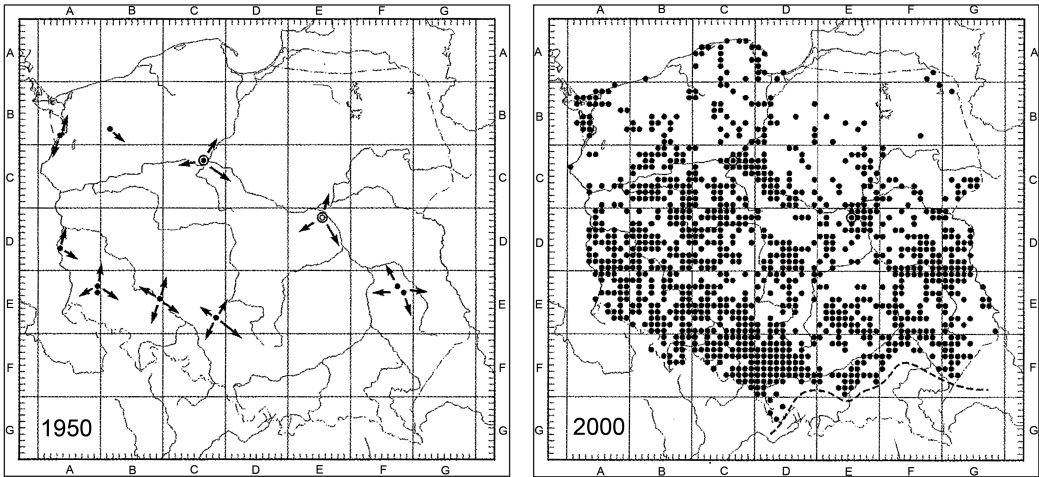
Historia introdukcji lub zawleczenia obcych gatunków roślin na terenie Polski często jest trudna do odtworzenia. Dane historyczne odnoszą się zaledwie do XIX i XX w. i znajdują się zwykle w trudno dostępnych źródłach i nielicznych publikacjach [Siciński 1992]. W 1813 r. odnotowano czeremchę amerykańską w prywatnej kolekcji dendrologicznej w miejscowości Niedźwiedz koło Krakowa [Hereźniak 1992, Siciński 1992]. Wydaje się jednak, że gatunek ten zasiedlał zachodnie tereny Polski nieco wcześniej. Przemawiają za tym dane odnoszące się do wschodnich landów Niemiec, gdzie wprowadzono go do uprawy w roku 1796, a pierwsze „dzikie” stanowiska zarejestrowano 30 lat później [Kowarik 1992]. Lokalizacja kolejnych stanowisk w zachodniej Polsce, należącej wówczas do Niemiec, pozwala na analizę kierunków pierwszych etapów ekspansji geograficznej tego gatunku i sformułowanie hipotezy, że *P. serotina* rozprzestrzeniła się w granicach Polski z zachodu na wschód, jednocześnie powiększając obszar swojego występowania wokół miejsc, gdzie była uprawiana i wprowadzona [Tokarska-Guzik 2005b] (ryc. 2). Na początku XX w., zgodnie z planową gospodarką leśną, czeremchę amerykańską introdukowano w północnej części kraju na obszarze Pojezierza Mazurskiego [Stypiński 1977] oraz w Wielkopolsce [Danielewicz 1994]. Masowe zalesianie i wprowadzanie *P. serotina* na siedliskach ubogich miało miejsce w latach powojennych i trwało do lat dziewięćdziesiątych ubiegłego stulecia. W ostatnim półwieczu gatunek osiągnął stadium gwałtownej ekspansji geograficznej, czemu przysłużyło się jednocześnie wprowadzenie rośliny do wielu zbiorowisk leśnych [Tokarska-Guzik 2005a]. Obecnie czeremcha amerykańska występuje na terenie całego kraju, ze szczególnym nasileniem w części południowo-zachodniej [Piotrowska 1966, Ferchmin 1979, Stypiński 1979, Kotońska 1991, Zajac M. 1992, Hereźniak 1992, 1993, Żukowski i in. 1995, Piotrowska i in. 1997, Fabiszewski i Kwiatkowski 2001, Zajac A. i Zajac M. 2001, Tokarska-Guzik 2005a, b, Tokarska-Guzik i Dajdok 2004, Tokarska-Guzik i in. 2008]. Aktualne rozmieszczenie tego gatunku wskazuje na istnienie lokalnej, południowej granicy zasięgu, którą wyznaczają Karpaty [Tokarska-Guzik 2003, 2005a] (ryc. 2). W Sudetach *P. serotina* jest wciąż słabo zadomowiona, najczęściej występuje wzdłuż dróg, nie przechodzi do naturalnych i półnaturalnych zbiorowisk leśnych i zaroślowych [Kosiński 2007].

Z czasem okazało się, że czeremcha amerykańska nie daje zadowalających wyników jako gatunek produkcyjny, zarówno z uwagi na wzrost, jak i jakość techniczną drewna [Pacyniak, Surmiński 1976]. Nie odgrywa również znaczącej roli w użyźnianiu słabych gruntów leśnych [Kowalski 1988, Plichta i in. 1997]. Pewne zainteresowanie może budzić możliwość wykorzystania *P. serotina* w rekultywacji terenów przemysłowych i poprzemysłowych [Białobok 1988, Plichta i in. 1997]. Niemniej jednak podobną odporność na niesprzyjające warunki podłoża i otoczenia wykazują gatunki rodzime [Hawryś i in. 1977].



Ryc. 1. Status *Padus serotina* w krajach Europy do roku 2009. Mapa udostępniona za zgodą Margot Vanhellemont [2009], powstała na podstawie danych literaturowych oraz konsultacji z ekspertami w poszczególnych państwach. Etapy procesu inwazyjnego gatunku zgodnie z Richardson i in. [2000]

Fig. 1. The status of *Padus serotina* in European states until 2009. The map, reproduced with the kind permission of Margot Vanhellemont [2009], was created based on literature data and in consultation with the relevant experts in particular countries. The stages of the invasion process are given after Richardson et al. [2000]



Ryc. 2. Historia rozprzestrzenienia czerechmy amerykańskiej *Padus serotina* na terenie Polski. Mapy udostępnione za zgodą Barbary Tokarskiej-Guzik [2005a]

Fig. 2. An account of the black cherry *Padus serotina* spread over the area of Poland. Maps reproduced with the kind permission of Barbara Tokarska-Guzik [2005a]

3.2. Właściwości decydujące o inwazyjnym charakterze *Padus serotina*

Czeremcha amerykańska wykazuje dużą odporność na suszę i wiosenne przymrozki [Stypiński 1977, Łukasiewicz 1989]. Do prawidłowego wzrostu i rozwoju nie wymaga gleb żyznych, co sprawia, że występuje na różnych siedliskach [Starfinger 1991]. Zaobserwowano jedynie, że nadmierne uwilgotnienie podłoża ogranicza jej rozwój [Tyszkiewicz 1949, Stypiński 1979].

Istotnym czynnikiem decydującym o opanowaniu nowych siedlisk przez „przybysza” są cechy osobników, które umożliwiają dopasowanie tempa wzrostu różnych stadiów rozwojowych do reżimu oświetleniowego.

Młode siewki czerechmy amerykańskiej w warunkach deficytu światła ograniczają swoje przyrosty [Auclair, Cottam 1971, Closset-Kopp i in. 2007], lecz jednocześnie zacinienie przez nie podłoża powoduje utrzymanie stałego poziomu wilgotności, co dodatkowo sprzyja kiełkowaniu kolejnych nasion [Mulligan, Mundro 1981, Marquis 1990]. W rezultacie w runie leśnym, stwierdza się równocześnie występowanie kilku generacji młodych siewek, „oczekujących” na poprawę warunków świetlnych ("sit and wait strategy") [Grime 1979, Sebert-Cuvillier i in. 2007].

Starsze siewki i osobniki młodociane *P. serotina* również wykazują zdolność do ograniczania przyrostów przy dużym zacieleniu ("Oscar syndrome") [Silvertown 1982, Burns, Honkala 1990, Closset-Kopp i in. 2007]. Wydłużanie przez nie fazy juvenilnej sprzyja intensywnemu rozbudowaniu warstwy zielnej i podszytu [Starfinger 1991]. W następstwie poprawy warunków świetlnych obserwuje się bardzo silne przyrosty młodych roślin

dochodzące nawet do 60 cm w ciągu roku [Starfinger 1997]. Porównując, najsilniejsze przyrosty rodzimych drzew liściastych wynoszą 40 cm/rok w przypadku buka zwyczajnego *Fagus sylvatica*, zaś dębu szypułkowego *Quercus robur* – około 30 cm/rok [Closset-Kopp i in. 2007]. Z kolei u osobników dorosłych, w niekorzystnych warunkach oświetlenia, obserwuje się zahamowanie wzrostu z jednocześnie wzmocnionym wytwarzaniem odrośli pędowych i korzeniowych ("Alice behaviour") [Closset-Kopp i in. 2007]. Efektem wzrostu wegetatywnego (klonalnego) rośliny są nowe osobniki, które mogą być na stałe połączone z organizmem macierzystym lub z czasem uzyskują niezależność. Zdolność do zmiany aktywności merystemów stożków wzrostu pędów głównych i odrostów, może być traktowana, jako sposób optymalizacji własnych zasobów, który zapewnia zdominowanie siedliska w miejscu introdukcji [Sebert-Cuvillier i in. 2007, Vanhellefont 2009]. „Strategia Alicji” ujawnia się nie tylko w wyniku reakcji na zacinienie. Uszkodzenie osobników na skutek zranienia, złamania czy przycięcia również przyczynia się do zainicjowania wzrostu klonalnego rośliny [Bellon i in. 1977, Mulligan, Mundro 1981]. W naturalnym obszarze występowania tworzenie przez *P. serotina* spontanicznych odrośli pędowych i korzeniowych jest zjawiskiem spotykanym powszechnie. Stwierdzona zdolność do wzrostu klonalnego może dotyczyć nawet do 80% rodzimych populacji [Auclair 1975], natomiast w warunkach europejskich obserwowana była u nie więcej niż połowy analizowanych populacji *P. serotina* [Closset-Kopp i in. 2007]. Tworzenie odrośli nie musi być wyłącznie następstwem uszkodzenia rośliny. Podrost czeremchy amerykańskiej w lasach pozbawionych zabiegów pielęgnacyjnych stanowią około 10% odrośla korzeniowe dorosłych osobników [Halarewicz 2011]. Najwięcej odrośli pędowych wytwarzają, w niesprzyjających warunkach, osobniki młodociane [Del Tredici 2001]. Natomiast nawet u form dojrzałych, ponad 250-letnich, wciąż obserwuje się zdolność do wzrostu wegetatywnego z udziałem odrośli [Starfinger 1991]. Specyficzna właściwość roślin o klonalnym typie wzrostu, polegająca na zdolności do aktywnego podziału merystemów przez całe życie organizmu sprzyja rozprzestrzenianiu się gatunku, wypełnianiu zdobytej przestrzeni oraz decyduje o długowieczności klonów [De Kroon, Van Groenendael 1997].

Kolejną cechą ułatwiającą powiększanie areалу występowania czeremchy amerykańskiej jest jej wysoki potencjał rozmnażania generatywnego uwarunkowany przez wczesne przystąpienie do reprodukcji oraz wysoką płodność osobników. Pomimo że pierwsza faza kwitnienia i owocowania *P. serotina* jest uzależniona od dostępu światła, zwykle gatunek ten zaczyna dojrzewać dość wcześnie, średnio w wieku około 10 lat. Najwcześniej, nawet w wieku 4 lat, dojrzewają drzewa samotnie rosnące [Deckers i in. 2005], natomiast pod zwartym okapem innych drzew kwitnienie obserwowane jest dopiero u osobników 20-letnich [Starfinger 1990]. Najobficiej kwitną rośliny przed 30 rokiem życia, wytwarzając do kilku tysięcy kwiatów na 1 m³ korony [Pairon i in. 2006a]. Duże i wonne kwiaty są łatwo dostępne dla zapylaczy [Jabłoński 1998]. Około 15% kwiatów czeremchy amerykańskiej w podszycie borów przekształca się w owoce, natomiast 25% z zawiązanych owoców przedwcześnie opada [Pairon i in. 2006a]. Coroczne kwitnienie i owocowanie czeremchy amerykańskiej charakteryzuje się dużą zmiennością [Starfinger 1990, Pairon i in. 2006a], niemniej jednak korzystniejsze warunki oświetlenia zawsze polepszają wielkość plonowania [Closset-Kopp i in. 2007].

Owoce czeremchy amerykańskiej opadają w odległości 5–10 m od rośliny macierzystej [Pairon i in. 2006b]. Stwierdzono, że drzewa produkujące większą liczbę owoców są atrakcyjniejsze dla zwierząt i częściej przez nie odwiedzane [Deckers i in. 2008]. Rozprzestrzenianie owoców i nasion za pośrednictwem zwierząt stanowi kolejną właściwość roślin

inwazyjnych, która pozwala na kolonizację zbiorowisk roślinnych w stosunkowo krótkim czasie [Schupp 1993, Higgins, Richardson 1999, Cain i in. 2000, Jordano, Schupp 2000]. Właściwość ta, w przypadku *P. serotina*, wynika w dużej mierze z fenologii owocowania omawianej rośliny w warunkach środkowej Europy. Owoce czeremchy amerykańskiej dojrzewają i opadają w okresie, gdy zasoby rodzimych owoców ulegają wyczerpaniu (wrzesień, październik). To sprawia, że stają się dla zwierząt dodatkowym, atrakcyjnym źródłem pokarmu [Kurek, Holeksa 2011].

Największe znaczenie w rozsiewaniu *P. serotina* mają ptaki, za pośrednictwem których przemieszcza się 20% zawiązanych owoców [Pairon i in. 2006b]. W zbiorowiskach leśnych Polski czyż *Carduelis spinus*, grubodziób *Coccothraustes coccothraustes* i paszkot *Turdus viscivorus* aktywnie uczestniczą w rozsiewaniu omawianego gatunku [Bartkowiak 1970]. Szybkość rozprzestrzeniania się propagul jest wyższa na otwartym terenie niż w fitocentrach leśnych [Kowarik 1995b, Deckers i in. 2005], natomiast w lasach dyspersja z udziałem zoochorii występuje częściej przy mniejszym zagęszczeniu drzewostanu [Starfinger i in. 2003]. Przenoszenie nasion czeremchy amerykańskiej do miejsc najchętniej odwiedzanych przez ptaki, czyli zadrzewień śródpolnych i przydrożnych [Howe, Smallwood 1982], sprawia, że właśnie tam obserwuje się największą liczebność przyjmujących się siewek [Lichstein i in. 2002, Deckers i in. 2005]. Pestkowce omawianego gatunku stanowią ponadto pożywienie dla zwierzyny leśnej – danieli *Dama dama*, saren *Capreolus capreolus*, dzików *Sus scrofa* [Starfinger 1997], a także dla lisów *Vulpes vulpes* i kuny leśnej *Martes marten* i domowej *Martes foina* [Kurek, Holeksa 2011], co dodatkowo zwiększa możliwości ich transportu. Dzięki zoochorii nasiona czeremchy amerykańskiej deponowane są w znacznej, dochodzącej do 600 metrów, odległości od rośliny macierzystej [Starfinger 1990, Kowarik 1995a].

Kiełkowanie i wzrost najmłodszych stadiów rozwojowych *P. serotina* jest ułatwiony dzięki właściwościom allelopatycznym gatunku. Wiele prac badawczych sugeruje, że allelopatia może przyczyniać się do zdobycia przewagi przez introdukowane gatunki roślin w zasiedlonych fitocenozach [Ridenour, Callaway 2001, Hierro, Callaway 2003]. W przypadku czeremchy amerykańskiej stwierdzono, że zarówno związki wydzielane przez korzenie tej rośliny [Bielinis i in. 2010], jak i ekstrakt z liści [Drogoszewski, Barzdajn 1984, Nawrot i in. 2010] powodują ograniczenie kiełkowania siewek gatunków sąsiadujących. Przyczyną takiej reakcji mogą być zaburzenia kolonizacji korzeni roślin współwystępujących przez grzyby ektomikoryzowe, wrażliwe na związki allelopatyczne *P. serotina* [Nielsen i in. 1999].

W rozwoju osobniczym czeremchy amerykańskiej obserwuje się wiele różnych cech osobników (zbiorów adaptacji), które decydują o inwazyjnym charakterze omawianej rośliny. Ponadto Closset-Kopp i in. [2007] jako pierwsi zwrócili uwagę na możliwość przemiennego występowania niektórych z nich w historii życiowej każdego osobnika. Takie zmiany strategii życiowych opisane u innych gatunków roślin są efektem płynnego rozdziału materii i energii na procesy wzrostu i reprodukcji. W przypadku *P. serotina* procesy te wymagają jednak dalszych, szczegółowych badań.

3.3. Skuteczność „ucieczki” czeremchy amerykańskiej od wrogów naturalnych

Rolę wrogów naturalnych, jako jednego z czynników decydujących o sukcesie lub porażce obcych gatunków roślin, tłumaczą dwie hipotezy: uwolnienia od wpływu wrogów naturalnych ("the enemy release hypothesis") [Keane, Crawley 2002] oraz wpływu oporu nowego środowiska ("the biotic resistance hypothesis") [Maron, Vilà 2001]. Pomimo różnych konsekwencji dla przybytej rośliny obydwie hipotezy nie wykluczają się [Mitchell i in. 2006] i stanowią wzajemne uzupełnienie [Mitchell, Power 2003]. Aby ocenić ich słuszność niezbędna jest informacja o tym, na ile rodzime gatunki wpływają na ograniczenie rozwoju populacji „przybysza” w miejscu jego pochodzenia. Jeżeli ten wpływ jest znikomy, to wydaje się, że przybycie rośliny do nowej ojczyzny nie przyniesie wymiernej korzyści z „ucieczki” z naturalnych obszarów występowania.

W naturalnym obszarze występowania czeremchy amerykańskiej wschody siewek i śmiertelność jej podrostu są kontrolowane przez patogeny glebowe z rodzaju *Pythium* i *Phytophthora* [Packer, Clay 2000, 2003]. Dodatkowo obecność *Pythium* ogranicza wzrost zainfekowanych dojrzałych roślin [Martin, Loper 1999]. Badania molekularne, porównujące izolaty *Pythium* otrzymane z prób glebowych pobranych wokół drzew czeremchy amerykańskiej w lasach europejskich i amerykańskich, wykazały istotne różnice w wirulencji tych patogenów glebowych dla *P. serotina*. Stwierdzono, że nieagresywne typy *Pythium* występują powszechnie w glebie na obydwu kontynentach, natomiast typy agresywne obecne są jedynie w próbach pobranych z rodzimych obszarów występowania czeremchy amerykańskiej [Reinhart i in. 2003]. Przypuszcza się, że w miejscu pochodzenia *P. serotina* sposób regulacji zagęszczenia gatunku z udziałem grzybów glebowych ma znacznie większe znaczenie niż do tej pory sądzono [Reinhart i in. 2005]. Natomiast brak negatywnego wpływu mikroflory glebowej w warunkach europejskich skutkuje większą liczebnością populacji na etapie siewek, co przyczynia się do wzmocnienia inwazyjnych właściwości przybysza [Klironomos 2002, Reynolds i in. 2003]. W ojczyźnie czeremchy amerykańskiej dorosłe rośliny ulegają porażeniu głównie przez patogena *Blumeriella jaapii* (syn. *Coccomyces hiemalis*) [Stanosz 1992], który powoduje plamistość liści. W mniejszym nasileniu chorują na moniliozę (brunatna zgnilizna), której przyczyną jest *Monilinia seaveri* [Batra 1991]. Niedawno w Polsce stwierdzono ten gatunek patogena i typowe objawy moniliozy na samotnie rosnących drzewach *P. serotina* na terenach podmiejskich [Halarewicz, Płaskowska 2011].

Naukowcy podkreślają, że wpływ czynników biotycznych w nowym środowisku jest trudny do przewidzenia. Wydaje się mało prawdopodobne, aby sukces wynikający z „ucieczki” roślin przed wrogami naturalnymi trwał długo. Stwierdzono, że okres 50-letni jest już wystarczający do zaobserwowania zmian w oddziaływaniach pomiędzy rośliną obcego pochodzenia a przedstawicielami miejscowej entomofauny [Hawkes 2007]. Początkowo uważano, że wraz z upływem czasu, w pierwszej kolejności polifagiczne gatunki roślinożernych owadów a później wyspecjalizowane, adaptują się do nowego źródła pokarmu [Glendinning 2002]. Dalsze badania wykazały, że rośliny obce doświadczają co najmniej tak samo intensywnego żerowania owadów, jak blisko spokrewnione z nimi gatunki roślin miejscowych. Przy czym o szybkości zasiedlania nowych roślin przez wyspecjalizowanych roślinożerców decyduje stopień pokrewieństwa filogenetycznego między przybyszem a przedstawicielami rodzimej flory [Agrawal, Kotanen 2003, Cavender-Bares i in. 2009]. Istotny jest również

zasięg występowania wprowadzonej rośliny. Przy większym rozprzestrzenieniu gatunków obcych nawiązywanie stosunków roślina-owad zachodzi szybciej na wszystkich poziomach troficznych [Connor i in. 1980].

Padus serotina jest przykładem introdukowanego gatunku, który od ponad 150 lat występuje w zbiorowiskach leśnych Europy [Starfinger 1997]. Reakcja roślinożerne entomofauny na ten nowy gatunek rośliny żywicielskiej może być postrzegana jako eksperyment manipulacyjny na dużą skalę. W eksperymentach takich kontrolę stanowią zespoły roślinożerców z regionu pochodzenia obcej rośliny [Strong i in. 1977] lub miejscowe zespoły roślinne współwystępujące z gatunkiem wprowadzonym w określonym regionie [Strong 1974, Leather 1986].

Owady najczęściej zasiedlające czeremchę amerykańską w jej ojczyźnie to gąsienice motyli (Lepidoptera), w tym samotnie żerujące *Papilio glaucus* (Papilionidae), *Acrionicta hasta* (Noctuidae) i *Satyrium titus* (Lycaenidae) [Gochfeld, Burger 1997]. Jednak największe szkody powodują gąsienice żyjące stadnie w oprzędach ochronnych. Na początku sezonu wegetacyjnego *P. serotina* jest zasiedlana przez *Malacosoma americanum* (Psychidae) i *Archips cerasivoranus* (Tortricidae), a późnym latem pojawiają się oprzędy *Hydria prunivorata* (*Rheumaptera prunivorata*) (Geometridae) [Baker 1972, Wagner 2005]. Obecność gąsienic *M. americanum* może prowadzić do całkowitej defoliacji i zamierania młodych drzew [Kulman 1965, Mulligan, Munro 1981]. Również larwy błonkówek *Neurotoma* spp. (Hymenoptera, Pamphiliidae), tworzące oprzędy, wykazywane są jako szkodniki powodujące znaczną redukcję liści [Wagner 2005]. W Ameryce Północnej czeremcha amerykańska zasiedlana jest przez stosunkowo niewielką liczbę gatunków mszyc, a gatunki o znaczeniu ekonomicznym takie jak *Myzus cereasi* czy *Hyalopterus pruni* (Homoptera, Aphididae) występują nielicznie [Lambers 1971].

Wstępne badania entomofauny *P. serotina* na terenie Europy wykazały żerowanie na liściach kilku gatunków chrząszczy [Wimmer, Winkel 2000, Nowakowska, Halarewicz 2006a] i motyli [Nowakowska, Halarewicz 2006b]. Opisano gatunki mszyc, które zaakceptowały czeremchę amerykańską jako nowego żywiciela [Lambers 1971, Wilkaniec, Borowiak-Sobkowiak 2003]. Wśród szkodników owoców *P. serotina* wymieniany jest kwiecień pestkowiec *Furcipes rectirostris* (Coleoptera, Curculionidae) [Pairen i in. 2006a] oraz nasionnica *Rhagoletis cingulata* (Diptera, Trypetidae) [Lampe i in. 2005, Smit, Dijkstra 2008].

Nowym aspektem w badaniach nad ustaleniem troficznych zależności pomiędzy czeremchą amerykańską a jej wrogami naturalnymi będzie całościowe potraktowanie roślinożerne entomofauny i fitopatogenów w wybranej fitocenozie leśnej, jak również określenie uszkodzeń drzew badanego gatunku powodowanych przez roślinożerne owady oraz porażenia będącego wynikiem rozwoju patogenicznych grzybów. Niezbędne są także prace badawcze, które pozwolą na prześledzenie dynamiki występowania i określenie udziału poszczególnych gatunków fitofagicznych owadów i fitopatogenów w kształtujących się zespołach organizmów zasiedlających *P. serotina*.

3.4. Neofityzm jako zagrożenie dla rodzimych zbiorowisk roślinnych

Analizując wiedzę dotyczącą roślinnych taksonów obcego pochodzenia napotyka się na wiele problemów terminologicznych związanych z określeniem ich aktualnej przynależności do poszczególnych grup, wyróżnianych wśród roślin synantropijnych [Tokarska-Guzik i in. 2011]. Według nazewnictwa stosowanego w literaturze polskiej rośliny obcego pochodzenia, które za pośrednictwem człowieka znalazły się na określonym obszarze – to antropofity [Kornaś 1977a, b]. Zgodnie z klasyfikacją geograficzno-historyczną antropofitów, w przypadku gatunków trwale zdomowionych, przybyłych od początku XVI w., przyjęto termin kenofity [Kornaś 1968]. W obrębie tej grupy – stosując kryterium rodzaju opanowanych obszarów – wyróżniono, obok gatunków zdomowionych na siedliskach antropogenicznych, gatunki zdomowione na siedliskach naturalnych i półnaturalnych, czyli agriofity, wśród których obserwuje się najwięcej gatunków inwazyjnych. Niezależnie od tego podziału, Faliński [1969] zaproponował określenie neofit, które zgodnie z jego definicją oznacza gatunek obcego pochodzenia wprowadzony od początku ery nowożytnej i zdomowiony na pierwotnych siedliskach oraz wchodzący w skład naturalnych zbiorowisk – odpowiednik agriofita *sensu* [Kornaś 1968]. W tym kontekście funkcjonujące w literaturze polskiej określenie Falińskiego nie jest aktualnie stosowane [Tokarska-Guzik i in. 2011]. Natomiast w publikacjach angielskojęzycznych pojęcie neofita używane jest wyłącznie do umiejscowienia podczas przybycia nowego gatunku na nowy obszar i oznacza taksony, które przybyły na początku ery nowożytnej (XVI wiek). Tak rozumiane neofity mogą reprezentować różny status zdomowienia: gatunek nie zdomowiony, zdomowiony, inwazyjny [Richardson i in. 2010]. W niniejszej pracy termin neofit został użyty w znaczeniu stosowanym w literaturze angielskojęzycznej, co stanowi odpowiednik pojęcia kenofit *sensu* [Kornaś 1968].

Neofityzm jako zjawisko wkraczania i zdomawiania się organizmów obcych oznacza trwałe włączenie wycinka nowego terytorium do ogólnego zasięgu występowania danego gatunku. Wejście gatunku w stadium neofita może chwilowo zakończyć jego wędrówkę lub umożliwić jego dalszą ekspansję geograficzną. Spośród zdomowionych obcych gatunków roślin zaledwie 10% wykazuje właściwości inwazyjne [Willimson, Fitter 1996]. Główny problem związany z wprowadzeniem obcych roślin polega na tym, że ich inwazyjny charakter ujawnia się najczęściej dopiero po kilkudziesięciu latach [Kowarik 1995a, Szwagrzyk 2000].

Naturalne, niezaburzone zbiorowiska roślinne mają własne mechanizmy regulacji, które powinny uniemożliwiać wkraczanie i zdomawianie się gatunków obcych [Faliński 2004]. Wieloletnie obserwacje belgijskich badaczy w rezerwacie ścisłym z przewagą dębów *Quercus* spp. i brzozy *Beluta* spp. w drzewostanie oraz dominacją jeżyny *Rubus fruticosus* w runie wykazują, że *P. serotina* wcale nie musi być gatunkiem agresywnym. We wspomnianej naturalnej fitocenozie czeremcha amerykańska odnawia się w niewielkim stopniu, podczas gdy w tym samym czasie następuje ciągle odnawianie populacji pierwotnych składników zbiorowiska [Vanhellemont i in. 2009]. Według oceny autorki potwierdzenie procesu naturalizacji *P. serotina*, który nie stanowi zagrożenia dla gatunków rodzimych, jest przesłanką do podjęcia szczegółowych prac badawczych w celu poznania czynników ograniczających rozprzestrzenianie się omawianej rośliny. Wstępne obserwacje przeprowadzone przez autorkę w siedliskach borowych, które dotyczyły reprodukcji pojedynczych drzew czereme-

chy amerykańskiej stojących samotnie w podszycie, wskazują na istnienie mechanizmów regulacji utrudniających odnawianie się badanego gatunku [Halarewicz 2011]. Zagadnienie to wymaga jednak dalszych szczegółowych prac badawczych, poszerzonych dodatkowo o siedliska nieborowe i z zastosowaniem innych metod zbioru danych.

Fitocenozy silnie zniekształcone na skutek działania czynników naturalnych lub antropogenicznych są najbardziej podatne na zasiedlanie przez neofity [Faliński 1998, Tokarska-Guzik 2003]. Konsekwencją zdomowienia się w nich obcego „przybysza” są postępujące zmiany, w przebiegu których istotne znaczenie mają relacje pomiędzy obcym gatunkiem a zastanymi komponentami zbiorowiska [Faliński 1969, 2004, Richardson, Pyšek 2006]. Przykładem miejsc z łatwością kolonizowanych przez czeremchę amerykańską są zdegenerowane zbiorowiska leśne na siedliskach lasów naturalnych użytkowane gospodarczo (leśne zbiorowiska zastępcze). W pierwszych dekadach po zasiedleniu *Padus serotina* nie powoduje w nich istotnych zmian kombinacji gatunków, wzbogaca jedynie skład florystyczny [Godefroid i in. 2005, Verheyen i in. 2007, Chamberrie i in. 2008]. Z czasem, jako gatunek światłolubny, o dużych przyrostach rocznych, na zasadzie relacji kompensacyjnej w stosunku do pozostałych składników zbiorowiska, z łatwością zastępuje rodzime gatunki drzewiaste w lukach drzewostanów. Kolejną relacją wobec pozostałych komponentów fitocenozy jest ujawniający się stosunek redukcyjny neofita. W wyniku masowego rozmnażania czeremchy amerykańskiej obserwuje się zwiększenie areалу jej występowania, co powoduje zmniejszenie powierzchni zajmowanych przez pozostałe gatunki roślinne [Kowalski 1988, Starfinger 1990, Verheyen i in. 2007].

Zubożałe zbiorowiska roślinne na skutek inwazji neofitów z czasem stają się podatne na zasiedlanie przez obce ekologicznie gatunki nieleśne – łąkowe, okrajkowe, zaroślowe czy ruderalne [Fudali 2009]. W niektórych przypadkach, wskutek opanowania przez „przybysza” dochodzi do zniekształcenia i zatracenia swoistych cech zbiorowiska. Taki stosunek neofita do pierwotnych komponentów zbiorowiska można rozpatrywać jako zakończenie procesu redukcyjnego i rozpoczęcie relacji edyfikacyjnej, wskutek której tworzy się całkowicie nowa, wtórna kombinacja gatunków [Faliński 1969]. W ten sposób postępująca degeneracja fitocenozy prowadzi do powstania zupełnie innego układu fitosocjologicznego [Faliński 1966, Olaczek 1974a]. Bywa, że zmiany zachodzące w środowisku naturalnym są na tyle istotne, że spontaniczna regeneracja zniszczonych ekosystemów często nie jest już możliwa, nawet po przeprowadzeniu prób rekonstrukcji siedlisk [Symonides 2007]. Ze względu na destrukcyjny wpływ na rodzime zbiorowiska roślinne, gatunki inwazyjne uznawane są za jedno z najgroźniejszych źródeł synantropizacji [Vitousek 1990]. Natomiast skutki ich rozprzestrzeniania traktuje się, obok bezpośredniej utraty siedlisk, jako jedną z najpoważniejszych przyczyn zagrożenia różnorodności biologicznej [Vitousek i in. 1996, Lonsdale 1999, Mack i in. 2000, Cronk, Fuller 2001, Kolar, Lodge 2001].

Zagrożenia wywołane obecnością czeremchy amerykańskiej w fitocenozach leśnych na terenie Polski, zdominowanych przez ten gatunek, nie zostały do tej pory szczegółowo rozpoznane. W nielicznych publikacjach wskazuje się jedynie na wypieranie przez *P. serotina* gatunków światłolubnych [Danielewicz 1994, Stypiński 1977]. Nowym elementem, wprowadzonym przez autorkę do problematyki wpływu czeremchy amerykańskiej na przemiany fitocenozy leśnych z przewagą tego gatunku, będzie ustalenie istniejących zależności na podstawie szczegółowej analizy składu i struktury zbiorowisk roślinnych.

4. PRZEDMIOT I TEREN BADAŃ

4.1. Charakterystyka botaniczna *Padus serotina*

Padus serotina (Ehrh.) Borkh. [Mirek i in. 2002] [syn. *Prunus serotina* Ehrh., *Cerasus serotina* (Ehrh.) Loisel] – czeremcha amerykańska (syn. czeremcha późna) należy do rodziny różowatych (*Rosaceae* Juss.), jest przedstawicielem podrodziny śliwowych (*Prunoideae*) [Szafer i in. 1986, Tutin i in. 1996, Rutkowski 2007, Starfinger 2010].

Uwzględniając formy życiowe Raunkiaera omawiany gatunek można zaliczyć do jawnopączkowych (fanerofitów) [Falińska 2004]. W warunkach europejskich, zależnie od środowiska tworzy formy krzewiaste (nanofanerofity) lub niewysokie drzewa do 20 m wysokości (megafanerofity).

Pnie i pędy pokryte są ciemnobrązową korą z licznymi białymi przetchlinkami. Drewno czeremchy amerykańskiej ma barwę od bladej do ciemnobrązowej i jest twarde, zwarte, łatwe do obróbki. Kora po roztarciu pachnąca.

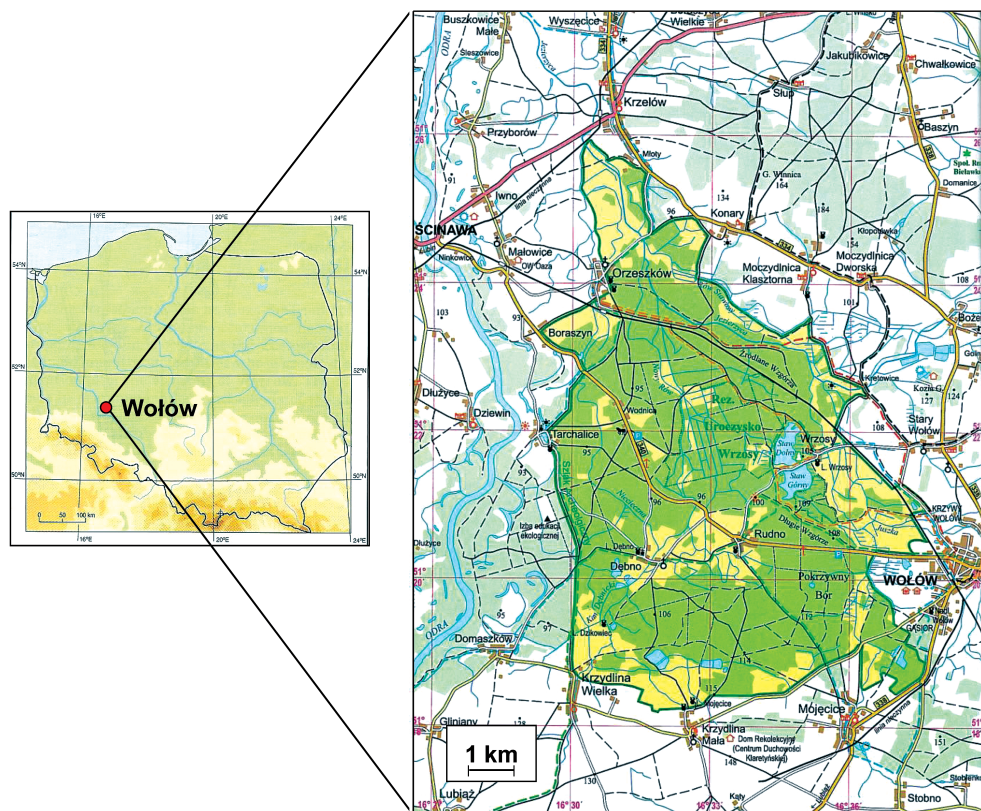
Liście ułożone skrętolegle, jajowate lub podłużnie lancetowate, zaokrąglone i na brzegach drobno karbowano-piłkowane. Górna strona blaszki liściowej ciemnozielona i błyszcząca, dolna jaśniejsza. Po dolnej stronie blaszki liściowej, u liści dojrzałych, wzdłuż nerwu głównego widoczne jest charakterystyczne rdzawe owłosienie. Liście mają co najmniej 15 par nerwów bocznych i długość do 15 cm. Jesienią przebarwiają się intensywnie na czerwono oraz żółto.

Czeremcha amerykańska kwitnie, po rozwinięciu liści, od końca maja do czerwca, z miesięcznym opóźnieniem w porównaniu z najbardziej spokrewnioną czeremchą zwyczajną *Padus avium* Mill. (syn. *Prunus padus* L. subsp. *padus*). Kwiaty o średnicy do 8 mm, zebrane w luźne, walcowate grona długości około 10 cm, wzniesione do góry lub odstające poziomo. Płatki korony kremowo białe, odwrotnie jajowate.

Owoce – kuliste pestkowce dojrzewają na przełomie sierpnia i września. Dorastają do średnicy około 8–10 mm, mają nieregularną bruzdkowaną pestkę. Zabarwienie pestkowców początkowo krwistoczerwone, w stanie dojrzałym ulega zmianie do ciemnopurpurowego [Szafer i in. 1986, Starfinger 1997, Rutkowski 2007].

4.2. Opis terenu badań

Park Krajobrazowy „Dolina Jezierzycy” utworzony został Rozporządzeniem Wojewody Wrocławskiego z dnia 10 sierpnia 1994 roku. Zajmuje obszar 7953 ha i mieści się w północno-zachodniej części województwa dolnośląskiego w gminach Wołów (80% powierzchni) oraz Wińsko na terenie Nadleśnictwa Wołów w Obrębie Dębno (ryc. 3).



Ryc. 3. Położenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. Materiał graficzny udostępniony za zgodą Wydawnictwa Kartograficznego Eko-Graf sp. z o.o.

Fig. 3. The location of the "Dolina Jezierzycy". Graphics reproduced with the permission of Wydawnictwo Kartograficzne Eko-Graf LLC

Według regionalizacji przyrodniczo-leśnej park jest usytuowany w Kotlinie Śląskiej [Trampler i in. 1990], stosując podział geobotaniczny znajduje się na terenie Podkrainy Dolnośląskiej [Matuszkiewicz 1993].

Uwzględniając podział fizyczno-geograficzny teren badań położony jest na skraju dwóch makroregionów: Wału Trzebnickiego z mezoregionem Ścinawskiego Obniżenia Odry i Niziny Śląskiej z mezoregionem Wysoczyzny Rościszawickiej, w obrębie której wyróżniono mikroregion Obniżenie Wołowa [Kondracki 1978]. Środkowa i północna część parku znajduje się w granicach Ścinawskiego Obniżenia Odry (89,5–105 m n.p.m.). Buduje je system

holoceńskich teras zalewowych z dobrze zachowanymi starorzeczami oraz szeroka i płaska plejstocenska terasa nadzalewowa z licznymi strugami i rowami melioracyjnymi. Pod pokrywą glebową zalegają piaski i żwiry akumulacji rzecznej. Wysoczyzną Rościsławicką tworzą wzgórza morenowe (100–122,4 m n.p.m.), stanowiące południowo-wschodnią część parku, natomiast sandrową równinę Obniżenie Wołowa w większości pokrywają wydmy. W podłożu obecne są piaski i żwiry fluwioglacjalne zaliczone do plejstocenu, nagromadzone podczas stadiału Warty zlodowacenia środkowopolskiego [Szczepański, Szczepańska 1992].

Wykształcenie gleb na terenie parku uzależnione jest od położenia i budowy geologicznej podłoża. W dolinach dopływów Odry i terasach zalewowych występują mady lub gleby brunatne. W obrębie terasy nadzalewowej i starorzeczy obecne są gleby bagienne (mulo-błotne, torfowe, murszowe). Na wyniesieniach i wydmach dominują gleby bielcowe [Macicka-Pawlik, Wilczyńska 1997, Kawalko, Kaszubkiewicz 2008].

Flora omawianego obszaru charakteryzuje się dużą różnorodnością, co związane jest ze zróżnicowaną rzeźbą terenu. Najważniejszą rolę odgrywają fitocenozy leśne zajmujące około 65% powierzchni parku. Z uwagi na dominację siedlisk borowych podstawowym gatunkiem lasotwórczym tego rejonu jest sosna. W dolinach potoków i strumieni dominują bogate florystycznie zbiorowiska lasów liściastych z przewagą olchy w drzewostanie, która jest głównym składnikiem lasotwórczym utworzonego w obrębie parku rezerwatu „Uroczysko Wrzosey”. Kompleks ten zawiera fragmenty bogatego florystycznie olsu porzeczkowego i łągu jesionowo-olszowego. Z kolei dęby są ważnym komponentem zbiorowisk grądowych, kwaśnej dąbrowy oraz boru mieszanego. Tereny hydrogeniczne stanowią cenne biotopy nieleśnej roślinności bagiciennej i wodnej. W niezalesionych częściach dolin rzek i strumieni rozpościerają się zbiorowiska łąkowe, zajmujące około 15% areалу parku. W pokrywie roślinnej omawianego obszaru obecne są również zbiorowiska synantropijne, powstałe w wyniku różnych działań antropogenicznych. Duże zróżnicowanie roślinności wyraża się obecnością około 500 taksonów, w tym 37 gatunków roślin chronionych, z czego 25 podlega ochronie ścisłej [Macicka, Wilczyńska 1988, Macicka-Pawlik, Wilczyńska 1995, 1997, Bobrowicz, Malkiewicz 1998].

Wybór terenu badań był spowodowany dużą zmiennością warunków siedliskowych, które wpływają na bogactwo i zróżnicowanie szaty roślinnej, w tym przypadku – z dużym udziałem roślinności naturalnej.

4.3. Warunki klimatyczne

Park Krajobrazowy „Dolina Jezierzycy” znajduje się w nadodrzańskim regionie klimatycznym [Schmuck 1957]. W klasyfikacji rolniczo-klimatycznej należy do Dzielnicy Wrocławskiej obejmującej swoim zasięgiem Nizinę Śląską [Gumiński 1948]. Jest to jeden z najcieplejszych regionów klimatycznych w Polsce. Charakteryzuje go wysoka średnia roczna temperatura powyżej 8°C. Wiosna jest wczesna i wilgotna. Już w ostatnich dniach kwietnia średnia temperatura dobowa przekracza 10°C. Najzimniejszym miesiącem jest luty ze średnią dobową w przedziale od -4,4 do 0,6°C, a najcieplejszym lipiec ze średnią temperaturą 15,3°C. Okres wegetacyjny o temperaturach średnich dziennych powyżej +5°C trwa około 220 dni i jest najdłuższy w kraju. Niemal połowa dni w roku to dni pochmurne. Roczna suma opadów waha się w granicach 500–600 mm, a w okresie wegetacyjnym wynosi około 350 mm. Pokrywa śnieżna utrzymuje się przeciętnie około 60 dni. Dłużej zalega w zwartych,

cienistych drzewostanach. Charakterystyczne dla tego obszaru są częste odwilże, a nawet gwałtowne roztopy w środku zimy. Dominują wiatry wiejące z zachodu [Bobrowicz, Czepnik 1997, Sobik 2005].

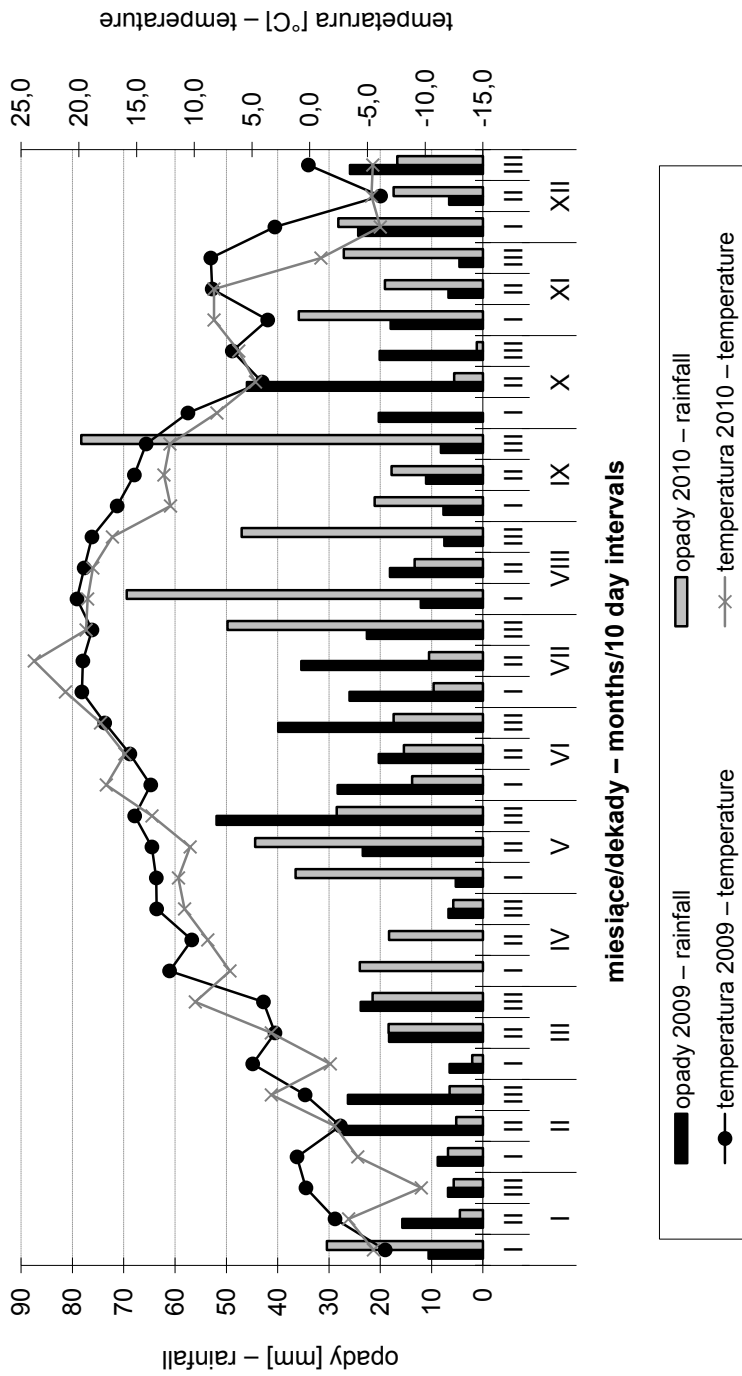
4.3.1. Przebieg pogody w okresie badań

Z uwagi na występujący w toku badań aspekt obserwacji entomologicznych i mikologicznych podczas dwóch sezonów badawczych w 2009 i 2010 r., w pracy zawarto szczegółowe dane meteorologiczne odnoszące się do tego okresu. Pomiarów zjawisk meteorologicznych zostały wykonane w możliwie najbliższym sąsiedztwie terenu badań w posterunku meteorologicznym w Chwałkowicach (10 km na północ od Wołowa). Za zgodą IMGW Ośrodek Główny w Warszawie wykorzystano dane meteorologiczne z lat 2009–2010 oraz z okresu wielolecia 2000–2008 (we wcześniejszych latach pomiarów meteorologicznych w Chwałkowicach nie wykonywano). Pomiarów te posłużyły do interpretacji dynamiki występowania najliczniejszych wrogów naturalnych czeremchy amerykańskiej.

Przebieg analizowanych warunków klimatycznych był zróżnicowany i w niektórych okresach znacznie odbiegał od średnich wieloletnich, szczególnie w przypadku wielkości opadów atmosferycznych w latach badań (ryc. 4, tab. 1).

Opady atmosferyczne. Początek roku 2009 nie obfitował w opady. W drugiej i trzeciej dekadzie lutego odnotowano zwiększoną wartość miesięcznej sumy opadów w porównaniu z danymi z wielolecia. Po kwietniowej suszy w trzeciej dekadzie maja wystąpiły ulewne deszcze (wartość odchylenia od wielolecia 31,2 mm), które wpłynęły na dwukrotny wzrost miesięcznej sumy opadów (80,6 mm) w stosunku do wartości wieloletnich 2000–2008. W czerwcu i lipcu poziom opadów przewyższał ich sumy miesięczne w porównaniu z wieloleciem. W kolejnych miesiącach obserwowano niedobory, w sierpniu dwukrotnie niższe od wartości wieloletnich. Październik 2009 r. był miesiącem deszczowym, suma miesięczna opadów (86,4 mm) dwukrotnie przekroczyła średnią sumę miesięczną dla wielolecia. Szczególnie intensywne deszcze odnotowano w drugiej dekadzie tego miesiąca (sumarycznie 46 mm, wartość odchylenia od wielolecia 38 mm). Pod koniec roku 2009 ponownie nasiliły się opady atmosferyczne.

W roku 2010, po silnych opadach w pierwszej dekadzie stycznia, do drugiej dekady marca obserwowano opady niższe od wartości wieloletnich. Natomiast w maju wielkość opadów (109,4 mm) dwukrotnie przewyższyła sumę miesięczną w porównaniu z wieloleciem. Po deficycie opadów w pierwszej i drugiej dekadzie lipca miały miejsce ulewne deszcze trwające do pierwszej dekady sierpnia. W tym miesiącu suma opadów, pomimo niedoborów w drugiej dekadzie, była najwyższa w roku i wynosiła 129,7 mm. Kolejną falę intensywnych opadów odnotowano w trzeciej dekadzie września (sumarycznie 78,3 mm, wartość odchylenia od wielolecia 68,1 mm), co przyczyniło się do trzykrotnego wzrostu miesięcznej wartości opadów (117,2 mm) w porównaniu z latami 2000–2008. Po październikowej suszy w kolejnych miesiącach suma opadów wzrosła prawie dwukrotnie w porównaniu z wieloleciem.



Ryc. 4. Średnie dekadowe temperatury dobowych (°C) oraz dekadowe sumy opadów (mm) w Chwałkowicach w latach 2009–2010
 Fig. 4. The 10-day average of day mean temperatures (°C) and 10-day rainfall sums (mm) at Chwałkowice, 2009–2010

Tabela I
Table I

Przebieg pogody w okresie badań 2009–2010 w relacji do średnich wieloletnich (2000–2008)
The course of the weather during the study period of 2009–2010 compared to the relevant means of 2000–2008

Miesiąc Month	Rok Year	OPADY [mm] – RAINFALL			TEMPERATURA [°C] – TEMPERATURE						
		Suma miesięczna Monthly sum	Średnia suma miesięcza z lat 2000–2008 Mean monthly sum of 2000–2008	Odchylenie średnich sum dekadowych od wielolecia Deviation of the mean 10-day sums from 2000–2008 mean	Średnia dobowa z lat 2000–2008 Daily mean of 2000–2008	Średnia dobowa Daily mean	Odchylenie średnich dekadowych od wielolecia Deviation of the 10-day means from 2000–2008 mean				
Styczeń January	2009	33,1	40,8	0,3	1,4	-9,5	-2,8	-6,0	-2,8	1,0	
	2010	40,6		20,1	-9,8	-10,6	-6,2		-5,0	-3,9	-9,0
Luty February	2009	62,5	39,4	-4,9	15,6	12,4	-0,4	0,9	-0,8	-3,0	-0,1
	2010	18,5		-6,9	-6,6	-7,4	-1,0		-6,1	-2,5	2,9
Marzec March	2009	48,6	42,8	-6,7	2,9	9,5	4,0	3,5	3,3	-1,2	-0,7
	2010	42		-11,1	3,0	7,2	3,8		-3,4	-0,9	5,2
Kwiecień April	2009	6,7	30,5	-11,6	-10,0	-2,2	11,9	9,2	5,5	1,2	1,2
	2010	48,1		12,4	8,3	-3,1	8,9		0,3	-0,2	-1,2
Maj May	2009	80,6	55,8	-8,3	1,9	31,2	14,0	14,6	-1,1	-0,2	-0,4
	2010	109,4		22,9	22,9	7,8	11,8		-3,0	-3,5	-1,9
Czerwiec June	2009	88,5	53,2	12,6	5,2	17,6	15,7	17,5	-2,8	-2,4	-0,4
	2010	46,6		-1,9	0,3	-4,9	17,3		1,1	-1,9	0,0
Lipiec July	2009	84,0	77,4	0,5	8,3	-2,2	19,4	19,3	1,4	0,3	-1,2
	2010	69,9		-15,9	-16,6	25,0	21,5		2,8	4,5	-0,7
Sierpień August	2009	37,7	79,2	-14,5	-11,7	-15,3	19,5	18,7	0,9	0,1	1,6
	2010	129,7		42,8	-16,5	24,2	18,4		0,0	-0,7	-0,2
Wrzesień September	2009	27,0	35,7	-6,6	0,0	-2,0	15,3	13,7	1,0	1,9	1,9
	2010	117,2		6,8	6,7	68,1	12,3		-3,7	-0,7	-0,1
Październik October	2009	86,4	39,5	1,9	38,4	6,6	7,1	9,7	-1,0	-4,8	-1,9
	2010	6,8		-18,4	-2,0	-12,3	6,3		-3,5	-4,3	-2,4
Listopad November	2009	29,3	39,0	1,5	-5,8	-5,4	6,9	4,6	-2,5	4,1	5,1
	2010	82,1		19,4	6,6	17,1	5,2		2,1	4,0	-4,4
Grudzień December	2009	56,8	34,8	14,4	-8,1	15,6	-1,0	0,8	0,6	-6,7	0,8
	2010	62,3		18,3	2,7	6,4	-2,8		-8,5	-5,9	-4,8

Temperatura powietrza. W obydwu latach badań średnia dobowa temperatur miesięcznych stycznia i lutego była niższa w porównaniu ze średnimi z lat 2000–2008. W trzeciej dekadzie stycznia 2010 roku odnotowano najwyższą wartość odchylenia od średnich dekadowych z wielolecia ($-9,0^{\circ}\text{C}$). Krótkotrwałe ocieplenie pod koniec zimy stwierdzono w pierwszej dekadzie marca 2009, a w roku 2010 o dekadę wcześniej. Średnie temperatury dekadowe w kwietniu i maju 2009 r. były wyższe od odpowiadających im wartości w roku kolejnym. Przebieg temperatur w miesiącach letnich wyglądał podobnie, z wyjątkiem upałów w drugiej dekadzie lipca 2010 r., kiedy średnia dekadowa osiągnęła najwyższą wartość $-23,9^{\circ}\text{C}$, a odchylenie od wielolecia wynosiło $4,5^{\circ}\text{C}$. Krótkotrwałe upały wpłynęły na wzrost średniej miesięcznej lipca do $21,5^{\circ}\text{C}$, przy średniej miesięcznej dla wielolecia odpowiednio $19,3^{\circ}\text{C}$. We wrześniu 2009 r. obserwowano wzrost średnich temperatur dobowych, w przeciwieństwie do roku 2010. Październik w obydwu latach badań był miesiącem chłodniejszym w porównaniu ze średnimi dobowymi temperaturami miesięcznymi z lat 2000–2008, natomiast listopad cieplejszym. W grudniu 2009 i 2010 roku odnotowano niższą temperaturę miesięczną w porównaniu z danymi z wielolecia, szczególnie mroźny był koniec 2010 roku. W drugiej dekadzie grudnia 2009 odchylenie od wielolecia wynosiło $-6,7^{\circ}\text{C}$, natomiast w pierwszej dekadzie 2010 osiągnęło wartość $-8,5^{\circ}\text{C}$.

5. MATERIAŁ I METODY

5.1. Ocena udziału *Padus serotina* w drzewostanach leśnych na terenie badań

W pierwszym etapie prac na podstawie materiałów uzyskanych w Nadleśnictwie Wołów [Mapa przeglądowa ... 2005] oraz danych zawartych w planie urzędzenia lasu [Plan Urzędzenia ... 2005] sporządzono mapę występowania *Padus serotina* na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” (ryc. 7a). Jako najmniejszą jednostkę powierzchni traktowano pododdział. Procentowy udział czeremchy amerykańskiej w warstwie podszytu na powierzchniach pododdziałów określono według 4-stopniowej skali własnej (1–25%, 25–50%, 50–75%, >75% powierzchni pokrycia).

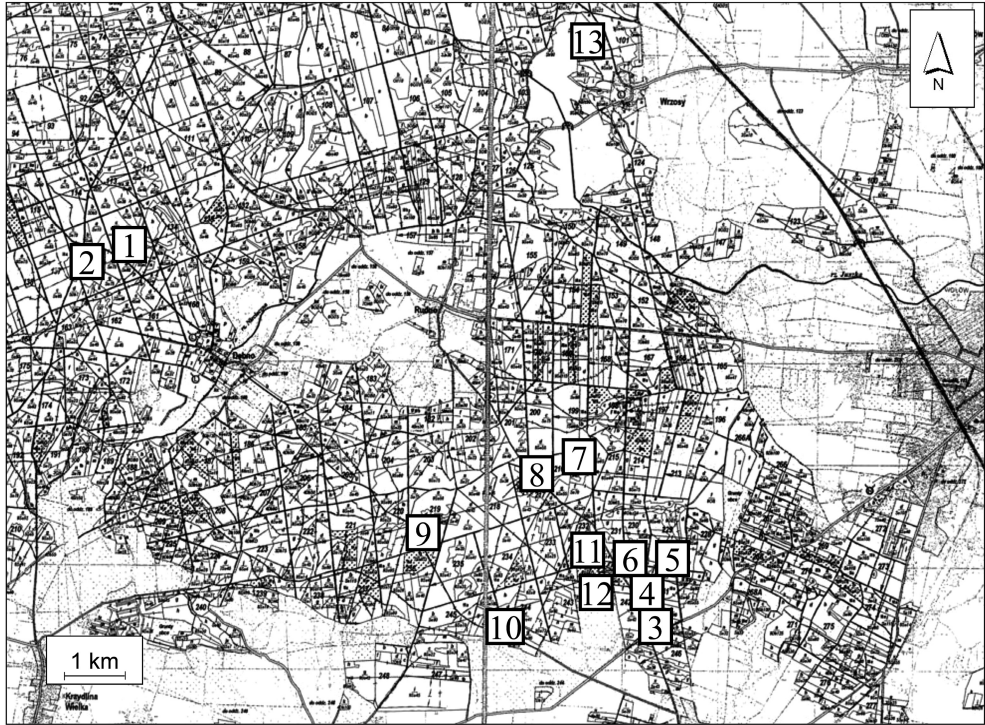
W celu aktualizacji danych sprzed roku 2005 na podstawie własnych obserwacji z lat 2008–2010 oraz informacji leśniczych (nie do wszystkich oddziałów udało się dotrzeć ze względu na nieprzejezdne drogi leśne po huraganie w lipcu 2009 roku oraz podtopienia gruntów leśnych po czerwcowej powodzi w roku 2010), sporządzono kolejną mapę uwzględniającą zmieniające się rozmieszczenia badanego gatunku w drzewostanie parku (ryc. 7b). Za najmniejszą jednostkę powierzchni uznano oddział, ze względu na to, że w warunkach terenowych wytyczenie granic pomiędzy pododdziałami nie zawsze było możliwe. W każdym z oddziałów oszacowano średnią wartość procentowego udziału czeremchy amerykańskiej według w/w skali. W przypadku kilku oddziałów, w których różnica w zasiedleniu przez czeremchę amerykańską była ewidentna (np. 75, 90, 93, 94, 125, 135, 136, 137, 153, 215, 218, 228, 229, 230, 231, 241, 242, 243), podzielono je na dwie powierzchnie różniące się występowaniem tego gatunku.

5.2. Omówienie obiektów i powierzchni badawczych

W przedstawionej pracy jako obiekty badań potraktowano wydzielone leśne, czyli drzewostany z udziałem populacji czeremchy amerykańskiej. Na potrzeby opracowania przyjęto definicję populacji statystycznej jako zbioru osobników podobnych pod względem badanych cech (ale nie identycznych) i poddanych badaniom statystycznym [Stanisz 2006]. Biorąc pod uwagę granice wyznaczonych obiektów, wytyczone zgodnie z gospodarczym podziałem kompleksu

leśnego, populacja statystyczna nie zawsze stanowi odpowiednik całej populacji cenotycznej, określonej jako zbiór osobników jednego gatunku w konkretnym zbiorowisku roślinnym (fitocenozie) [Falińska 2002]. Niemniej jednak, ze względu na jednorodność pod względem składu gatunkowego i struktury spełniono warunek reprezentatywności w całej populacji.

Dodatkowym kryterium doboru obiektów był, oceniany szacunkowo, procentowy udział *Padus serotina* w podszytcie drzewostanów. Ponadto przy ich wyborze zwracano uwagę na zróżnicowanie warunków świetlnych w obrębie obiektu takich jak: silne zacienienie pod zwartą koroną drzew, obecność prześwietlonych miejsc w drzewostanie (powstałych na skutek wypadania drzew lub powalenia przez huraganowe wiatry) oraz występowanie wyraźnego brzegu lasu na skraju ścieżki lub drogi.



Ryc. 5. Rozmieszczenie obiektów badawczych na terenie PK „Dolina Jezierzycy”. Numeracja obiektów zgodnie z tabelą 2. Wykorzystano mapę przeglądową Nadleśnictwa Wołów Obręb Dębno, skala 1: 25000

Fig. 5. The distribution of the observation sites in area of "Dolina Jezierzycy" LP. Site numbers follow those in Table 2. The map reproduced after Dębno Forest District in Wołów Forest Division, the scale 1: 25000

W celu przeprowadzenia zaplanowanych badań wytypowano łącznie 13 obiektów: 2 – reprezentowały bór sosnowy świeży, 4 – bór mieszany świeży, 2 – bór mieszany wilgotny, 4 – las mieszany świeży oraz jeden las mieszany wilgotny. Lokalizację i numery obiektów przedstawiono na mapie (ryc. 5), natomiast dane dotyczące ich położenia i wielkości w tabeli z zachowaniem zgodności numeracji wyznaczonych powierzchni (tab. 2).

Położenie i wielkość wyznaczonych obiektów badawczych
Location and area of the observation sites

Nr obiektu Site No.	Symbol obiektu Observation site code	Typ siedliskowy lasu Forest habitat type	Nr oddz. Division No.	Współrzędne położenia Location coordinates		Powierzchnia Area (ha)
				N	E	
1	BŚW1	Bór świeży fresh coniferous forest	135 i	51°20'30"	16°31'48"	3,75
2	BŚW2		136 d	51°20'28"	16°31'17"	7,44
3	BMŚW1	Bór mieszný świeży fresh mixed coniferous forest	241 s	51°18'54"	16°35'17"	1,45
4	BMŚW2		241m	51°19'06"	16°35'14"	2,30
5	BMŚW3		241 l	51°19'08"	16°35'12"	2,30
6	BMŚW4		241 a	51°19'06"	16°35'10"	0,77
7	BMW1	Bór mieszný wilgotny wet mixed coniferous forest	216 b	51°19'44"	16°34'24"	0,85
8	BMW2		216 c	51°19'43"	16°34'22"	7,29
9	LMŚW1	las mieszný świeży fresh mixed deciduous forest	219 g	51°19'20"	16°33'25"	2,05
10	LMŚW2		244 h	51°18'54"	16°33'52"	1,04
11	LMŚW3		231 h	51°19'15"	16°34'47"	2,50
12	LMŚW4		242 f	51°19'04"	16°35'07"	1,23
13	LMW1	las mieszný wilgotny wet mixed deciduous forest	102 b	51°22'01"	16°34'46"	4,62

Identyfikacja typów siedliskowych lasu oraz numeracja oddziałów i pododdziałów została przyjęta według opisu taksacyjnego drzewostanów obrębu Dębno [*Plan Urządzenia...* 2005].

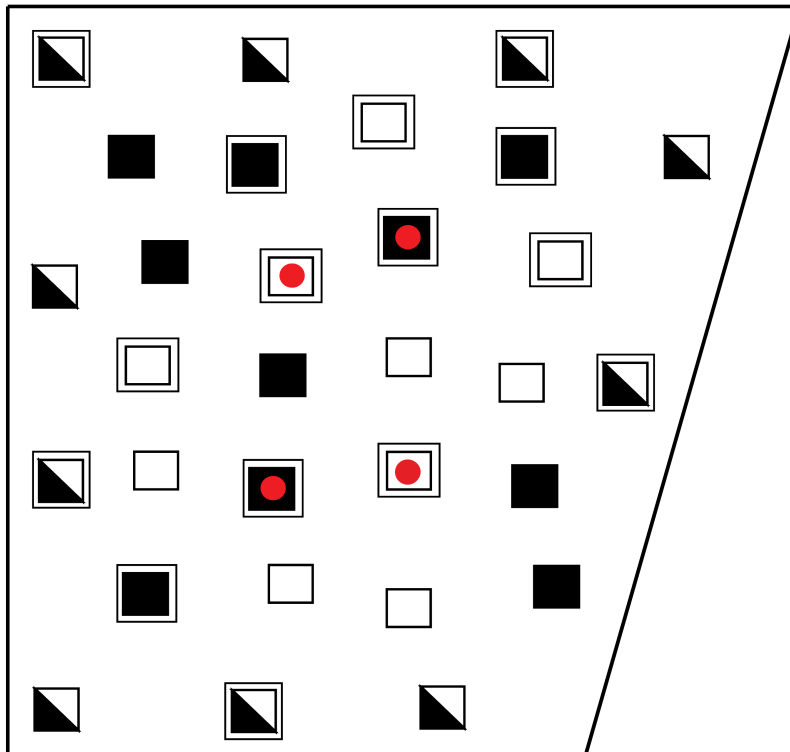
Cyfry przy zapisie typu siedliskowego lasu określają szacunkowy udział czeremchy amerykańskiej w podsycie według przyjętej 4-stopniowej skali, gdzie:

- 1 – *P. serotina* zajmuje 1–25% powierzchni obiektu,
- 2 – *P. serotina* obejmuje 25–50% powierzchni obiektu,
- 3 – *P. serotina* zajmuje 50–75% powierzchni obiektu,
- 4 – *P. serotina* obejmuje powyżej 75% powierzchni obiektu.






Współrzędne geograficzne (wyznaczone w centralnej części obiektu) oraz pomiary powierzchni obiektów określono za pomocą odbiornika systemu pozycjonowania GPS Garmin eTrex Legend HCx. Pomiary były wykonywane w warunkach odbioru sygnałów z przynajmniej 10 satelitów.

W obrębie każdego z obiektów wyróżniono strefy reprezentujące trzy kategorie zacielenia dna lasu: pod zwartymi koronami drzew (warunki odpowiadające zacieleniu powierzchni pomiędzy 75–100%), w prześwitach (odpowiednio 25–75%) oraz na brzegu lasu

(poniżej 25%) [Closset-Kopp i in. 2007 za Daubenmire 1959]. W każdym z 13 obiektów wyznaczono 30 powierzchni badawczych o wymiarach 10x10 m. Powierzchnie te wybrano w sposób losowy, po 10 w każdej ze stref zacielenia, a uzyskane z nich dane posłużyły do różnych analiz (ryc. 6). Powierzchnie w strefie brzeżnej lasu wyznaczano nie bliżej niż 1,5 m od jego krawędzi.



Legenda – Map legend

-  powierzchnia w prześwicie; analiza struktury wiekowej populacji *Padus serotina*
plot in a canopy gap, age structure analysis of *Padus serotina* population
-  powierzchnia na brzegu lasu; analiza struktury wiekowej populacji *P. serotina*
plot near the forest edge, age structure analysis of *P. serotina* population
-  powierzchnia pod zwartą koroną drzew; analiza struktury wiekowej populacji *P. serotina*
plot under closed canopy, age structure analysis of *P. serotina* population
-  próba glebowa
soil sample
-  zdjęcie fitosocjologiczne
phytosociological relevé

Ryc. 6. Przykładowy schemat rozmieszczenia powierzchni badawczych w obiekcie i rodzaje danych uzyskiwanych z każdej z nich

Fig. 6. An example scheme of plot localization within an observation site and the categories of data obtained from each plot

Na wszystkich 390 wyznaczonych powierzchniach przeprowadzono badania struktury wiekowej populacji *P. serotina* z uwzględnieniem obecności odrośli pędowych. W określonej strefie zacienienia każdego obiektu w przypadku losowo wybranych 5 powierzchni badawczych wykonano zdjęcia fitosocjologiczne. Dla każdego z obiektów, w trzech strefach zacienienia uzyskano w ten sposób 15 zdjęć fitosocjologicznych. Uznano, że spełniony został warunek minimum obserwacji potrzebnych do klasyfikacji jednorodnych fitocenozy [Dzwonko 2007]. Zdjęcia wykonano na łącznie 195 powierzchniach badawczych.

W każdym z obiektów spośród powierzchni, w których przeprowadzono obserwacje florystyczne, wybrano losowo po dwie silnie zacienione i dwie usytuowane w prześwitach, w celu poboru prób glebowych służących do ogólnej charakterystyki czynników siedliskowych obiektu.

Powierzchnie, na których wykonano zdjęcia fitosocjologiczne na terenie 8 obiektów, zlokalizowanych w borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym, wykorzystano również do pomiarów natężenia światła przenikającego przez korony drzew. Wyboru obydwu siedlisk leśnych dokonano ze względu na pełny zakres zagęszczenia czeremchy amerykańskiej w fitocenzach. Wyniki pomiarów oświetlenia uzyskano z łącznie 120 powierzchni (po 60 w przypadku obu typów lasu). Powierzchnie badawcze wytypowane do pomiarów oświetlenia nie zostały uwzględnione na schemacie doświadczenia (ryc. 6), ponieważ wyznaczono je tylko w części obiektów.

Wielkość podstawowej powierzchni badawczej (10×10 m) określono, opierając się na sugestiach Falińskiej [1990] dotyczących demograficznych badań fitocenozy leśnych oraz na analizie krzywych stosunku liczby gatunków roślin do wielkości poletek (4, 16, 32, 64, 128, 256 m²) w obrębie każdego z analizowanych zbiorowisk [Fukarek 1967, Dzwonko 2007]. Jako wyznacznik podstawowej (minimalnej) powierzchni badawczej przyjęto za Dierschke [1994] poziom 80% gatunków w stosunku do ich całkowitej liczby w zbiorowisku. Uzyskane wyniki wskazują, że powierzchnia 100 m² jest wystarczająca do charakterystyki roślinności zbiorowisk leśnych.

5.3. Ocena stosunków fitosocjologicznych i warunków siedliskowych w obiektach

5.3.1. Badania florystyczne

Obserwacje florystyczne obejmujące wybrane powierzchnie badawcze (por. rozdz. 5.2., ryc. 6.) prowadzono w latach 2008–2010, w trakcie wyjazdów terenowych w różnych okresach sezonu wegetacyjnego. Polegały one na sporządzeniu zdjęć fitosocjologicznych, czyli pełnej listy gatunków roślin naczyniowych i mszaków, obecnych w każdym z wyznaczonych kwadratów, wraz z podaniem sposobu ich występowania. W przypadku kilku taksonów, których przynależność gatunkowa budziła wątpliwości, zebrano materiał zielnikowy do oznaczenia w pracowni.

W celu określenia stosunków ilościowych składników zespołu roślinnego (procent pokrycia powierzchni badawczej) posłużono się skalą Braun-Blanqueta. Stopień skupienia roślin ujęto szacunkowo na podstawie skali towarzyskości. Systematykę socjologiczną oraz nomenklaturę syntaksonów przyjęto według Matuszkiewicza [2007a]. Nazewnictwo roślin

naczyniowych podano za Mirek i in. [2002], mszaków zgodnie z wykazem Ochyra i in. [2003]. Poprawność oznaczenia mszaków skonsultowano z dr hab. Ewą Fudali prof. UP (Katedra Botaniki i Ekologii Roślin, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu).

5.3.2. Przygotowanie i analizy prób glebowych

Próby glebowe pobierano w drugiej dekadzie lipca 2010 roku, w godzinach popołudniowych, tydzień po umiarkowanych opadach atmosferycznych. W przypadku każdego obiektu wyznaczono losowo 4 powierzchnie badawcze, które posłużyły wcześniej do określenia składu florystycznego, po 2 wybrane powierzchnie w prześwitach oraz 2 pod zwartą koroną drzew (por. rozdz. 5.2., ryc. 6). Poboru dokonano przy pomocy szpadła w punkcie przecięcia przekątnych kwadratów badawczych. Uwzględniono 3 poziomy głębokości: 0–20 cm, 20–40 cm oraz >40 cm. W przypadku każdego z nich utworzono 2 próbki zbiorcze poprzez zmieszanie 2 próbek cząstkowych z kwadratów w prześwicie oraz 2 próbek cząstkowych z pozostałych kwadratów, co daje liczbę 6 próbek zbiorczych z obiektu. Łącznie z 52 powierzchni badawczych we wszystkich obiektach uzyskano 78 próbek zbiorczych przeznaczonych do dalszych analiz, po 26 w każdym z trzech poziomów głębokości.

Po wysuszeniu materiał glebowy został przesiany na sicie o oczkach 1 mm. Wydzielone części ziemiste <1 mm poddano dalszej analizie. Każde oznaczenie wykonano w dwóch powtórzeniach.

W celu charakterystyki badanych gleb w przypadku każdego poziomu głębokości wykonano następujące oznaczenia:

- skład granulometryczny – metodą areometryczno-sitową Bouyoucosa-Casagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego [Dobrzański, Uziak 1972]
- pH gleby w H_2O i $1M\ KCl \cdot dm^{-3}$ – metodą potencjometryczną z użyciem pH-metru Hach 108
- wymienne kationy zasadowe (Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) – metodą Pullmana w $1\ M\ CH_3COONH_4 \cdot dm^{-3}$
- kwasowość wymienna (EA) – metodą Sokołowa [Dobrzański, Uziak 1972]
- zawartość węgla organicznego – zmodyfikowaną metodą Tiurina
- zawartość N ogólnego – metodą Kjeldahla

Na podstawie otrzymanych wyników obliczono również:

- sumę wymiennych kationów o charakterze zasadowym (S)
- pojemność kompleksu sorpcyjnego (T), jako EA+S
- stopień wysycenia gleb kationami o charakterze zasadowym (V), jako $S/T \times 100\%$
- stosunek C/N

Analizy glebowe zostały przeprowadzone w Okręgowej Stacji Chemiczno Rolniczej we Wrocławiu oraz w Instytucie Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

Podczas pobierania prób glebowych w każdej z 4 powierzchni badawczych w obiekcie, z uwzględnieniem 3 poziomów głębokości, przeprowadzono pomiary wilgotności i temperatury gleby metodą reflektometrii czasowej TDR. Wartości parametrów wyliczano jako wartość średnią z 4 pomiarów wykonanych w odstępach kilkuminutowych. Ponadto w narożach powierzchni badawczych oznaczono jednorazowo punktowe pomiary miąższości ściółki, z których do analiz statystycznych obliczono wartości średnie w przypadku każdego kwadratu.

Klasyfikacja gleb na podstawie opracowania *Systematyka Gleb Polski* [1989] ze względu na stosowanie starszych oznaczeń w aktualnej dokumentacji leśnej [*Plan Urządzenia... 2005*].

Zestaw prób glebowych o nierównej liczebności w poszczególnych typach lasu posłużył do ogólnej charakterystyki właściwości gleb poszczególnych siedlisk leśnych. Tylko w przypadku boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego, w których wybrane parametry glebowe badano w 16 pomiarach uzyskanych z 8 prób dla każdego z typów lasu, danych tych użyto do wykonania prostej analizy statystycznej.

5.3.3. Pomiary oświetlenia

Pomiary oświetlenia przeprowadzono na 120 powierzchniach badawczych (por. rozdz. 5.2.) zlokalizowanych w dwóch typach siedliskowych lasu zdominowanych przez *Padus serotina* (bór mieszany świeży i las mieszany świeży). Rejestrowano wartość natężenia promieniowania fotosyntetycznie czynnego (PAR – Photosynthetically Active Radiation, jednostka pomiarowa $\mu\text{mol (quantum) } \times \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$), w zakresie od 400 do 700 nm, przy pomocy użycia fitofotometru typ FR-20 (OPTEL, Opole). Odczyty zostały wykonywane w punktach przecięcia przekątnych kwadratów badawczych, tuż nad powierzchnią gleby i na wysokości 120 cm, w godzinach pomiędzy 11.00 a 15.00, przy bezchmurnym niebie. Wartość promieniowania fotosyntetycznego czynnego oznaczono dwukrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego, w pierwszej dekadzie kwietnia, przed pękaniem pąków liściowych drzew, oraz w czerwcu, przy w pełni wykształconej koronie. W przypadku każdego kwadratu badawczego wyznaczono wartość średnią z 10 pomiarów odczytywanych w odstępach 10-sekundowych. Przed rozpoczęciem prac w obiektach i zaraz po ich zakończeniu dokonano dodatkowych pomiarów oświetlenia na terenie otwartym, uzyskując po 5 wartości średnich z 10 pomiarów odczytanych jw. Na podstawie różnicy pomiędzy gęstością strumienia energii promienistej w terenie otwartym i w poszczególnych kwadratach badawczych wyliczono względną wartość światła (%) docierającego do dna lasu i podszytu w każdym kwadracie badawczym.

Podczas pomiarów kwietniowych dodatkowo dla każdej powierzchni badawczej odnotowano metodą szacunkową, procentową wartość zwarcia korony drzew oraz krzewów czeremchy amerykańskiej w podszytu. Uzyskane wyniki posłużyły do oceny wpływu silnie rozwiniętego podszytu *P. serotina*, w wybranych siedliskach leśnych, na zmiany warunków świetlnych w runie.

5.4. Ocena wpływu flory współwystępującej na *Padus serotina* w fazie kolonizacji

Obiekty badawcze w pięciu typach siedliskowych lasu z najmniejszym udziałem *Padus serotina* (do 25% w podszytu) posłużyły do oceny wpływu współwystępującej roślinności na zasiedlanie zbiorowisk przez czeremchę amerykańską. W przypadku każdego z typów lasu przeanalizowano dane z 15 zdjęć fitosocjologicznych, dotyczące powierzchni pokrycia przez 4 warstwy roślinności (warstwa mszysta, runo, podszyt i korona drzew) wraz z liczbą gatunków roślin naczyniowych i mszaków dla każdej z warstw (por. rozdz. 5.3.1.). Wykorzystano również informacje dotyczące zagęszczenia siewek i podrostu czeremchy amerykańskiej na tych samych powierzchniach badawczych (por. rozdz. 5.6.1.).

5.5. Miejsce i metody badań entomologicznych i mikologicznych

Do obserwacji roślinożernej entomofauny i grzybów patogenicznych czeremchy amerykańskiej wytypowano jeden obiekt – las mieszany świeży na glebie płowej porośniętej przez zespół *Quercus roboris-Pinetum* (obiekt nr 12, LMśw4, pododdział 242 f). Drzewostan wybranej fitocenozy tworzy 80-letnia sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* i około 45-letnie dęby szypułkowe *Quercus robur*; pojedynczo występuje brzoza brodawkowata *Betula pendula*. Na obrzeżach oddziału, wzdłuż drogi leśnej obecne są stare (80-letnie) osobniki i kilka młodych drzew robinii akacjowej *Robinia pseudoacacia*. W podszycie zdominowanym przez *Padus serotina*, nielicznie występują krzewy jarzębu pospolitego *Sorbus aucuparia* i leszczyny zwyczajnej *Corylus avellana*. W słabo rozwiniętym runie obecne są m.in.: kosmatka owłosiona *Luzula pilosa*, wiechlina gajowa *Poa nemoralis*, ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna* i szczawik zajęczy *Oxalis acetosella*.

Badania związane z zasiedlaniem *Padus serotina* przez przedstawicieli rodzimych wrogów naturalnych zawężono do owadów żerujących na pędach i blaszkach liściowych oraz patogenów powodujących choroby liści.

Analizy polegały na szczegółowym oglądaniu bocznych pędów liściowych *P. serotina* o długości 40 cm. W wybranej populacji czeremchy amerykańskiej wyznaczono 10 dojrzałych drzew (owocujących i nieowocujących). Na każdym z drzew losowo wybrano po 10 pędów bocznych (górną, środkową i dolną część korony drzewa, zwrócone w różnych kierunkach), na wysokości około 120 cm. Obserwacje były prowadzone w odstępach 7–10-dniowych, od II dekady kwietnia do końca października, w ciągu dwóch sezonów wegetacyjnych 2009 i 2010.

W celu oznaczenia owadów do gatunku, większe z nich odławiano do próbek, zaś drobne z użyciem ekshaustora. Owady zatruwano octanem etylu. Zebrany materiał przewożono do laboratorium. Identyfikacja taksonomiczna zgromadzonego materiału entomologicznego została przeprowadzona przez autorkę z użyciem dostępnych kluczy do oznaczania owadów [Smreczyński 1966, 1972, Heintze 1978, Ossiannilsson 1981, Warchałowski 1994], systematykę i nomenklaturę gatunkową podano za Bogdanowicz i in. [2004]. W przypadku taksonów wątpliwych czy trudnych do oznaczenia skorzystano z konsultacji specjalistów, w celu rzetelnego oznaczenia entomofauny badanej rośliny. Przynależność taksonomiczna jednego z gatunków misecznikowatych (Lecaniidae), *Eulecanium tiliae*, została wykonana przez prof. dr hab. Bożenę Łagowską (Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Katedra Entomologii).

Wyniki badań entomologicznych przedstawione w niniejszej pracy obejmują zbiorczą charakterystykę wszystkich wrogów naturalnych *P. serotina* stwierdzonych na pędach podczas przeprowadzonych analiz. W charakterystyce tej wykorzystano część danych dotyczących jednego gatunku chrząszcza *Goniomena quinquepunctata*, które zostały szczegółowo przedstawione we wcześniejszej publikacji [Halarewicz, Jackowski 2011].

Niezależnie od analiz entomologicznych w każdym roku badań, po pojawieniu się zmian chorobowych na powierzchni blaszek liściowych, zrywano po 20 porażonych liści z każdego z 10 drzew. Materiał do analiz mikologicznych pobierano w odstępach 7–10-dniowych. W laboratorium przez 1 min odkażano powierzchniowo blaszki liściowe w 0,5% podchlorynie sodu. Następnie fragmenty każdego liścia, ze zmienioną chorobowo tkanką,

zostały pocięte na 6 inokulum i wyłożone na zestaloną pożywkę PDA. Wyrastające kolonie odszczepiano na skosy z pożywką PDA i oznaczano do gatunku. Identyfikacja taksonomiczna patogenów została wykonana przez dr hab. Elżbietę Płaskowską prof. UP (Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Katedra Ochrony Roślin - Zakład Fitopatologii i Mikologii).

5.5.1. Ocena stopnia uszkodzenia i porażenia liści

Stan zdrowotności liści czeremchy amerykańskiej określono według ich uszkodzenia przez fitofagi oraz porażenia przez grzyby patogeniczne. Na podstawie zliczania na pędach, podanych analizie fito-entomologicznej, całkowitej liczby liści i liści o zmienionym wyglądzie wyznaczono procentowy udział blaszek liściowych uszkodzonych lub porażonych w całkowitej liczbie analizowanych liści.

Do określenia stopnia uszkodzenia czy porażenia liści zastosowano 6-stopniową skalę, wyrażającą wzrastający ubytek zdrowej tkanki liścia. Przyjęto następujące oznaczenia:

- 0 – liść zdrowy,
- 1 – uszkodzenie/porażenie zajmuje 1–10% blaszki liściowej,
- 2 – uszkodzenie/porażenie obejmuje 11–25% powierzchni liścia,
- 3 – uszkodzenie/porażenie zajmuje 26–50% powierzchni liścia,
- 4 – uszkodzenie/porażenie obejmuje 51–75% powierzchni liścia,
- 5 – uszkodzenie/porażenie zajmuje powyżej 75% blaszki liściowej.

Na podstawie uzyskanych wyników, w przypadku każdego terminu obserwacji, obliczono wskaźnik uszkodzenia/porażenia liści (W_u/W_p) według autorskich wzorów:

$$W_u = \Sigma (L \times W)/n$$

$$W_p = \Sigma (L \times W)/n$$

gdzie:

- L – liczba uszkodzonych/porażonych liści w określonym stopniu,
- W – środek przedziału klasowego określonego stopnia w skali uszkodzenia/porażenia,
- n – całkowita liczba liści na pędach w dniu obserwacji.

5.5.2. Uszkodzenia owoców

W celu przeprowadzenia oceny uszkodzenia owoców przez szkodniki, na terenie wybranego obiektu, niezależnie od wcześniejszych obserwacji, wyznaczono 10 kwitnących drzew w porównywalnych warunkach nasłonecznienia. Po pełni fazy kwitnienia (przynajmniej 50% kwiatów otwartych) (II dekada maja) na wybranych drzewach zaizolowano woreczkami z gazy młyńskiej po 10 gron. W fazie formowania owoców (koniec I dekady czerwca) zerwano zaizolowane wcześniej grona oraz 10 gron nieosłoniętych woreczkami, łącznie po 20 kwiatostanów z każdego z drzew. W celu porównania stanu zdrowotności gron, w warunkach laboratoryjnych, przeprowadzono ich sekcjonowanie polegające na zliczaniu zdrowych i uszkodzonych zawiązków owocowych.

5.6. Określenie wybranych właściwości populacji

5.6.1. Struktura wiekowa populacji czeremchy amerykańskiej

Struktura wiekowa każdej z 15 badanych populacji czeremchy amerykańskiej została opracowana na 30 powierzchniach badawczych, wyznaczonych z uwzględnieniem 3 kategorii zacienienia, tj. na 10 powierzchniach w każdej z kategorii (por. rozdz. 5.2.). Podstawą obliczeń była wartość zagęszczenia, czyli liczba osobników badanego gatunku przypadających na jednostkę powierzchni badawczej (10x10 m) w poszczególnych grupach wiekowych. Zliczanie osobników odbywało się od przełomu maja i czerwca do końca sierpnia.

W obrębie populacji czeremchy amerykańskiej wyodrębniono 4 grupy:

- siewki
- podrost do 30 cm
- osobniki młodociane 30–150 cm
- osobniki dorosłe (owocujące oraz nieowocujące) >150 cm

Podział ten opierał się na założeniu, że populacyjna rola osobnika nie wynika z jego wieku kalendarzowego, ale z osiągniętego w danym czasie stadium rozwoju, co związane jest bezpośrednio z przebiegiem cyklu życiowego. Jako osobnika traktowano każdą, odizolowaną przestrzennie w części nadziemnej roślinę [Falińska 2002]. Zrezygnowano z początkowego podziału osobników naturalnych na owocujące i nieowocujące z tego względu, że u drzew czeremchy amerykańskiej częstotliwość kwitnienia jest zmienna [Starfinger 1990, Pairon i in. 2006a]. Wobec trudności zliczenia wszystkich osobników w populacji na powierzchni obiektu przyjęto, że zagęszczenie osobników obliczone w przypadku 30 fragmentów spełnia wymogi reprezentatywności i może być traktowane jako metoda pośrednia do oceny liczebności populacji [Falińska 2002].

Analiza struktury wiekowej *P. serotina* z uwzględnieniem kategorii zacienienia powierzchni badawczych, posłużyła do oceny wpływu światła przenikającego przez korony drzew do dna lasów na liczebność poszczególnych grup wiekowych badanego gatunku.

W przypadku boru mieszanego świeżego oraz lasu mieszanego świeżego, ze względu na pełny zakres zagęszczenia czeremchy amerykańskiej w tych siedliskach, uzyskane dane wykorzystano do porównania struktury populacji *Padus serotina* pomiędzy obiektami o różnym udziale badanego gatunku w warstwie podszytu. W tym przypadku zrezygnowano z uwzględnienia wpływu czynników środowiskowych (kategorie zacienienia).

5.6.2. Ocena rozmiarów reprodukcji wegetatywnej badanego gatunku

Zmiany zagęszczenia populacji wiążą się ze zmianą wielkości osobnika i sposobem zajęcia przez niego przestrzeni. W przypadku roślin klonalnych uzyskanie pełnej informacji o tego typu relacjach wymaga obserwacji uwzględniających zarówno zmiany liczby osobników, jak również liczby jednostek, z których osobniki są zbudowane. W borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym równocześnie z analizą struktury wiekowej populacji czeremchy amerykańskiej dokonano oceny pomnażania wegetatywnego, na podstawie obserwacji na 30 powierzchniach badawczych w każdej populacji. Jako miarę reprodukcji wegetatywnej *Padus serotina* przyjęto liczbę odrośli pędowych wyrastających z pni drzew. Zliczano zarówno osobniki z odroślami, traktując je jako pojedynczą roślinę (klon), jak i odrośla (ramety) w obrębie klonu.

5.7. Metody rozpoznania typów strategii życiowych

Określenie typów strategii życiowych realizowanych przez *Padus serotina* zostało wykonane w odniesieniu do koncepcji r i K [MacArthur, Wilson 1967] oraz strategii C, S, R [Grime 1977]. Analizując rodzaje selekcji typu r i K, wykorzystano spostrzeżenia dotyczące przebiegu wysiłku reprodukcyjnego (odrośla pędowe) w populacjach o różnym udziale *P. serotina* w podszycie obiektów badawczych (por. rozdz. 5.6.2.). Natomiast reakcja poszczególnych stadiów wiekowych populacji badanego gatunku na dostęp do światła (por. rozdz. 5.6.1.), stanowiła podstawę do określenia rodzaju nacisku selekcyjnego spośród typów: C (konkurencja), S (stres zewnętrzny), R (zaburzenia), który determinował zagęszczenie osobników w populacji. Zastosowano również metodę wnioskowania pośredniego, wykorzystującą opublikowane prace badawcze innych autorów. Zawarte w nich informacje, dotyczące zachowania się *P. serotina* na określonym etapie rozwoju i pod wpływem różnych czynników zewnętrznych, w połączeniu z wynikami własnych badań, pozwoliły na uzyskanie pełniejszego obrazu zmian strategii adaptacyjnych realizowanych podczas historii życiowej osobników tego gatunku.

5.8. Badania wpływu czeremchy amerykańskiej na strukturę fitocenoz leśnych

Badania wpływu czeremchy amerykańskiej na strukturę zbiorowisk roślinnych zawężono do dwóch typów siedliskowych lasu (bór mieszany świeży i las mieszany świeży), w których spektrum udziału badanego gatunku w podszycie było największe i mieściło się we wszystkich 4 przedziałach klasowych. W przypadku każdego typu lasu wykorzystano dane z 60 powierzchni badawczych opisanych przez zdjęcia fitosocjologiczne (por. rozdz. 5.2.).

Na podstawie liczby gatunków roślin obliczono wskaźniki różnorodności obiektów badawczych różniących się występowaniem *P. serotina* według przyjętej skali.

Dodatkowo, aby uzyskać więcej informacji o wpływie wzrostu udziału *Padus serotina* w podszycie na liczbę współwystępujących gatunków runa wykonano korelację uwzględniającą ich strategie życiowe według Grime'a [1974, 1977]. Przyporządkowania poszczególnych gatunków do konkretnej strategii dokonano na podstawie opracowań Grime i in. [1988] oraz Klotz i in. [2002]. Strategie pośrednie (CS, CR, SR) połączono w jedną grupę określoną umownie jako CSR+, zgodnie z Graae i Sunde [2000]. Ponieważ gatunki odporne na działanie stresu (strategia S) nie były reprezentowane we wszystkich obiektach i wyłącznie przez *Maianthemum bifolium*, zrezygnowano z analizy tej grupy ekologicznej.

Ze względu na to, że na terenie badań nie odnaleziono fitocenoz boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego pozbawionych *P. serotina*, podjęto decyzję o przeprowadzeniu wnioskowania pośredniego na podstawie prac innych autorów. W pierwszej kolejności informacje dotyczące składu gatunkowego dwóch wybranych typów siedliskowych lasu odniesiono do zestawień florystycznych z innych powierzchni badawczych znajdujących się w granicach Wału Trzebnickiego i Niziny Śląskiej [Macicka, Wilczyńska 1990, Anioł-Kwiatkowska, Dajdok 1993, Macicka-Pawlik, Wilczyńska 1995]. Dokonano porównania liczby gatunków i powierzchni ich pokrycia z opisem lasów pozbawionych *P. serotina* lub o niewielkiej stałości tego taksonu. W ten sposób wyszczególniono gatunki różniące się stałością fitosocjologiczną w analizowanych zbiorowiskach leśnych PK „Dolina Jezierzycy”

od względnej częstotliwości występowania w cytowanych powyżej publikacjach. Na potrzeby niniejszej pracy stałość cytowana za opracowaniami innych autorów, w odróżnieniu od stałości obliczonej w przypadku gatunków z własnych tabel fitosocjologicznych (S), została określona jako stałość referencyjna (SR).

Obliczono również współczynnik pokrycia (Wp) wybranych taksonów, który opiera się na skali średniej wartości powierzchni pokrycia wprowadzonej przez Tüxena i Ellenberga [1937]. Współczynnik ten pozwala liczbowo wyrazić przeciętny udział poszczególnych gatunków w różnych warstwach roślinności zespołu.

Ponadto dla wybranych gatunków roślin naczyniowych i paprotników podane zostały wartości wskaźników: kwasowości, świetlnego i trofizmu za Zarzyckim i in. [2002]. Wartości wskaźnika świetlnego w przypadku mszaków podano na podstawie opracowania Düll [1992]. Autorka jest świadoma, że przytoczone liczby ekologiczne opisują warunki siedliskowe, w których dana roślina występuje najczęściej, przy uwzględnieniu konkurencji ze strony innych gatunków, nie informują natomiast o pełnej amplitudzie ekologicznej gatunku ani o optymalnych warunkach bytowania. Przeprowadzona analiza porównawcza pozwoliła na wykonanie tabelarycznego zestawienia składników fitocenozy reagujących na obecność *P. serotina* w zespole *Leucobryo-Pinetum* oraz *Quercu roboris-Pinetum* (tab. 18, tab. 20).

Następny etap badań polegał na wykonaniu, na podstawie własnych wyników, analiz ordynacji pośredniej (rozdz. 5.9.) i bezpośredniej (rozdz. 6.5.3) w celu określenia zależności pomiędzy *P. serotina* w warstwie drzew i krzewów a składem gatunkowym runa i warstwy mszystej.

5.9. Analiza statystyczna wyników

Do analizy struktury biotycznej wybranych fitocenoz leśnych zastosowano wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera (H):

$$H = -\sum_{i=1}^S (p_i \times \log p_i)$$

gdzie:

S – liczba gatunków w próbie,

p_i – udział gatunku i w próbie.

Zrezygnowano z wprowadzenia wskaźnika równomierności rozmieszczenia (równocенności) Shannona-Wienera ze względu na trudności z jego interpretacją w badanych obiektach. Wynikają one z tego, że pomimo dużego bogactwa gatunkowego ekosystemów leśnych, z powodu znacznych liczebności niewielu pospolitych gatunków stosowanie standardowych metod poboru prób i szacowania bioróżnorodności znacznie zaniża ocenę równocенności [Sienkiewicz 2010]. Obliczenia wskaźnika różnorodności dokonano za pomocą pakietu MVSP (Multivariate Statistical Package, Kovach Computing Services 2004) [Piernik 2008].

Podstawowe parametry statystyczne (średnia arytmetyczna, odchylenie standardowe) obliczono w przypadku analizowanych zmiennych siedliskowych i populacyjnych *Padus serotina* w każdym obiekcie oraz w dwóch grupach obiektów o tym samym typie siedliskowym lasu (bór mieszany świeży, las mieszany świeży).

Zgodność z rozkładem normalnym analizowanych zmiennych badano testem Shapiro-Wilka. Ze względu na odchylenia normalności rozkładów, do określenia istotności różnic pomiędzy grupami użyto nieparametrycznego testu ANOVA Kruskala-Wallisa. Współzależności pomiędzy parametrami środowiskowymi badano za pomocą analizy korelacji rang Spearmana. Zastosowano interpretację stopnia zależności korelacji według Stanisiz [2006]. Obliczenia przeprowadzono przy poziomie $p < 0,05$ w przypadku całego zbioru danych oraz sporadycznie przy $p < 0,01$. Analizy wykonano w programie Statistica 9.0 (StatSoft Inc 2009).

Na potrzeby analiz ordynacyjnych na podstawie tabel fitosojologicznych dokonano przeliczenia stopnia ilościowości według skali Brauna-Blanqueta na skalę porządkową, zaproponowaną przez Van der Maarela [1979].

Do oceny związku pomiędzy składem gatunkowym roślin a rozpatrywanymi typami siedlisk leśnych z *P. serotina* użyto jednej z technik ordynacji pośredniej – metody nietendencyjnej analizy zgodności DCA (Detrended Correspondence Analysis) [Ter Braak, Šmilauer 2002, Dzwonko 1998]. Analizę wykonano bez transformacji danych, z segmentową metodą usuwania efektu łuku. Wykorzystano macierz obejmującą dane florystyczne ze wszystkich 195 powierzchni badawczych w 5 typach siedliskowych lasu (por. rozdz. 5.2., rozdz. 5.3.1.). Długość gradientu reprezentowanego przez pierwszą oś ordynacji wynosi 5 jednostek odchylenia standardowego (SD), co wskazuje na unimodalny charakter zestawu danych ($>4SD$) i pozwala na ich analizę metodami ordynacji pośredniej [Jongman i in. 1987]. Przy obliczeniach przyjęto zasadę, według której gatunek występujący w tym samym zdjęciu fitosocjologicznym jednocześnie w kilku warstwach roślinności jest traktowany oddzielnie w każdej z warstw (a1 – drzewa niższe, b – podszyt, brak oznaczenia – runo i warstwa mszysta traktowane łącznie). Po uwzględnieniu warstwowego układu roślinności zbiór danych florystycznych obejmował 133 zmienne (por. rozdz. 6.2.).

W celu wyselekcjonowania zależności pomiędzy obecnością *P. serotina* a innymi współwystępującymi gatunkami roślin, zastosowano jedną z metod ordynacji bezpośredniej – analizę redundancji RDA (Redundancy Analysis) [Jongman i in. 1987]. Powodem wyboru tej techniki były wyniki metody DCA. Analizę wykonano w przypadku dwóch zbiorów (macierzy) danych utworzonych na podstawie występowania *P. serotina* i składu florystycznego runa i warstwy mszystej w dwóch wybranych typach siedliskowych lasu (por. rozdz. 5.8.). W każdym z typów lasu wykorzystano dane z 60 powierzchni badawczych. Nietendencyjna analiza zgodności (DCA) wykonana dla zespołu *Leucobryo-Pinetum* wykazała, że długość gradientu reprezentowanego przez pierwszą oś ordynacji wynosi 2 jednostki odchylenia standardowego, natomiast w przypadku zespołu *Quercu roboris-Pinetum* przyjmuje wartość 3 SD. Dowodzi to liniowej struktury danych obydwu macierzy ($<4SD$) [Ter Braak, Prentice 1988] i pozwala na dalszą analizę badanych zmiennych z wykorzystaniem metody RDA (por. rozdz. 6.5.3.).

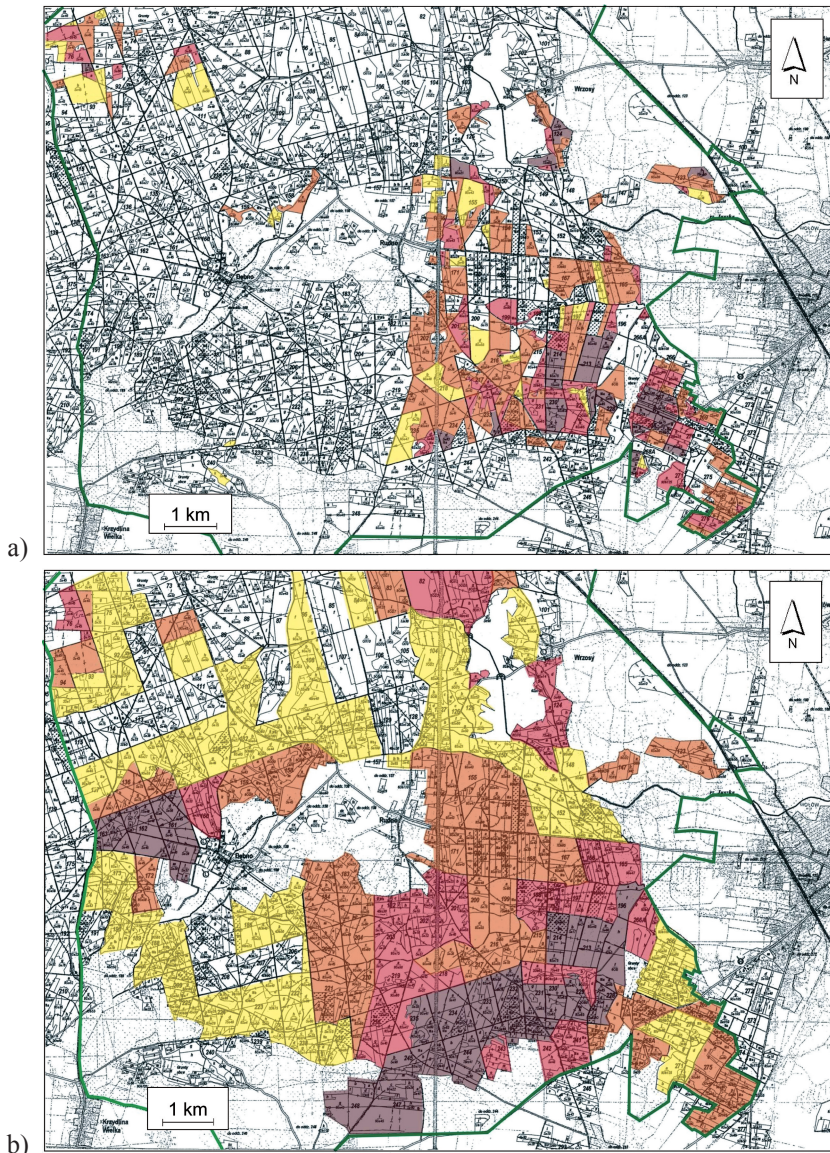
Podczas analiz każdej z macierzy przeprowadzono krokową selekcję zmiennych, co umożliwiło wybranie spośród uwzględnionych zmiennych tylko takie, które są statystycznie istotnie ($p < 0,05$) i najsilniej związane z obecnością *P. serotina* w danym typie lasu. Do oceny statystycznej istotności związku między zróżnicowaniem siedlisk i poszczególnymi zmiennymi użyto permutacyjnego testu Monte Carlo [Manly 1990].

We wszystkich numerycznych analizach ordynacyjnych użyto oprogramowania CANOCO wersja 4.5. Graficzne przedstawienie wyników wykonano z użyciem CANODRAW [Ter Braak, Šmilauer 2002].

6. OMÓWIENIE WYNIKÓW

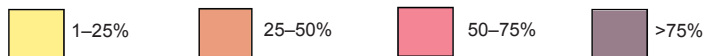
6.1. Rozmieszczenie czeremchy amerykańskiej na badanym obszarze

Według opisu taksacyjnego lasów [*Plan Urządzenia...* 2005], *Padus serotina* była obecna na przełomie XX i XXI w. przede wszystkim w południowo-wschodniej części Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” oraz w niewielkim nasileniu na jego północno-zachodnich krańcach (ryc. 7a). Na podstawie własnych obserwacji potwierdzono, że największy procentowy udział czeremchy amerykańskiej w podszyciu występuje w południowo-wschodniej części parku, na siedliskach borowych i w lesie mieszanym świeżym (ryc. 7b). Na badanym obszarze *P. serotina* jest nieobecna w lasach mieszanych wilgotnych w południowo-zachodniej części, ale już na tym samym typie siedliska leśnego wokół Stawu Dolnego i Górnego, w północno-wschodniej części parku, zaznacza się jej niewielki udział w drzewostanach. Nie stwierdzono natomiast obecności czeremchy amerykańskiej na siedliskach olsowych w północnej części badanego obszaru.



Legenda – Map legend

Udział *Padus serotina* w warstwie podszytu – *Padus serotina* cover in understory layer



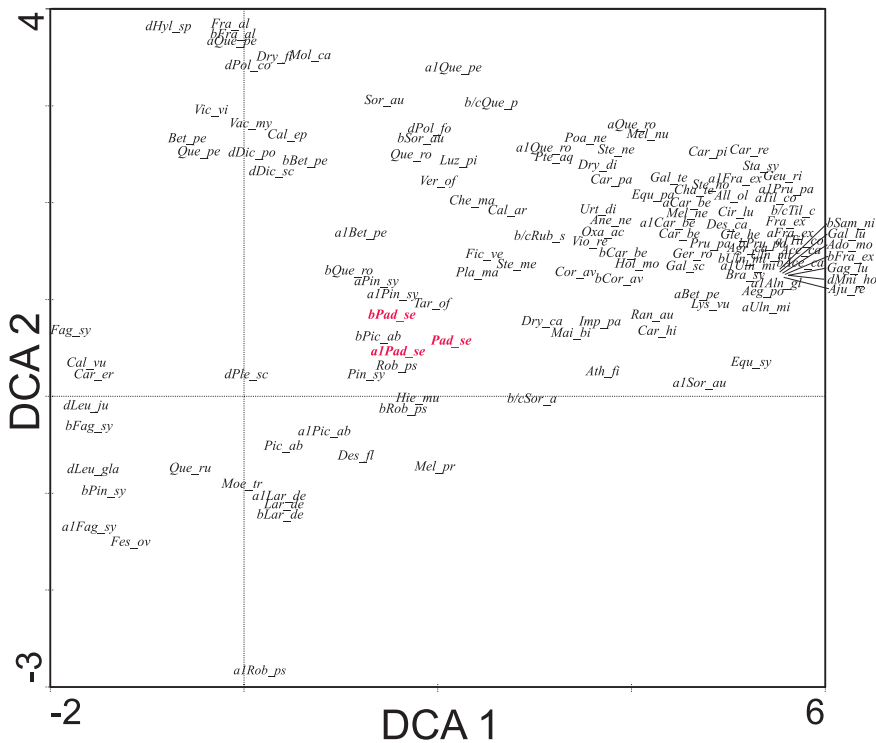
Ryc. 7. Udział *Padus serotina* w podszytcie drzewostanów PK „Dolina Jezierzycy” na podstawie *Planu Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Wołów na lata 2005–2014* (a) oraz obserwacji własnych z lat 2009–2010 (b)

Fig. 7. The proportion of *Padus serotina* in shrub layer of forest of the "Dolina Jezierzycy" LP based on (a) Wołów Forest District inventory and forecast data for 2005–2014, (b) author's own observations in 2009–2010

6.2. Ogólne tendencje w zasiedlaniu fitocenoz leśnych przez *Padus serotina*

Rozmieszczenie gatunków jest ściśle powiązane z warunkami siedliskowymi i w rezultacie skład florystyczny zbiorowisk roślinnych pozwala na ich uporządkowanie wzdłuż głównych kierunków gradientów siedliskowych.

Po wykonaniu zdjęć fitosocjologicznych na 195 powierzchniach badawczych, w 5 typach siedliskowych lasu, odnotowano łącznie 91 gatunków roślin współwystępujących z czeremchą amerykańską. Na diagramach uzyskanych w wyniku analizy DCA (por. rozdz. 5.9.) przedstawiono położenie oznaczonych gatunków oraz typów siedliskowych



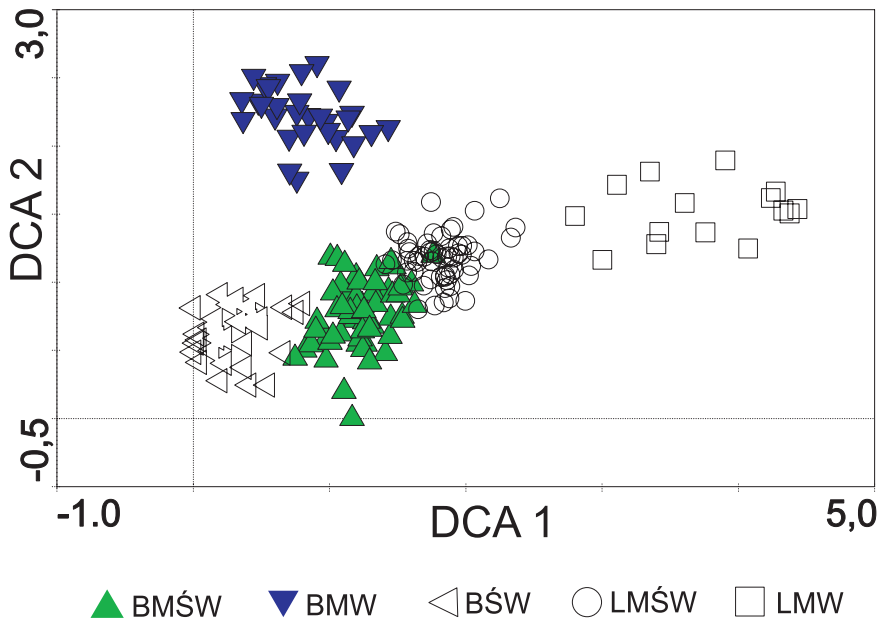
Ryc. 8. Diagram analizy DCA dla gatunków roślin naczyniowych i mszaków odnotowanych w zdjęciach fitosocjologicznych. Oznaczenia poprzedzające skrót nazwy gatunku oznaczają warstwy lasu: a – drzewa wyższe, a1 – drzewa niższe, b – podszyt, d – warstwa mszysta, brak oznaczenia – runo

Fig. 8. DCA diagram for the species of vascular plants and bryophytes recorded from the phytosociological relevés. The codes preceding species name abbreviations stand for the forest strata: a – higher trees, a1 – lower trees, b – shrub layer, d – moss layer, no code – herb layer

Skróty nazw gatunkowych – Species names abbreviations: Ace_ca – *Acer campestre*, Ado_mo – *Adoxa moschatellina*, Aeg_po – *Aegopodium podagraria*, Agr_ca – *Agrostis capillaris*, Aju_re –

lasu w przestrzeni ordynacyjnej (ryc. 8, 9). Pierwsza i druga oś tłumaczą 10,5 i 4,4% zmienności występowania gatunków w siedliskach. Wartość własna osi 1 wynosi 0,658 i przekracza próg istotności określony przez Jongmana i in. [1987] na poziomie 0,500. Wysoka wartość własna 1 osi ordynacyjnej wskazuje, że reprezentowany przez tę oś gradient siedliskowy, z którego krańcami związane są bór świeży i las mieszany wilgotny [ryc. 9], znacząco różnicuje występowanie gatunków. Obydwa typy siedliskowe lasu reprezentują najbardziej różniące się zbiorowiska roślinne pod względem liczby gatunków i ich kompozycji. Występujące pomiędzy nimi na 1 osi ordynacyjnej bór mieszany świeży i las mieszany świeży w cechuje podobny skład gatunkowy. Wzdłuż osi 2 oddzielną pozycję w przestrzeni ordynacyjnej zajmuje bór mieszany wilgotny, wyróżniający się warstwą mszystą bogatą w gatunki i o specyficznym ich składzie na tle pozostałych typów lasów (ryc. 8).

Ajuga reptans, All_ol – *Allium oleraceum*, Aln_gl – *Alnus glutinosa*, Ane_ne – *Anemone nemorosa*, Ath_fi – *Athyrium filix-femina*, Bet_pe – *Betula pendula*, Bra_sy – *Brachypodium sylvaticum*, Cal_ar – *Calamagrostis arundinacea*, Cal_ep – *Calamagrostis epigejos*, Cal_vu – *Calluna vulgaris*, Car_er – *Carex ericetorum*, Car_hi – *Carex hirta*, Car_pa – *Carex pallescens*, Car_pi – *Carex pilulifera*, Car_re – *Carex ramota*, Car_be – *Carpinus betulus*, Cha_te – *Chaerophyllum temulum*, Che_ma – *Chelidonium majus*, Cir_lu – *Circaea lutetiana*, Cor_av – *Corylus avellana*, Des_ca – *Deschampsia caespitosa*, Des_fl – *Deschampsia flexuosa*, Dic_po – *Dicranum polysetum*, Dic_sc – *Dicranum scoparium*, Dry_ca – *Dryopteris carthusiana*, Dry_di – *Dryopteris dilatata*, Dry_fi – *Dryopteris filix-mas*, Equ_pa – *Equisetum palustre*, Equ_sy – *Equisetum sylvaticum*, Fag_sy – *Fagus sylvatica*, Fes_ov – *Festuca ovina*, Fic_ve – *Ficaria verna*, Fra_al – *Frangula alnus*, Fra_ex – *Fraxinus excelsior*, Gag_lu – *Gagea lutea*, Gal_lu – *Galeobdolon luteum*, Gal_te – *Galeopsis tetrahit*, Gal_sc – *Galium schultesii*, Ger_ro – *Geranium robertianum*, Geu_ri – *Geum riale*, Gle_he – *Glechoma hederacea*, Hie_mu – *Hieracium murorum*, Hol_mo – *Holcus mollis*, Hyl_sp – *Hylocomium splendens*, Imp_pa – *Impatiens parviflora*, Lar_de – *Larix decidua*, Leu_gla – *Leucobryum glaucum*, Leu_ju – *Leucobryum juniperoideum*, Luz_pi – *Luzula pilosa*, Lys_vu – *Lysimachia vulgaris*, Mai_bi – *Maianthemum biforium*, Mel_ne – *Melampyrum nemorosum*, Mel_nu – *Melica nutans*, Mel_pr – *Melampyrum pratense*, Mni_ho – *Mnium hornum*, Moe_tr – *Moehringia trinervia*, Mol_ca – *Molinia caerulea*, Oxa_ac – *Oxalis acetosella*, Pad_se – *Padus serotina*, Pic_ab – *Picea abies*, Pin_sy – *Pinus sylvestris*, Pla_ma – *Plantago major*, Ple_sc – *Pleurozium schreberi*, Poa_ne – *Poa nemoralis*, Pol_fo – *Polytrichum formosum*, Pru_pa – *Prunus padus*, Pte_aq – *Pteridium aquilinum*, Que_pe – *Quercus petraea*, Que_ro – *Quercus robur*, Que_ru – *Quercus rubra*, Ran_au – *Ranunculus auricomus*, Rob_ps – *Robinia pseudoacacia*, Rub_s – *Rubus sp.*, Sam_ni – *Sambucus nigra*, Sor_au – *Sorbus aucuparia*, Sta_sy – *Stachys sylvatica*, Ste_ho – *Stellaria holostea*, Ste_me – *Stellaria media*, Ste_ne – *Stellaria nemorum*, Tar_of – *Taraxacum officinale* agg., Til_co – *Tilia cordata*, Uln_mi – *Ulnus minor*, Urt_di – *Urtica dioica*, Vac_my – *Vaccinium myrtillus*, Vac_vi – *Vaccinium vitis-idaea*, Ver_of – *Veronica officinalis*, Vio_re – *Viola reichenbachiana*.

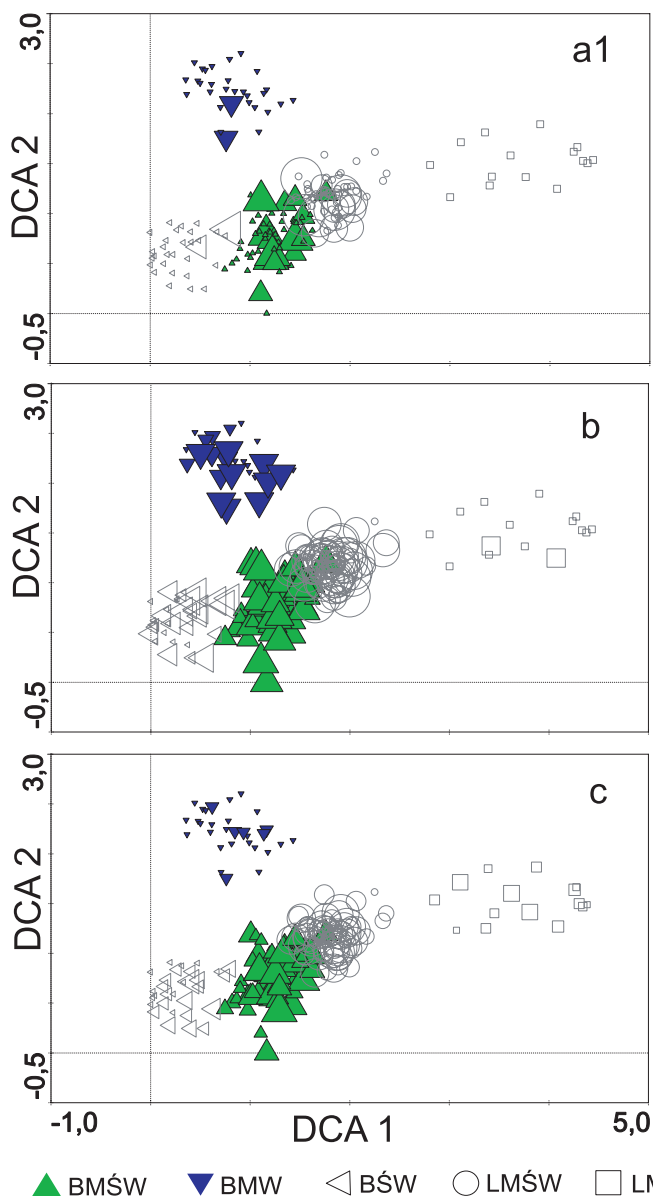


Ryc. 9. Diagram analizy DCA dla powierzchni wyznaczonych w poszczególnych typach siedliskowych lasów. BMŚW – bór mieszany świeży, BMW – bór mieszany wilgotny, BŚW – bór świeży, LMŚW – las mieszany świeży, LMW – las mieszany wilgotny

Fig. 9. DCA diagram for the research plots defined in any particular habitat type of forest. BMŚW – fresh mixed coniferous forest, BMW – wet mixed coniferous forest, BŚW – fresh coniferous forest, LMŚW – fresh mixed deciduous forest, LMW – wet mixed deciduous forest

Formy drzewiaste *P. serotina* dominują w borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym, sporadycznie występują w borze świeżym i borze mieszanym wilgotnym, natomiast w lesie mieszanym wilgotnym ich nie stwierdzono (ryc. 10). Czeremcha amerykańska jest częstym składnikiem podszytu we wszystkich analizowanych fitocenozach leśnych, z wyjątkiem lasu mieszanego wilgotnego, gdzie odnaleziono pojedyncze krzewy tego gatunku. *Padus serotina* w warstwie zielnej jest sporadycznie spotykana w borze mieszanym wilgotnym, natomiast omawiany gatunek występuje często, ale tworząc płyty o niewielkich powierzchniach, w borze świeżym i lesie mieszanym wilgotnym. Udział *P. serotina* w runie leśnym jest najwyższy w borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym.

Diagramy 8 i 9 pozwalają na rekonstrukcję historii rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. Omawiana roślina w pierwszej kolejności zdominowała bór mieszany świeży i las mieszany świeży, a obecnie rozprzestrzenia się w kierunku boru świeżego i w nieco mniejszym stopniu w kierunku lasu mieszanego wilgotnego, o czym świadczy duży udział stadiów juwenilnych. Pomimo znacznego udziału *P. serotina* w warstwie krzewów w borze mieszanym wilgotnym, odnawianie się omawianego gatunku w tym typie siedliskowym lasu jest silnie ograniczone.



Ryc. 10. Udział *Padus serotina* w warstwie drzew niższych (a1), podszytu (b) i runa (c) w różnych typach lasu wzdłuż 1 i 2 osi DCA (por. ryc. 8). Wielkość symboli proporcjonalna do występowania gatunku. Najmniejszy rozmiar symbolu oznacza brak *P. serotina* na powierzchni badawczej danego siedliska. BMŚW – bór mieszany świeży, BMW – bór mieszany wilgotny, BŚW – bór świeży, LMŚW – las mieszany świeży, LMW – las mieszany wilgotny

Fig. 10. The proportion of *Padus serotina* in the layers of the lower trees (a1), shrub layer (b) and in the herb layer (c) in different forest types along the DCA axes 1 and 2 (see Fig. 8). The symbol size on each graph is directly related to the species incidence. The smallest symbol size indicates the absence of *P. serotina* on the research plot within a particular habitat. BMŚW – fresh mixed coniferous forest, BMW – wet mixed coniferous forest, BŚW – fresh coniferous forest, LMŚW – fresh mixed deciduous forest, LMW – wet mixed deciduous forest

6.3. Wpływ czynników środowiskowych na rozwój populacji czeremchy amerykańskiej

6.3.1. Charakterystyka właściwości gleb badanych obiektów

Analizowane gleby leśne wykształciły się z utworów fluwioglacjalnych i utworów akumulacji rzecznej. Charakteryzują się mało zróżnicowanym składem granulometrycznym (tab. 3). Wytworzone są głównie z piasków luźnych i słabogliniastych, jedynie w pojedynczych poziomach stwierdza się uziarnienie piasku gliniastego lekkiego pylastego lub gliny lekkiej.

Tabela 3

Table 3

Skład granulometryczny badanych gleb leśnych na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. RDb – gleba rdzawa bielnicowa; RDw – gleba rdzawa właściwa; OGw – gleba opadowo-glejowa właściwa; BRb – gleba brunatna bielnicowa; BRk – gleba brunatna kwaśna; Pw – gleba płowa; Bgms – gleba glejo-bielicowo-murszasta

Granulometric composition of the studied forest soils within the "Dolina Jezierzycy" Landscape Park. RDb – rusty podzolized soil; RDw – rusty proper soil; OGw – pseudogley proper soil; BRb – brown podzolized soil; BRk – acid brown soil; Pw – soil lessives; Bgms – gley-podzol mucky soil

Symbol obiektu Observation site code	Typ gleby Soil type	Głębokość pobrania Depth of sampling [cm]	Udział frakcji glebowych Percentage of grain fraction [Ø w mm] [%]			Grupa granulometryczna Texture group
			1-0,1	0,1-0,02	<0,02	
1	2	3	4	5	6	7
BŚW1	RDb	0-20	91	6	3	piasek luźny – sand
		20-40	90	5	5	piasek luźny – sand
		>40	89	7	7	piasek luźny – sand
BŚW2	RDb	0-20	90	8	2	piasek luźny – sand
		20-40	90	7	3	piasek luźny – sand
		>40	92	5	3	piasek luźny – sand
BMŚW1	RDw	0-20	58	27	15	piasek gliniasty lekki pylasty loamy sand
		20-40	60	29	11	piasek gliniasty lekki pylasty loamy sand
		>40	55	19	26	głina lekka – sandy loam
BMŚW2	RDw	0-20	61	26	13	piasek gliniasty lekki pylasty loamy sand
		20-40	68	22	10	piasek słabogliniasty sand
		>40	72	20	8	piasek słabogliniasty sand
BMŚW3	RDw	0-20	81	10	9	piasek słabogliniasty sand
		20-40	82	11	7	piasek słabogliniasty sand
		>40	79	17	4	piasek luźny – sand

Tabela 3 cd.
Table 3 cont.

1	2	3	4	5	6	7
BMŚW4	RDw	0–20	88	6	6	piasek słabogliniasty sand
		20–40	88	7	5	piasek luźny – sand
		>40	85	10	5	piasek luźny – sand
BMW1	OGw	0–20	80	16	4	piasek luźny – sand
		20–40	91	6	3	piasek luźny – sand
		>40	97	3	0	piasek luźny – sand
BMW2	OGw	0–20	89	10	1	piasek luźny – sand
		20–40	90	7	3	piasek luźny – sand
		>40	92	6	2	piasek luźny – sand
LMŚW1	BRb	0–20	89	10	1	piasek luźny – sand
		20–40	91	7	1	piasek luźny – sand
		>40	91	6	3	piasek luźny – sand
LMŚW2	Pw	0–20	88	6	6	piasek słabogliniasty – sand
		20–40	89	4	7	piasek słabogliniasty – sand
		>40	88	9	3	piasek luźny – sand
LMŚW3	BRk	0–20	81	11	8	piasek słabogliniasty – sand
		20–40	86	10	4	piasek luźny – sand
		>40	85	13	2	piasek luźny – sand
LMŚW4	Pw	0–20	84	11	5	piasek luźny – sand
		20–40	85	7	8	piasek słabogliniasty – sand
		>40	85	10	5	piasek luźny – sand
LMW1	Bgms	0–20	92	3	5	piasek luźny – sand
		20–40	92	2	6	piasek słabogliniasty – sand
		>40	94	0	6	piasek słabogliniasty – sand

Wszystkie gleby cechują się odczynem kwaśnym (tab. 4). Wartość pH w H₂O wynosi od średnio 3,1 (poziom 0–20 cm w BŚW1) do 5,1 (poziom >40 cm w LMW1). W badanych glebach stwierdzono niską zawartość C organicznego, która wykazuje tendencję malejącą w głąb profilu glebowego. Udział tego pierwiastka kształtuje się w przedziale od 0,29 do 2,55%. Ilość N jest również niewielka i waha się od 0,01 do 0,23%. Na głębokości poniżej 40 cm zawartość N znacznie spada. Najkorzystniejszy, wąski stosunek węgla do azotu, poniżej 18:1 w całym profilu glebowym, odnotowano w glebie glejo-bielicowo-murszastej (LMW1). W glebie opadowo-glejowej właściwej (BMW1), rdzawej bielicowej (BŚW1, BŚW2) i rdzawej właściwej (BMŚW1, BMŚW2) stosunek zawartości węgla organicznego do całkowitej zawartości azotu jest najszerszy i w warstwie powierzchniowej przyjmuje wartości powyżej 23:1. Pod względem wilgotności gleba glejo-bielicowo-murszasta (LMW1) wyraźnie różni się od pozostałych analizowanych prób glebowych. Jej zasobność w wodę wynosi średnio 11,48 w przypadku poziomu 0–20 cm, w poziomie 20–40 cm przyjmuje wartość 9,18% i odpowiednio 8,45% w najgłębiej analizowanej warstwie. W pozostałych obiektach wilgotność gleby nie przekracza 4%.

Wybrane fizykochemiczne właściwości badanych gleb leśnych – Selected physical and chemical properties of the studied forest soils

Symbol obiektu Observation site code	Głębokość pobrania Depth of sampling (cm)	pH (H ₂ O)	pH (1M KCl)	C org.		N	C/N	Wilgotność gleby Soil moisture		Temperatura Temperature °C
				%				%		
				średnia ± SD – mean ± SD						
1	2	3	4	5	6	7	8	9		
BŚW1	0–20	3,13 ± 0,10	2,78 ± 0,10	2,11 ± 0,01	0,09 ± 0,00	23,53 ± 0,33	3,28 ± 0,05	21,53 ± 0,10		
	20–40	3,43 ± 0,10	3,05 ± 0,13	0,67 ± 0,03	0,03 ± 0,00	21,89 ± 1,03	3,13 ± 0,05	22,20 ± 0,08		
	>40	3,78 ± 0,05	3,28 ± 0,10	0,29 ± 0,03	0,01 ± 0,00	20,18 ± 0,28	1,43 ± 0,15	22,93 ± 0,10		
BŚW2	0–20	3,40 ± 0,08	2,98 ± 0,10	1,95 ± 0,01	0,08 ± 0,00	23,55 ± 0,40	2,53 ± 0,10	21,50 ± 0,08		
	20–40	3,58 ± 0,05	3,15 ± 0,06	0,54 ± 0,00	0,02 ± 0,00	22,45 ± 0,29	2,08 ± 0,05	21,85 ± 0,06		
	>40	4,00 ± 0,08	3,30 ± 0,08	0,30 ± 0,01	0,01 ± 0,00	20,98 ± 0,92	1,68 ± 0,29	22,30 ± 0,08		
BMSW1	0–20	3,48 ± 0,05	3,18 ± 0,00	2,30 ± 0,04	0,10 ± 0,00	23,00 ± 0,08	2,00 ± 0,08	21,33 ± 0,05		
	20–40	3,68 ± 0,05	3,30 ± 0,08	0,85 ± 0,00	0,04 ± 0,00	22,40 ± 0,08	1,13 ± 0,05	21,55 ± 0,06		
	>40	4,33 ± 0,10	3,75 ± 0,06	0,43 ± 0,03	0,02 ± 0,00	21,78 ± 0,13	1,23 ± 0,05	22,63 ± 0,10		
BMSW2	0–20	3,68 ± 0,05	3,38 ± 0,05	1,94 ± 0,01	0,09 ± 0,00	22,75 ± 0,35	1,78 ± 0,05	21,23 ± 0,05		
	20–40	3,90 ± 0,08	3,43 ± 0,10	0,54 ± 0,01	0,02 ± 0,00	21,98 ± 0,10	1,45 ± 0,06	21,43 ± 0,05		
	>40	4,15 ± 0,06	3,80 ± 0,00	0,34 ± 0,01	0,02 ± 0,00	21,48 ± 0,34	1,10 ± 0,08	21,83 ± 0,10		
BMSW3	0–20	3,95 ± 0,06	3,43 ± 0,29	1,41 ± 0,03	0,07 ± 0,00	20,00 ± 0,91	2,15 ± 0,06	21,73 ± 0,05		
	20–40	3,73 ± 0,05	3,30 ± 0,08	0,88 ± 0,06	0,05 ± 0,00	16,75 ± 0,65	3,33 ± 0,10	21,88 ± 0,05		
	>40	4,23 ± 0,05	3,78 ± 0,05	0,58 ± 0,06	0,05 ± 0,01	12,73 ± 0,66	0,80 ± 0,47	22,35 ± 0,06		
BMSW4	0–20	4,15 ± 0,06	3,60 ± 0,08	1,27 ± 0,06	0,07 ± 0,00	19,93 ± 0,10	2,28 ± 0,10	21,58 ± 0,05		
	20–40	3,85 ± 0,06	3,63 ± 0,05	0,83 ± 0,06	0,05 ± 0,00	16,50 ± 0,14	2,60 ± 0,08	21,78 ± 0,05		
	>40	4,25 ± 0,06	4,15 ± 0,06	0,48 ± 0,02	0,05 ± 0,00	10,03 ± 0,17	2,25 ± 0,24	22,05 ± 0,06		

Tabela 4 cd.
Table 4 cont.

I	2	3	4	5	6	7	8	9
BMW1	0-20	4,10 ± 0,08	3,60 ± 0,08	1,47 ± 0,02	0,06 ± 0,00	24,07 ± 0,61	2,78 ± 0,13	20,43 ± 0,10
	20-40	4,23 ± 0,05	3,98 ± 0,05	0,84 ± 0,03	0,04 ± 0,00	21,69 ± 1,39	2,33 ± 0,10	20,73 ± 0,10
	>40	4,38 ± 0,05	4,30 ± 0,08	0,57 ± 0,02	0,02 ± 0,00	24,32 ± 5,06	2,65 ± 0,13	21,48 ± 0,10
BMW2	0-20	4,15 ± 0,13	3,70 ± 0,08	1,50 ± 0,01	0,23 ± 0,34	18,81 ± 11,21	2,78 ± 0,05	20,55 ± 0,06
	20-40	4,25 ± 0,06	3,90 ± 0,08	0,67 ± 0,02	0,03 ± 0,00	22,23 ± 0,31	2,65 ± 0,17	20,88 ± 0,05
	>40	4,30 ± 0,08	4,18 ± 0,05	0,46 ± 0,02	0,02 ± 0,00	22,65 ± 0,24	2,40 ± 0,08	21,23 ± 0,05
LMŚW1	0-20	4,03 ± 0,10	3,65 ± 0,17	1,42 ± 0,03	0,07 ± 0,00	20,98 ± 0,17	3,33 ± 0,10	20,35 ± 0,13
	20-40	4,05 ± 0,06	3,68 ± 0,10	0,88 ± 0,54	0,05 ± 0,03	18,90 ± 0,26	2,95 ± 0,13	20,70 ± 0,08
	>40	4,35 ± 0,06	3,90 ± 0,14	0,61 ± 0,02	0,03 ± 0,00	18,03 ± 0,33	2,80 ± 0,08	20,85 ± 0,06
LMŚW2	0-20	3,72 ± 0,03	3,30 ± 0,10	1,41 ± 0,01	0,07 ± 0,00	21,18 ± 0,56	3,43 ± 0,06	20,23 ± 0,06
	20-40	3,88 ± 0,16	3,53 ± 0,10	0,92 ± 0,04	0,05 ± 0,00	17,58 ± 0,40	3,80 ± 0,14	20,68 ± 0,26
	>40	4,06 ± 0,12	3,68 ± 0,13	0,62 ± 0,03	0,04 ± 0,00	15,75 ± 0,21	2,83 ± 0,05	20,83 ± 0,10
LMŚW3	0-20	3,98 ± 0,10	3,60 ± 0,08	1,41 ± 0,01	0,07 ± 0,00	20,83 ± 0,33	1,35 ± 0,06	20,98 ± 0,05
	20-40	3,83 ± 0,05	3,53 ± 0,10	1,15 ± 0,05	0,06 ± 0,00	18,85 ± 0,19	1,18 ± 0,05	21,05 ± 0,06
	>40	4,08 ± 0,05	3,60 ± 0,29	0,56 ± 0,04	0,04 ± 0,00	15,65 ± 0,52	0,83 ± 0,05	21,15 ± 0,13
LMŚW4	0-20	3,85 ± 0,06	3,50 ± 0,22	1,39 ± 0,03	0,07 ± 0,00	20,17 ± 0,91	0,60 ± 0,08	21,33 ± 0,10
	20-40	3,75 ± 0,04	3,38 ± 0,15	0,90 ± 0,04	0,05 ± 0,00	17,25 ± 0,35	0,48 ± 0,05	21,63 ± 0,10
	>40	4,13 ± 0,05	3,78 ± 0,10	0,64 ± 0,03	0,04 ± 0,00	15,28 ± 0,36	0,15 ± 0,06	22,03 ± 0,15
LMW1	0-20	4,08 ± 0,05	3,60 ± 0,08	2,55 ± 0,06	0,15 ± 0,01	16,50 ± 0,41	11,48 ± 2,08	21,05 ± 0,70
	20-40	4,50 ± 0,18	3,85 ± 0,06	1,41 ± 0,05	0,08 ± 0,00	18,08 ± 0,46	9,18 ± 0,13	19,85 ± 0,19
	>40	5,05 ± 0,13	4,28 ± 0,10	0,69 ± 0,05	0,05 ± 0,00	13,13 ± 0,33	8,45 ± 0,13	22,25 ± 0,24

Wybrane właściwości sorpcyjne badanych gleb leśnych. EA – kwasowość wymienna; S – suma kationów zasadowych; T – pojemność sorpcyjna; V – stopień nasycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi
 Selected sorption properties of the studied forest soils. EA – exchangeable acidity; S – total exchangeable bases; T – exchange capacity; V – degree of base saturation

Symbol obiektu, Observation site code	Głębokość pobrania, Depth of sampling (cm)	EA	Kationy wymienne-Exchangeable cations					S	T	V
			Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺				
			cmol (+) kg ⁻¹							
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
BŚW1	0-20	6,48 ± 0,13	0,55 ± 0,02	0,55 ± 0,03	0,15 ± 0,01	0,12 ± 0,01	1,61 ± 0,06	8,08 ± 0,07	19,87 ± 0,92	
	20-40	5,78 ± 0,10	0,44 ± 0,04	0,53 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,11 ± 0,01	1,44 ± 0,02	7,22 ± 0,11	19,96 ± 0,15	
	>40	3,25 ± 0,44	0,38 ± 0,02	0,48 ± 0,01	0,30 ± 0,40	0,10 ± 0,02	1,26 ± 0,02	4,51 ± 0,42	28,05 ± 2,74	
BŚW2	0-20	6,60 ± 0,08	0,69 ± 0,05	0,45 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,16 ± 0,01	1,44 ± 0,04	8,04 ± 0,05	17,89 ± 0,55	
	20-40	4,98 ± 0,10	0,52 ± 0,02	0,37 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,14 ± 0,01	1,15 ± 0,01	6,13 ± 0,09	18,78 ± 0,39	
	>40	3,83 ± 0,05	0,39 ± 0,02	0,39 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,06 ± 0,01	0,94 ± 0,01	4,76 ± 0,05	19,69 ± 0,32	
BMSW1	0-20	5,95 ± 0,13	0,79 ± 0,03	0,50 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,11 ± 0,01	1,54 ± 0,04	7,49 ± 0,13	20,54 ± 0,52	
	20-40	4,80 ± 0,08	0,69 ± 0,03	0,43 ± 0,01	0,35 ± 0,50	0,09 ± 0,01	1,55 ± 0,49	6,35 ± 0,56	24,07 ± 5,20	
	>40	3,43 ± 0,17	0,56 ± 0,02	0,37 ± 0,01	0,08 ± 0,01	0,07 ± 0,01	1,08 ± 0,03	4,50 ± 0,18	23,91 ± 0,93	
BMSW2	0-20	5,23 ± 0,17	1,36 ± 0,04	0,42 ± 0,01	0,14 ± 0,01	0,15 ± 0,01	2,07 ± 0,04	7,29 ± 0,15	28,34 ± 0,96	
	20-40	4,28 ± 0,10	0,95 ± 0,03	0,37 ± 0,01	0,12 ± 0,01	0,10 ± 0,01	1,53 ± 0,05	5,81 ± 0,12	26,36 ± 0,67	
	>40	3,73 ± 0,05	0,75 ± 0,04	0,33 ± 0,01	0,10 ± 0,01	0,07 ± 0,01	1,25 ± 0,05	4,97 ± 0,06	25,09 ± 0,83	
BMSW3	0-20	9,11 ± 0,04	0,68 ± 0,02	0,18 ± 0,02	0,09 ± 0,01	0,09 ± 0,01	1,05 ± 0,02	10,15 ± 0,06	10,29 ± 0,15	
	20-40	6,65 ± 0,08	0,46 ± 0,05	0,13 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,68 ± 0,06	6,95 ± 0,47	9,74 ± 0,38	
	>40	4,85 ± 0,28	0,40 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,04 ± 0,00	0,02 ± 0,01	0,55 ± 0,01	5,40 ± 0,29	10,19 ± 0,41	

Tabela 5 cd – Table 5 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
BMSW4	0-20	8,58 ± 0,42	0,74 ± 0,01	0,18 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,08 ± 0,01	1,08 ± 0,03	9,66 ± 0,44	11,15 ± 0,42
	20-40	6,47 ± 0,04	0,50 ± 0,01	0,16 ± 0,01	0,07 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,77 ± 0,02	7,24 ± 0,03	10,64 ± 0,24
	>40	5,53 ± 0,07	0,39 ± 0,02	0,10 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,56 ± 0,03	5,92 ± 0,17	9,42 ± 0,25
BMW1	0-20	5,83 ± 0,05	1,66 ± 0,03	0,55 ± 0,01	0,15 ± 0,01	0,14 ± 0,01	2,50 ± 0,05	8,33 ± 0,09	30,04 ± 0,31
	20-40	5,99 ± 1,02	0,77 ± 0,04	0,42 ± 0,03	0,21 ± 0,01	0,10 ± 0,01	1,49 ± 0,04	7,47 ± 1,02	20,24 ± 3,26
	>40	2,53 ± 0,15	0,52 ± 0,05	0,36 ± 0,01	0,29 ± 0,01	0,08 ± 0,01	1,25 ± 0,06	3,78 ± 0,09	33,00 ± 2,45
BMW2	0-20	5,82 ± 0,14	1,60 ± 0,04	0,60 ± 0,03	0,16 ± 0,02	0,13 ± 0,01	2,49 ± 0,07	8,31 ± 0,11	29,99 ± 1,01
	20-40	4,52 ± 0,18	1,16 ± 0,03	0,46 ± 0,02	0,21 ± 0,02	0,09 ± 0,01	1,92 ± 0,04	6,43 ± 0,14	29,79 ± 1,19
	>40	3,48 ± 0,08	0,80 ± 0,04	0,32 ± 0,01	0,17 ± 0,02	0,06 ± 0,01	1,35 ± 0,06	4,82 ± 0,12	27,94 ± 0,75
LMŚW1	0-20	7,52 ± 0,08	0,98 ± 0,02	0,58 ± 0,04	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,01	1,73 ± 0,04	9,24 ± 0,11	18,66 ± 0,33
	20-40	3,74 ± 0,13	0,77 ± 0,07	0,51 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,06 ± 0,01	1,38 ± 0,07	5,11 ± 0,17	26,89 ± 0,94
	>40	3,60 ± 0,11	0,93 ± 0,06	0,46 ± 0,01	0,03 ± 0,01	0,09 ± 0,01	1,51 ± 0,07	5,11 ± 0,15	29,51 ± 0,89
LMŚW2	0-20	5,48 ± 0,11	1,15 ± 0,04	0,47 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,18 ± 0,01	1,86 ± 0,08	7,34 ± 0,03	25,38 ± 1,15
	20-40	4,71 ± 0,14	1,02 ± 0,01	0,39 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,09 ± 0,01	1,54 ± 0,02	6,85 ± 0,36	22,55 ± 1,23
	>40	3,29 ± 0,04	0,89 ± 0,05	0,43 ± 0,03	0,04 ± 0,01	0,07 ± 0,01	1,42 ± 0,06	6,12 ± 0,17	23,11 ± 0,78
LMŚW3	0-20	5,95 ± 0,11	1,19 ± 0,02	0,54 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,19 ± 0,02	1,97 ± 0,06	5,27 ± 0,05	37,46 ± 0,91
	20-40	4,78 ± 0,13	1,09 ± 0,01	0,47 ± 0,01	0,04 ± 0,01	0,08 ± 0,01	1,67 ± 0,02	7,61 ± 0,12	21,88 ± 0,17
	>40	2,36 ± 0,06	1,03 ± 0,02	0,36 ± 0,02	0,03 ± 0,01	0,09 ± 0,01	1,50 ± 0,04	6,28 ± 0,14	23,87 ± 0,73
LMŚW4	0-20	6,38 ± 0,10	1,41 ± 0,03	0,53 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,28 ± 0,04	2,28 ± 0,04	8,65 ± 0,13	26,32 ± 0,31
	20-40	4,47 ± 0,09	1,29 ± 0,03	0,35 ± 0,04	0,05 ± 0,01	0,10 ± 0,01	1,79 ± 0,04	6,26 ± 0,07	28,62 ± 0,81
	>40	3,67 ± 0,03	1,08 ± 0,02	0,29 ± 0,03	0,03 ± 0,01	0,08 ± 0,01	1,48 ± 0,04	5,15 ± 0,05	28,70 ± 0,52
LMW1	0-20	11,32 ± 0,07	1,37 ± 0,35	0,76 ± 0,15	0,08 ± 0,01	0,14 ± 0,01	2,34 ± 0,42	12,37 ± 0,55	18,85 ± 2,68
	20-40	10,03 ± 0,17	0,95 ± 0,06	0,52 ± 0,02	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,01	1,64 ± 0,07	5,51 ± 0,06	29,74 ± 1,16
	>40	3,87 ± 0,07	0,74 ± 0,08	0,30 ± 0,04	0,04 ± 0,01	0,09 ± 0,01	1,17 ± 0,10	5,03 ± 0,04	23,14 ± 1,81

Wszystkie analizowane typy gleb charakteryzują się niekorzystnymi właściwościami sorpcyjnymi (tab. 5). Zawartość kationów zasadowych w badanych glebach jest stosunkowo niska i następuje zgodnie z szeregiem $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ lub Na^+ . Suma kationów zasadowych (S) oraz pojemność sorpcyjna (T) zmniejszają się wraz ze wzrostem głębokości pobrania próbki. Znaczna kwasowość wymienna (EA) oraz niewielki udział kationów zasadowych sprawiają, że stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami (V) nie jest wysoki. W glebach rdzawych oraz w glebie płowej i glejo-bielicowo-murszastej wynosi maksymalnie 29%, w glebie opadowo-glejowej 33%, a w glebach brunatnych nie przekracza 37%.

6.3.2. Wpływ światła na strukturę populacji badanego gatunku

Udział poszczególnych grup wiekowych w populacjach *Padus serotina* różnił się w zależności od kategorii zacienienia dna lasu.

W borze sosnowym świeżym i borze mieszanym wilgotnym, przy udziale czeremchy amerykańskiej w podszycie nieprzekraczającym 25% powierzchni, średnia liczba osobników poszczególnych grup w zależności od warunków świetlnych dna lasu nie wykazywała różnic istotnych statystycznie (tab. 6, 7). Przy pokryciu powierzchni podszyciu pomiędzy 25 a 50% w obydwu obiektach stwierdzono istotnie więcej młodych drzewek na brzegu lasu i w prześwitach niż pod zwartą koroną drzew. Podobna zależność dotyczyła również liczby drzew dorosłych w borze świeżym.

W borze mieszanym świeżym przy najmniejszym udziale *P. serotina* w podszycie, prawie trzykrotnie więcej młodych drzewek było obecnych na brzegu lasu i w prześwitach w porównaniu z warunkami świetlnymi pod zwartą koroną (tab. 8). Wraz ze wzrostem udziału badanej rośliny w warstwie krzewów i w zależności od dostępu światła, pojawiły się różnice istotne statystycznie dotyczące zagęszczenia pozostałych stadiów rozwojowych, z wyjątkiem podrostu.

Przy pokryciu powierzchni podszyciu do 25%, w lesie mieszanym świeżym, nie stwierdzono różnic statystycznie istotnych pomiędzy średnią liczbą osobników w poszczególnych grupach rozwojowych (tab. 9). Przy udziale badanego neofita w warstwie krzewów od 25 do 50% powierzchni obiektu, stwierdzono dwukrotnie większą liczbę siewek pod zwartą koroną, przy około dwukrotnie mniejszej liczbie młodych drzew w porównaniu z pozostałymi kwadratami badawczymi w zacienieniu. W lesie mieszanym świeżym przy udziale *P. serotina* przekraczającym 50% warunki świetlne w sposób istotny wpływały na zagęszczenie siewek i osobników powyżej 30 cm. Podobnie jak w typie siedliskowym boru mieszanego świeżego, warunki świetlne na brzegu lasu były najbardziej sprzyjające dla młodych i dorosłych drzew, nieco mniej licznie były one obecne w prześwitach. Natomiast przy największym zacienieniu dna lasu liczba osobników tego stadium rozwojowego istotnie malała.

W lesie mieszanym wilgotnym nie stwierdzono obecności dorosłych drzew (tab. 10). Przy stosunkowo niewielkim udziale czeremchy amerykańskiej w podszycie jedyna istotna różnica związana z wpływem wariantów świetlnych na stadia rozwojowe populacji dotyczyła młodych drzew. Największą ich średnią liczbę stwierdzono na brzegu lasu, mniej licznie młode drzewa reprezentowane były w prześwitach, zaś sporadyczną obecność tego stadium rozwojowego odnotowano pod zwartą koroną drzew.

Tabela 6
Table 6

Struktura wiekowa populacji *Padus serotina* w zależności od warunków świetlnych w borze świeżym (BŚW). Różne indeksy literowe w wierszach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa; $p < 0,05$; $n = 10$

Age structure of *Padus serotina* population depending on the light conditions in fresh coniferous forest (BSW). Different letters in rows indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$; $n = 10$

Symbol obiektu Observation site code	Grupa wiekowa Age group	Warunki świetlne Light conditions			H Kruskala-Wallisa	p
		brzeg lasu forest edge	prześwit canopy gap	zwarta korona closed canopy		
BŚW1	siewki – seedlings	1,1 ± 0,99	1,4 ± 1,65	1,8 ± 1,69	0,6626	0,7180
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	3,2 ± 1,93	3,2 ± 1,55	3,5 ± 1,58	0,0147	0,9930
	mlode drzewka 30–150 cm young trees 30–150 cm	3,0 ± 2,87	3,1 ± 2,33	1,0 ± 1,05	5,4087	0,0669
	dorosle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	0,6 ± 0,70	0,4 ± 0,52	0,1 ± 0,32	3,9628	0,1379
	siewki – seedlings	4,7 ± 4,14	3,6 ± 3,47	6,1 ± 7,05	0,4195	0,8108
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	9,7 ± 7,27	10,1 ± 6,84	11,0 ± 6,45	0,3170	0,8534
BŚW2	mlode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	8,6 ± 4,45 a	8,2 ± 6,37 ab	4,2 ± 1,69 b	9,1841	0,0101
	dorosle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	1,9 ± 1,66 a	1,4 ± 1,35 ab	0,3 ± 0,48 b	9,1964	0,0101

Tabela 7
Table 7

Struktura wiekowa populacji *Padus serotina* w zależności od warunków świetlnych w borze mieszanym wilgotnym (BMW). Różne indeksy literowe w wierszach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallis; $p < 0,05$; $n = 10$

Age structure of *Padus serotina* population depending on the light conditions in wet mixed coniferous forest (BMW). Different letters in rows indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$; $n = 10$

Symbol obiektu Observation site code	Grupa wiekowa Age group	Warunki świetlne Light conditions				H Kruskala-Wallis	p
		brzeg lasu forest edge	prześwietlenie canopy gap	zwarta korona closed canopy			
				średnia \pm SD – mean \pm SD			
BMW1	siewki – seedlings	0,5 \pm 0,71	0,6 \pm 0,84	0,8 \pm 1,13		0,1662	0,9202
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	2,1 \pm 1,45	2,2 \pm 1,62	2,4 \pm 1,84		0,0937	0,9542
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	1,8 \pm 1,47	1,6 \pm 1,43	0,9 \pm 1,1		2,2880	0,3185
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	0,6 \pm 0,70	0,3 \pm 0,48	0,2 \pm 0,42		2,3609	0,3071
	siewki – seedlings	1,3 \pm 1,83	1,7 \pm 2,26	3,1 \pm 3,60		1,1764	0,5553
BMW2	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	7,9 \pm 6,71	8,2 \pm 5,57	8,3 \pm 7,36		0,1253	0,9393
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	7,0 \pm 3,23 ab	7,3 \pm 3,46 a	3,7 \pm 1,83 b		8,2261	0,0164
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	1,0 \pm 0,82	0,8 \pm 0,92	0,4 \pm 0,70		2,9008	0,2345

Tabela 8
Table 8

Struktura wiekowa populacji *Padus serotina* w zależności od warunków świetlnych w borze mieszanym świeżym (BMŚW). Różne indeksy literowe w wierszach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallis; $p < 0,05$; $n = 10$

Age structure of *Padus serotina* population depending on the light conditions in fresh mixed coniferous forest (BMŚW). Different letters in rows indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$; $n = 10$

Symbol obiektu Observation site code	Grupa wiekowa Age group	Warunki świetlne Light conditions				H Kruskala-Wallis	p
		brzeg lasu forest edge	przeswit canopy gap	zwarta korona closed canopy			
				średnia \pm SD – mean \pm SD			
BMŚW1	siewki – seedlings	2,3 \pm 2,00	2,4 \pm 2,41	3,7 \pm 2,79		1,4089	0,4944
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	3,8 \pm 3,26	3,7 \pm 3,20	3,9 \pm 3,87		0,0260	0,9871
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	3,7 \pm 2,11 a	3,2 \pm 2,04 ab	1,2 \pm 1,03 b		8,5717	0,0138
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	0,5 \pm 0,70	0,4 \pm 0,70	0,2 \pm 0,42		1,0637	0,5875
BMŚW2	siewki – seedlings	4,0 \pm 2,31 a	4,8 \pm 3,64 a	8,5 \pm 2,63 b		9,8601	0,0072
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	9,7 \pm 4,32	9,10 \pm 5,35	8,7 \pm 3,2		0,0864	0,9577
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	9,3 \pm 4,32 a	8,3 \pm 3,71 ab	4,7 \pm 3,16 b		6,9214	0,0314
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	1,3 \pm 0,95	0,7 \pm 0,82	0,5 \pm 0,71		4,2781	0,1178
BMŚW3	siewki – seedlings	7,8 \pm 2,74 a	8,8 \pm 3,61 ab	19,1 \pm 11,13 b		7,3808	0,0250
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	18,1 \pm 10,71	20,2 \pm 12,15	24,7 \pm 14,47		1,0205	0,6003
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	35,2 \pm 19,19 a	33,7 \pm 16,4 a	19,50 \pm 7,44 b		7,2299	0,0269
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	3,9 \pm 2,42 a	2,1 \pm 1,45 ab	1,4 \pm 1,17 b		6,4588	0,0396
BMŚW4	siewki – seedlings	13,7 \pm 6,43 a	15,2 \pm 8,46 a	26,3 \pm 12,21 b		6,4891	0,0390
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	46,3 \pm 30,95	47,3 \pm 23,94	39,5 \pm 13,79		0,3272	0,8491
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	60,5 \pm 22,42 a	58,8 \pm 16,56 a	41,8 \pm 17,30 b		6,1883	0,0453
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	8,3 \pm 2,63 a	6,4 \pm 2,72 ab	4,9 \pm 2,51 b		6,4308	0,0401

Tabela 9
Table 9

Struktura wiekowa populacji *Padus serotina* w zależności od warunków świetlnych w lesie mieszanym świeżym (LMŚW). Różne indeksy literowe w wierszach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallis; $p < 0,05$; $n = 10$

Age structure of *Padus serotina* population depending on the light conditions in fresh mixed deciduous forest (LMŚW). Different letters in rows indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$; $n = 10$

Symbol obiektu Observation site code	Grupa wiekowa Age group	Warunki świetlne Light conditions				H Kruskala-Wallis	p
		brzeg lasu forest edge	prześwietlenie canopy gap	zwarta korona closed canopy	średnia \pm SD – mean \pm SD		
LMŚW1	siewki – seedlings	1,9 \pm 1,29	2,1 \pm 1,73	4,0 \pm 3,05	3,9059	0,1419	
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	3,9 \pm 3,03	3,8 \pm 3,19	4,1 \pm 3,00	0,0412	0,9796	
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	3,6 \pm 3,63	3,2 \pm 2,78	1,8 \pm 1,69	1,3672	0,5048	
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	0,5 \pm 0,71	0,5 \pm 0,53	0,2 \pm 0,42	1,9172	0,3834	
LMŚW2	siewki – seedlings	5,7 \pm 3,83 a	5,5 \pm 2,91 a	9,6 \pm 3,95 b	6,0347	0,0489	
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	10,8 \pm 6,03	10,5 \pm 5,60	11,2 \pm 4,66	0,3884	0,8235	
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	9,1 \pm 3,90 a	9,8 \pm 6,48 a	4,6 \pm 2,84 b	6,8102	0,0332	
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	1,2 \pm 0,92	0,9 \pm 0,74	0,4 \pm 0,52	5,0624	0,0796	
LMŚW3	siewki – seedlings	10,1 \pm 4,53 a	13,3 \pm 8,29 ab	21,2 \pm 9,14 b	7,7670	0,0206	
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	23,1 \pm 11,75	21,2 \pm 12,12	25,1 \pm 12,90	0,5674	0,7530	
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	40,1 \pm 15,39 a	34,1 \pm 16,08 ab	23,1 \pm 11,43 b	6,3703	0,0414	
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	4,3 \pm 2,36 a	3,5 \pm 1,71 ab	1,9 \pm 1,37 b	6,9248	0,0314	
LMŚW4	siewki – seedlings	18,9 \pm 9,23 ab	15,6 \pm 5,78 a	29,5 \pm 13,48 b	6,777	0,0338	
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	49,8 \pm 34,35	47,7 \pm 20,69	43,5 \pm 16,15	0,1053	0,9487	
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	78,6 \pm 29,66 a	69,80 \pm 27,32 ab	45,7 \pm 10,99 b	7,7486	0,0208	
	dorośle drzewa >150 cm – grown up trees >150 cm	12,0 \pm 4,62 a	6,8 \pm 2,43 ab	3,9 \pm 2,28 b	15,4101	0,0050	

Tabela 10
Table 10

Struktura wiekowa populacji *Padus serotina* w zależności od warunków świetlnych w lesie mieszanym wilgotnym (LMW). Różne indeksy literowe w wierszach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallis; $p < 0,05$; $n = 10$
Age structure of *Padus serotina* population depending on the light conditions in wet mixed deciduous forest (LMW). Different letters in rows indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$; $n = 10$

Symbol obiektu Observation site code	Grupa wiekowa Age group	Warunki świetlne Light conditions			H Kruskala- Wallisa	p
		brzeg lasu forest edge	prześwit canopy gap	zwarta korona closed canopy		
LMW1	siewki – seedlings	0,4 ± 0,8433	0,6 ± 1,07	0,7 ± 1,16	0,3991	0,8191
	podrost do 30 cm – saplings up to 30 cm	2,1 ± 2,18	2,3 ± 1,42	2,5 ± 3,37	0,8384	0,6576
	młode drzewka 30–150 cm – young trees 30–150 cm	1,8 ± 2,66 a	1,0 ± 1,05 ab	0,2 ± 0,63 b	6,7765	0,0338
	dorosłe drzewa >150 cm – grown up trees > 150 cm	0,4 ± 0,97	0,3 ± 0,67	0,0 ± 0,0	2,2198	0,3296

Na podstawie przeprowadzonych badań wykazano pewną prawidłowość dotyczącą struktury populacji *P. serotina* we wszystkich obiektach, związanej z wpływem światła docierającego do dna lasu. Przy najsilniejszym zaciemnieniu powierzchni badawczych, pod zwartą koroną drzew, udział siewek w populacjach czeremchy amerykańskiej był największy, natomiast udział młodych i dojrzałych drzew najmniejszy. Z kolei liczebność podrostu w strukturze grup wiekowych nie wykazywała istotnych różnic w zależności od dostępu światła.

W świetle modelu strategii życiowych Grime'a [1977] czeremchę amerykańską można zaliczyć – na podstawie wpływu światła na strukturę wiekową populacji – do gatunków o dużych możliwościach konkurencyjnych (strategia C). Świadczy o tym szybkie dostosowanie tempa wzrostu osobników, znajdujące odbicie w różnym udziale grup wiekowych w strukturze populacji, w odpowiedzi na warunki świetlne panujące w obiekcie. Ponadto stwierdzona w przypadku siewek akceptacja silnego zaciemnienia jest cechą roślin tolerujących stres (strategia S).

6.3.3. Charakterystyka florystyczna lasów ulegających kolonizacji przez *Padus serotina*

Naturalne odnawianie się czeremchy amerykańskiej oceniono w przypadku 5 typów siedliskowych lasu o udziale badanego gatunku nieprzekraczającym 25% powierzchni podszytu (obiekty: BŚW1, BMŚW1, BMW1, LMŚW1, LMW1). Charakterystykę szaty roślinnej poszczególnych obiektów przedstawiono poniżej na podstawie tabeli fitosocjologicznych, które stanowią załącznik do niniejszego opracowania (załączniki 1–5), cechy struktury zbiorowisk leśnych zostały opisane liczbowo w tabeli zbiorczej (tab. 11).

W składzie gatunkowym drzewostanu boru sosnowego świeżego (Bśw1), na glebie rdzawej bielcowej porośniętej przez zespół *Leucobryo-Pinetum*, dominuje 55-letnia sosna zwyczajna *Pinus sylvestris* (załącznik 1). Obecne są również nieco młodsze osobniki buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* i brzozy brodawkowatej *Betula pendula*. W podszyciu występuje przede wszystkim *F. sylvatica* oraz pojedyncze rośliny *B. pendula* i *P. serotina*. Słabo rozwinięte runo reprezentują śmiałek pogięty *Deschampsia flexuosa* oraz borówka czarna *Vaccinium myrtillus* wraz z towarzyszącą borówką brusznicą *Vaccinium vitis-idaea*. Sporadycznie występują kosmatka owłosiona *Luzula pilosa*, kostrzewa owcza *Festuca ovina* czy wrzos zwyczajny *Calluna vulgaris*. Warstwa mszysta jest dobrze wykształcona. Pokrywa ona największą, w porównaniu z pozostałymi warstwami obecnymi w borze świeżym, część powierzchni kwadratów badawczych – średnio do 76%. Jednocześnie pokrycie przez warstwę mszystą w tym typie siedliskowym lasu przewyższa pozostałe fitocenozy leśne. Warstwę mszystą boru świeżego budują *Pleurozium schreberi* wraz z *Leucobryum glaucum* i *Dicranum polysetum*.

Drzewostan boru mieszanego świeżego (BMŚW1), na glebie rdzawej właściwej, tworzą około 40-letnie *P. sylvestris* i dąb szypułkowy *Quercus robur*. Pojedynczo występują świerk pospolity *P. abies* i *B. pendula* (załącznik 2). Podszyt lasu tworzą podrost *P. abies*, *P. serotina*, jarząbu pospolitego *Sorbus aucuparia* oraz *Q. robur* i *B. pendula*. W runie przeważają krzewinki *V. myrtillus* oraz trawa *D. flexuosa*. Z innych roślin licznie występuje pszeniec zwyczajny *Melampyrum pratense*. Obecne są *L. pilosa*, jastrzębiec leśny *Hieracium murorum*, konwalijka dwulistna *Maianthemum bifolium* oraz sporadycznie narecznica krótkoostna *Dryopteris carthusiana*. Dobrze rozwiniętą warstwę mszystą tworzą *P. schreberi* i *D. scoparium* z niewielkim udziałem *Polytrichum formosum*. Analiza florystyczna obiektu pozwala na zaklasyfikowanie go do zespołu *Leucobryo-Pinetum*.

W drzewostanie boru mieszanego wilgotnego (BMW1), na glebie opadowo-glejowej właściwej, porośniętej przez zespół *Quercus roboris-Pinetum*, dominują 40-letnie sosny *P. sylvestris* i dąb bezszypułkowy *Q. petraea* (załącznik 3). Znaczny jest też udział *Q. robur*. W podszycie licznie występuje kruszyna pospolita *Frangula alnus* z domieszką *P. abies*, *S. aucuparia*, *Q. robur* i *P. serotina*. Najliczniejszym gatunkiem runa jest *V. myrtillus*, który wraz z *V. vitis-idaea* tworzy zwarte kobierce, pokrywające średnio do 74% analizowanych powierzchni. Z innych składników runa występuje *L. pilosa* oraz kępy trzęślicy modrej *Molinia caerulea*. Pojedynczo można spotkać orlicę pospolitą *Pteridium aquilinum* i narecznicę samczą *Dryopteris filix-mas*. Warstwa mszysta, pomimo że nie zajmuje dużej powierzchni, jest reprezentowana przez 6 taksonów z największym udziałem *P. schreberi* oraz nieco mniejszym *D. scoparium* i *D. polysetum*.

Drzewostan lasu mieszanego świeżego (LMŚW1), na glebie brunatnej biellicowej, składa się z 50-letnich osobników *P. sylvestris* z domieszką starszych drzew *Q. robur* i *B. pendula* (załącznik 4). Podszyc buduje podrost drzew oraz krzewy *P. serotina*, *S. aucuparia* oraz leszczyna zwyczajna *Corylus avellana*. Runo leśne nie jest zbyt dobrze rozwinięte. Ilościową przewagę wykazują w nim *D. flexuosa*, *D. carthusiana* oraz gatunek borowy *L. pilosa*. Stwierdzono znaczny udział zawiłca gajowego *Anemone nemorosa* i fiołka leśnego *Viola reichenbachiana*, gatunków właściwych dla eutroficznych i mezotroficznych lasów liściastych. Słabo rozwiniętą warstwę mszystą budują *P. schreberi* i *D. polysetum*. Sporadycznie występuje *P. formosum*. Pomimo braku jednorodności składu florystycznego, obecność gatunków charakterystycznych dla związku *Dicrano-Pinion* i wyróżniających dla zespołu pozwala na zaklasyfikowanie badanych płatów do *Quercus roboris-Pinetum*.

W lesie mieszanym wilgotnym (LMw1), na glebie glejo-biellicowej murszastej porośniętej przez zespół *Galio silvatici-Carpinetum betuli*, wyższą warstwę drzewostanu tworzy 70-letni *Q. robur* z domieszką *P. sylvestris* i różnych drzew liściastych (grab zwyczajny *Carpinus betulus*, jesion wyniosły *Fraxinus excelsior*, wiąz pospolity *Ulmus minor*, czerecha zwyczajna *Prunus padus*, lipa drobnolistna *Tilia cordata*, *B. pendula*). W niższej warstwie drzewostanu dominuje *C. betulus* (załącznik 5). Podrost drzew wraz z krzewami (*C. avellana*, *P. serotina*, bez czarna *Sambucus nigra*) jest stosunkowo słabo rozwinięty, pomimo że średnia powierzchnia pokrycia wyróżnia się najwyższą wartością spośród omawianych typów siedliskowych lasu. Wielowarstwowe runo cechuje się wysokim bogactwem gatunkowym, ze średnią liczbą 20 taksonów, najwyższą w porównaniu z pozostałymi omawianymi fitocenozami leśnymi. Podstawowymi składnikami runa są gatunki charakterystyczne klasy *Quercus-Fagetea*, takie jak *A. nemorosa*, *V. reichenbachiana*, kłosownica leśna *Brachypodium sylvaticum*, perlówka zwisła *Melica nutans*. Wysokie klasy stałości wykazują ponadto ogólnoleśne gatunki towarzyszące, m.in. szczawik zajęczy *Oxalis acetosella* czy niecierpek drobnokwiatowy *Impatiens parviflora*. Warstwa przyziemna jest rozwinięta najslabiej spośród omawianych typów siedliskowych lasu. Tworzy ją *Mnium hornum* ze sporadycznie występującym *P. formosum*.

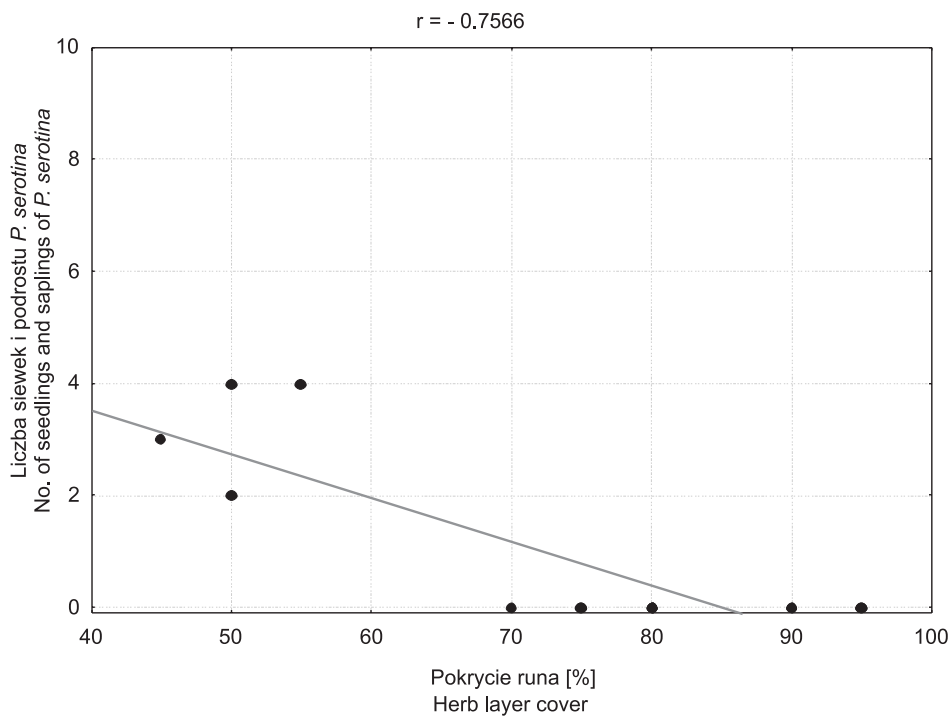
Pomimo że analiza danych zawartych w tabeli 11 może sugerować istnienie związku pomiędzy cechami podszyciu a zagęszczeniem siewek i podrostu, to jednak dla żadnego z analizowanych siedlisk takiej współzależności nie stwierdzono.

Tabela 11
Table 11

Właściwości wybranych siedlisk leśnych ulegających kolonizacji przez *Padus serotina*. Różne indeksy literowe w wierszach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallis; $p < 0,05$; $n = 15$
 Characterization of selected forest habitats colonized by *Padus serotina*. Different letters in rows indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test; $p < 0,05$; $n = 15$

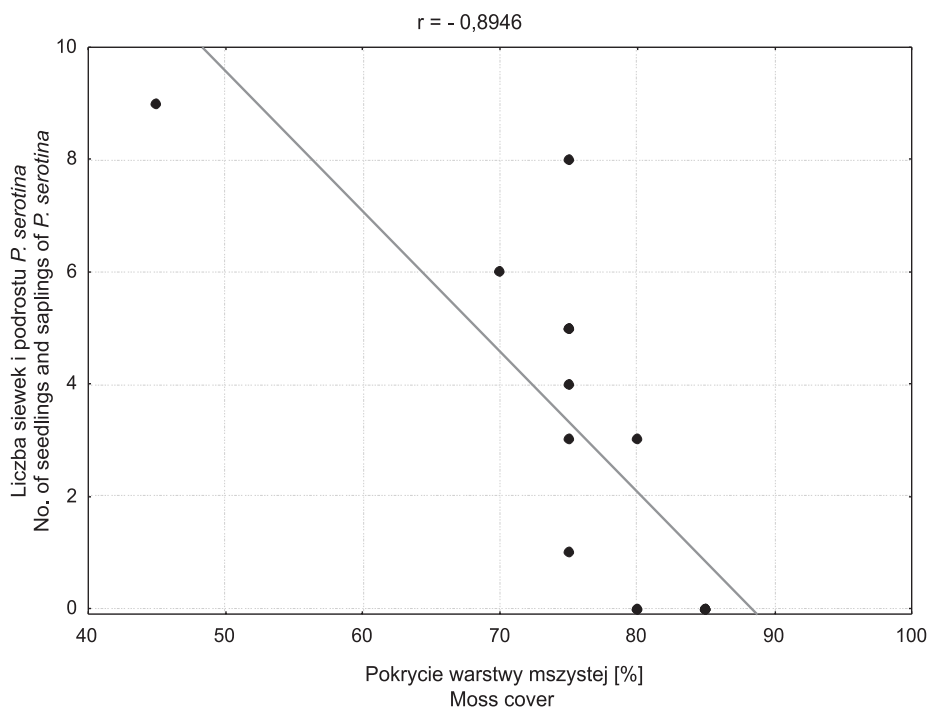
Cecha Parameter	BŚW1	BMSW1	BMW1	LMŚW1	LMW1	H Kruskala- Wallisa	p
	średnia \pm SD						
Bogactwo mszaków Moss species richness	2,73 \pm 0,80 a	1,87 \pm 0,64 ab	2,47 \pm 1,06 a	1,20 \pm 0,77 bc	0,40 \pm 0,51 c	42,5526	0,0000
Pokrycie przez warstwę mszystą [%] The extent of the moss cover [%]	76,33 \pm 9,90 a	52,67 \pm 18,50 a	11,93 \pm 11,93 b	8,33 \pm 12,05 b	2,67 \pm 4,17 b	57,4848	0,0000
Bogactwo runa Herb layer richness	7,93 \pm 1,58 a	8,53 \pm 1,30 a	7,80 \pm 1,66 a	9,47 \pm 1,85 a	20,07 \pm 4,79 b	41,3357	0,0000
Pokrycie runa [%] The extent of the herb layer cover [%]	20,80 \pm 12,58 bc	43,33 \pm 19,61 ab	74,00 \pm 16,71 a	18,33 \pm 8,16 bc	59,33 \pm 18,50 ab	48,5490	0,0000
Bogactwo podszytu Shrub layer richness	1,80 \pm 0,86	2,33 \pm 1,11	1,87 \pm 1,19	2,07 \pm 0,88	2,93 \pm 1,10	0,7596	0,0294
Pokrycie przez podszyt [%] The extent of the shrub layer cover [%]	8,87 \pm 6,15 b	22,33 \pm 12,80 a	21,00 \pm 11,83 a	22,00 \pm 17,61 a	23,67 \pm 21,67 a	10,9318	0,0273
Pokrycie przez koronę drzew [%] The extent of the overstory cover [%]	58,33 \pm 19,43	52,00 \pm 25,76	43,00 \pm 24,41	42,67 \pm 18,41	51,00 \pm 15,14	5,8123	0,2136
Siewki i podrost <i>P. serotina</i> Seedlings and saplings of <i>P. serotina</i>	2,93 \pm 3,13 ab	6,67 \pm 4,15 a	0,87 \pm 1,55 b	4,73 \pm 3,81 a	3,20 \pm 2,54 ab	21,6915	0,0002

Wykazano natomiast w borze mieszanym wilgotnym istnienie ujemnej korelacji ($r_s = -0,7568$) pomiędzy pokryciem warstwy runa a liczbą najmłodszych stadiów rozwojowych *P. serotina* (ryc. 11). Z kolei w borze sosnowym świeżym stwierdzono silną korelację ujemną ($r_s = -0,8946$) pomiędzy powierzchnią pokrycia przez warstwę mszystą a liczbą młodych osobników badanego gatunku (ryc. 12). Analizując liczbę najmłodszych stadiów rozwojowych *P. serotina* w poszczególnych fitocenozach leśnych stwierdzono, że badany gatunek znajduje najlepsze warunki do odnawiania się w borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym (tab. 11).



Ryc. 11. Wpływ pokrycia warstwy runa w borze mieszanym wilgotnym (BMW1) na liczbę siewek i podrostu *Padus serotina*

Fig. 11. The effect of the herb layer cover in wet mixed coniferous forest (BMW1) on the number of seedlings and saplings of *Padus serotina*



Ryc.12. Wpływ pokrycia warstwy mszystej w borze świeżym (BŚW1) na liczbę siewek i podrostu *Padus serotina*

Fig. 12. The effect of the moss cover in fresh coniferous forest (BŚW1) on the number of seedlings and saplings of *Padus serotina*

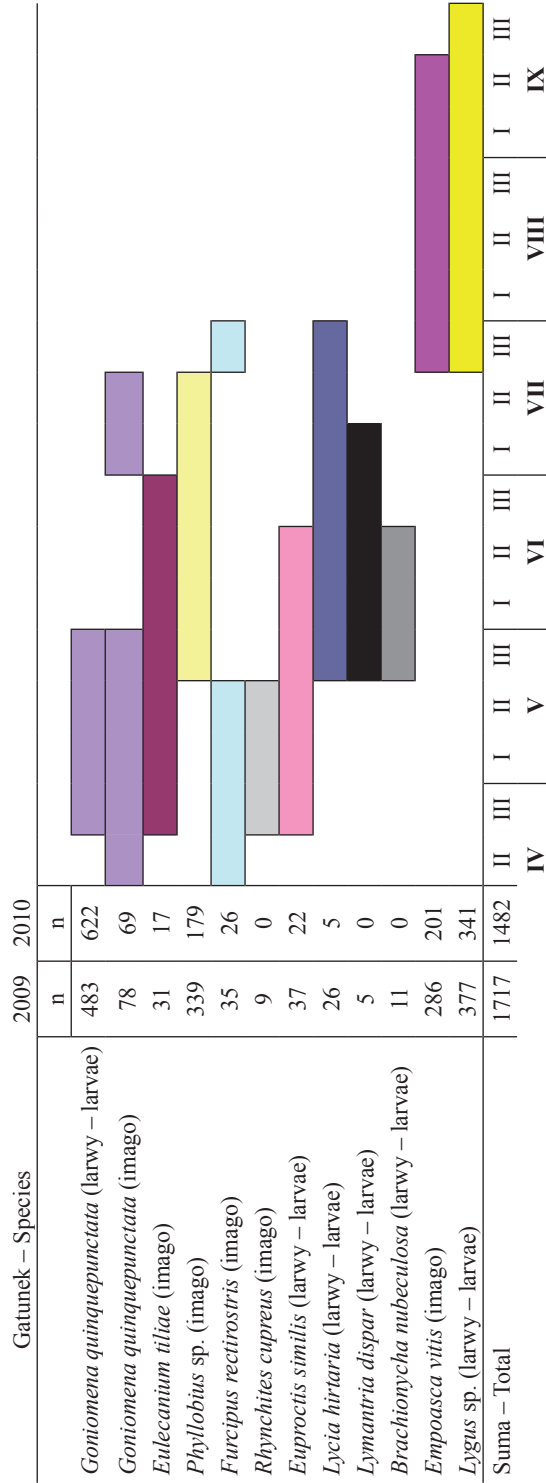
6.3.4. Zasiedlanie *Padus serotina* przez roślinożerną entomofaunę i patogeny

Wśród zebranego materiału faunistycznego analizowano tylko gatunki fitofagiczne, odłowione owady pasożytnicze i drapieżne nie były brane pod uwagę w niniejszej pracy. W sezonie wegetacyjnym 2009 na pędach czeremchy amerykańskiej odnotowano 1717 roślinożernych owadów żerujących na liściach, w 2010 roku 1482 osobniki (tab. 12). Zgromadzony zbiór był reprezentowany przez 13 gatunków należących do 9 rodzin.

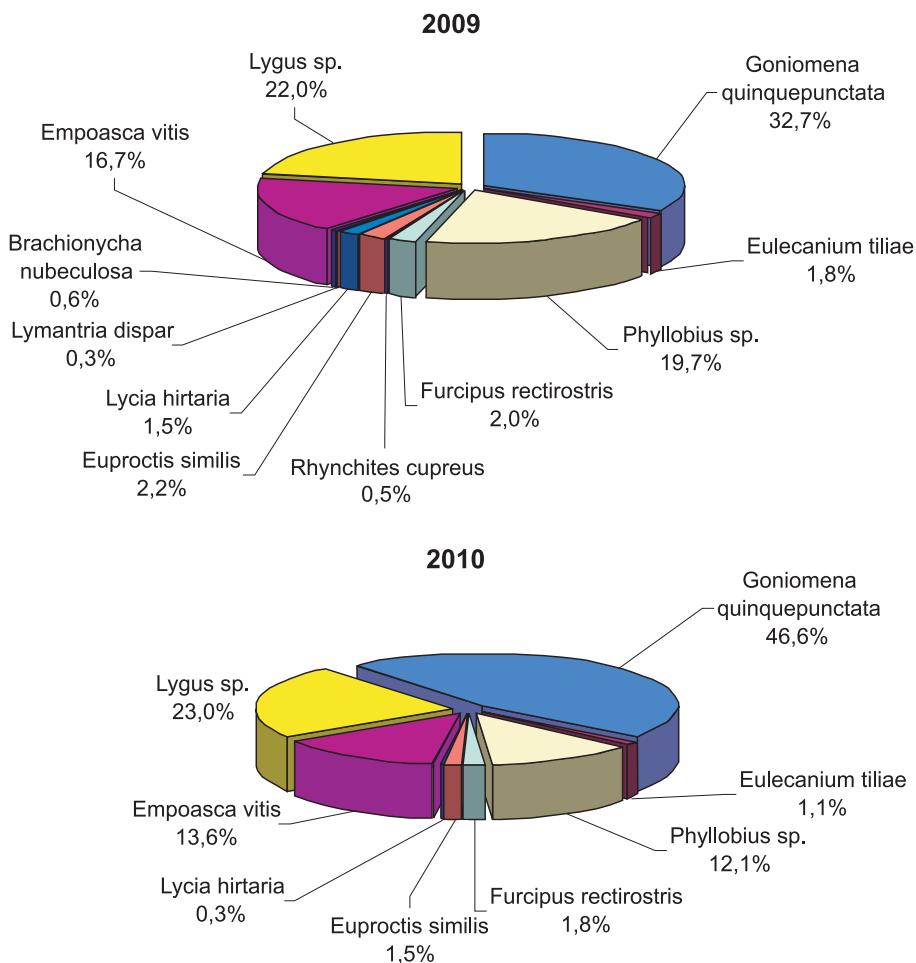
Gatunkiem dominującym w obydwu latach badań była szubarga pięcioplamka *Gonioctena (Goniomena, Phytodecta) quinquepunctata* (Coleoptera, Chrysomelidae) (ryc. 13). Jej udział w roku 2009 wynosił 32,7% wszystkich odłowionych fitofagów, a rok później odpowiednio 46,6%. Dorosłe chrząszcze *G. quinquepunctata* (fot. 1) po opuszczeniu miejsc zimowania, od połowy kwietnia do końca maja, żerowały najchętniej na najmłodszych, dobrze oświetlonych pędach uszkadzając ich stożki wzrostu. Jedynie w pierwszym roku badań odnotowano obecność chrząszczy pokolenia letniego w pierwszej i drugiej dekadzie lipca. Deficyt opadów w lipcu 2010 r. (ryc. 4) mógł przyczynić się do większej śmiertelności osobników tego gatunku. Żerowanie larw *G. quinquepunctata* (fot. 2), obserwowane od trzeciej dekady kwietnia do końca maja, powodowało najsilniejszy ubytek blaszki liściowej, aż do całkowitego gołozerów włącznie.

Tabela 12
Table 12

Diagram występowania roślinożerne entomofauny na pędach liściowych *P. serotina* podczas sezonu wegetacyjnego 2009 i 2010, n – liczba osobników odłowionych ze 100 pędów na 10 roślinach. Dane dotyczące *G. quinquepunctata* za Halarewicz i Jackowski [2011]
The incidence diagram of the herbivorous insect fauna on the shoots of *P. serotina* in 2009 and 2010 vegetative seasons, n – the number of individuals sampled from 100 shoots on 10 plants. Data concerning *G. quinquepunctata* are given after Halarewicz and Jackowski [2011]



miesiące – dekady – months – 10 day intervals



Ryc. 13. Udział roślinożernych owadów zasiedlających pędy liściowe *Padus serotina* w latach 2009–2010

Fig. 13. The relative proportion of the herbivorous species in the assemblages of insects infesting the shoots of *Padus serotina* in 2009–2010

Silne uszkodzenia blaszek liściowych czeremchy amerykańskiej spowodowane było również żerowaniem polifagicznych gąsienic, stanowiących około 4% wszystkich odłowionych fitofagów w roku 2009 i zaledwie około 2% w roku 2010. Jako pierwsze, pod koniec kwietnia, odnotowano gąsienice kuprówki złotnicy *Euproctis similis* (Lymantriidae). Od drugiej dekady maja obecne były pojedyncze osobniki włochacza nalipka *Lycia hirtaria* (Geometridae), lazdoni brzeziniówki *Brachionycha nubeculosa* (Noctuidae) i brudnicy nieparki *Lymantria dispar* (Lymantriidae). Najdłużej, bo do końca lipca, żerowały larwy miernikowca *L. hirtaria*. Nie stwierdzono żerowania gromadnego w przypadku tego gatunku, pomimo że na innych żywicielach powoduje gołożery i tworzy charakterystyczne oprędy.

Dość liczną grupę owadów powodujących uszkodzenia liści stanowiły dorosłe chrząszcze z rodzaju *Phyllobius* (Coleoptera, Curculionidae). Obraz ich żerowania jest bardzo charakterystyczny i przebiega od nerwów liściowych na brzegu do wnętrza liścia (fot. 3). W pierwszym roku badań udział *Phyllobius* sp. wynosił 19,7% odłowionych owadów a w roku następnym o 12,1% mniej. Przedstawiciele *Phyllobius* sp. obecni byli od drugiej dekady maja przez okres dwóch miesięcy. Gatunkiem najliczniej występującym był *Phyllobius arborator*, sporadycznie odnotowywano *P. piri* i *P. argentatus*.

Stwierdzono również występowanie owadów powodujących uszkodzenia owoców. Reprezentowały je dwa oligofagiczne gatunki, kwiecień pestkowiec *Furcipes (Anthonomus) rectirostris* (Coleoptera, Curculionidae) (fot. 4) oraz tutkarz *Rhynchites cupreus* (Coleoptera, Rhynchitidae), które opuszczały kwatery zimowe w połowie kwietnia, przemieszczały się na drzewa i do końca maja żerowały na pędach uzyskując dojrzałość. Samice obydwu gatunków składają jaja do niedojrzałych owoców, gdzie odbywa się dalszy ich rozwój. Kilka pojedynczych chrząszczy nowego pokolenia *F. rectirostris* odłowiono na liściach czeremchy amerykańskiej pod koniec lipca 2009 roku. Najliczniejszym gatunkiem z tej grupy szkodników był *F. rectirostris* stanowiący około 2% wszystkich fitofagów w obydwu sezonach badawczych.

Od trzeciej dekady lipca do połowy września na pędach czeremchy amerykańskiej obserwowano piewiki *Empoasca vitis* (Homoptera, Cicadellidae), które stanowiły 16,7% całkowitej liczby odłowionych fitofagów w 2009 roku i 13,6% w roku 2010. W miejscu nakłuc blaszki liściowej przez aparaty gębowe pluskwiaków tworzyły się małe nekrotyczne plamki.

Uszkodzenia liści podobne do żerowania *Empoasca vitis* powodowały larwy pluskwiaków różnoskrzydłych z rodzaju *Lygus* (Heteroptera, Miridae). Stadia larwalne zmienników stwierdzone pod koniec lipca na liściach czeremchy amerykańskiej należały do drugiego pokolenia i najliczniej występowały w drugiej i trzeciej dekadzie sierpnia. W sumie odnotowana liczba osobników *Lygus* sp. stanowiła 22–23% wszystkich odłowionych roślinożernych owadów w każdym z sezonów wegetacyjnych. Nieliczne postacie dorosłe odłowionych zmienników były reprezentowane przez *L. rugulipennis* i *L. pratensis*.

Innym niewyspecjalizowanym pokarmowo gatunkiem obecnym na badanej roślinie był misecznik miechun *Eulecanium tiliae* (Homoptera, Coccidae). Nieliczne zebrane okazy to samice wypełnione jajami. Pełne tarczki *E. tiliae* przyklejone u nasady młodych pędów lub przy pąkach liściowych odnajdywano od końca kwietnia do końca czerwca.

Wpływ roślinożernei entomofauny na kondycję liści czeremchy amerykańskiej podczas dwóch sezonów badawczych ilustruje ryc. 14. W obydwu latach obserwowano wzrastające od kwietnia do czerwca uszkodzenie blaszek liściowych (fot. 5). W pierwszej dekadzie kwietnia 2009 r. przyrost liści uszkodzonych był najsilniejszy, z 15 do 53% w porównaniu z wszystkimi analizowanymi blaszkami liściowych. W trzeciej dekadzie czerwca 2009 r. już na około 75% liści stwierdzono objawy żerowania owadów. W roku 2010 najsilniejsze, prawie 65% uszkodzenie liści *P. serotina*, miało miejsce w drugiej dekadzie czerwca. W lipcu stopniowo zwiększał się procentowy udział liści nieuszkodzonych, co było rezultatem wzrostu pędów i wytwarzaniem nowych blaszek liściowych. Roślinożerne owady zasiedlające czeremchę amerykańską od połowy lata (*Lygus* sp., *Empoasca vitis*) pomimo dużej liczebności (tab. 12), nie powodowały tak intensywnych szkód bezpośrednich jak owady żerujące w okresie wiosennym. W pierwszym sezonie badawczym najwyższą wartość wskaźnika uszkodzenia liści odnotowano w drugiej połowie maja (Wu=10,9). W następnym roku ubytek liści powodowanych przez foliofagi był porównywalny, a maksymalną wartość wskaźnika uszkodzenia (Wu=11,2) stwierdzono pod koniec maja.



Fot. 1. Dorosły chrząszcz szubargi pięcioplamki *Goniocтена quinquepunctata*
(Fot. A. Halarewicz, kwiecień 2010)

Phot. 1. Adult leaf beetle *Goniocтена quinquepunctata* (Photo A. Halarewicz, April 2010)



Fot. 2. Stadia larwalne *Goniocтена quinquepunctata* (Fot. A. Halarewicz, maj 2010)

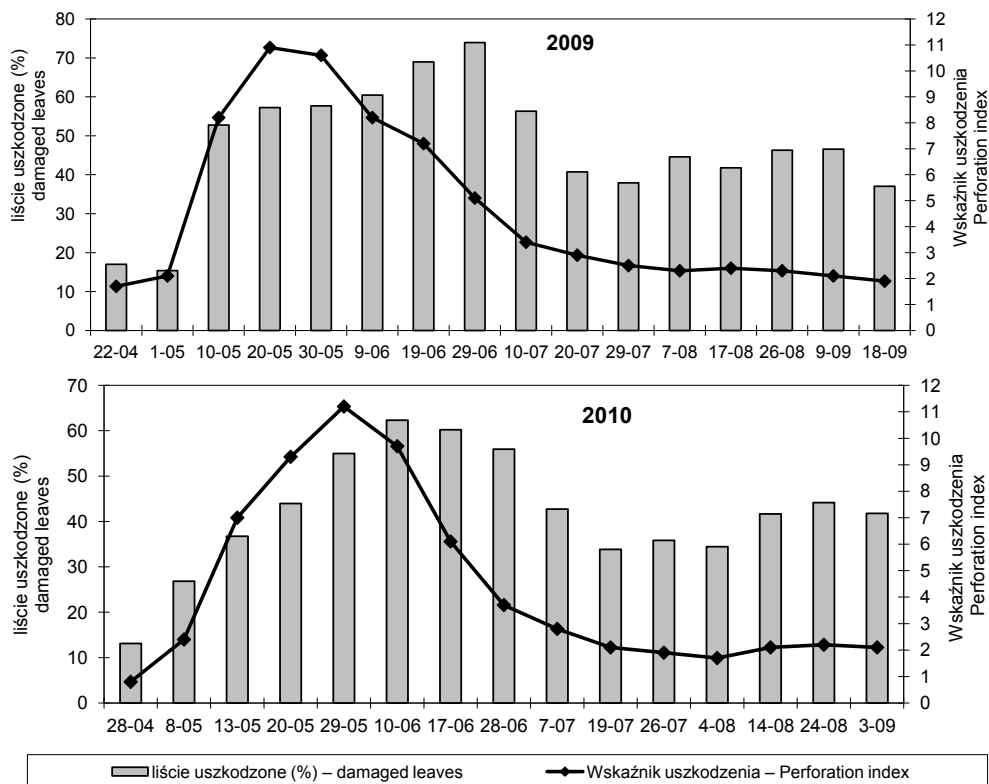
Phot. 2. Larval stages of *Goniocтена quinquepunctata* (Photo A. Halarewicz, May 2010)



Fot. 3. *Phyllobius arborator* wraz ze śladami żerowania (Fot. A. Halarewicz, czerwiec 2009)
Phot. 3. *Phyllobius arborator* next to its feeding trace (Photo A. Halarewicz, June 2009)



Fot. 4. Kwieciak pestkowiec *Furcipes rectirostris* na kwiatostanie *Padus serotina*
(Fot. A. Pacan, maj 2010)
Phot. 4. *Furcipes rectirostris* on the flower cluster of *Padus serotina* (Photo A. Pacan, May 2010)



Ryc. 14. Dynamika uszkodzenia liści *Padus serotina* w wyniku żerowania roślinożernych owadów w latach 2009–2010

Fig. 14. Dynamics of leaf perforation resulting from the feeding of herbivore insects on *Padus serotina* in 2009–2010

Analizy zdrowotności zawiązków owocowych czarerny amerykańskiej wykazały procentowe zmniejszenie się ich uszkodzenia w przypadku gron osłoniętych izolatorami. W pierwszym roku badań 35,2% formułujących się owoców na nieosłoniętych gronach doznało uszkodzenia, przy 23,4% uszkodzonych zawiązkach na gronach z izolatorami. Natomiast w roku 2010 udział zawiązków uszkodzonych bez izolatorów wynosił 33,0%, a na gronach osłoniętych odpowiednio 25,1%.

Jedynie objawy chorobowe stwierdzone na liściach *P. serotina*, w okresie dwóch sezonów badawczych 2009–2010, były wywołane przez stadium konidialne workowca *Monilinia seaveri* (Sclerotiniaceae) (fot. 6). Miały one postać nekrotycznych plamek o ciemnoczerwonej obwódce z białym nalotem zarodnikowania grzyba pośrodku (fot. 7, 8). Pierwsze objawy chorobowe na liściach odnotowano na początku czerwca (ryc. 15). W obydwu sezonach badawczych przebieg pogody, z ciepłym i wilgotnym czerwcem (ryc. 4), sprzyjał rozwojowi patogena. Największe nasilenie choroby stwierdzono w trzeciej dekadzie lipca, kiedy to liczba porażonych liści stanowiła około 40% wszystkich analizowanych blaszek liściowych. Najwyższą wartość wskaźnika porażenia w pierwszym roku badań odnotowano pod koniec sierpnia (Wp=7,0), w drugim sezonie badawczym w połowie sierpnia (Wp=6,8). Pod koniec lata 2010 r. obserwowano wzmożone opadanie silnie porażonych blaszek liściowych, co na wykresie skutkuje zmniejszającym się udziałem liści z moniliozą.



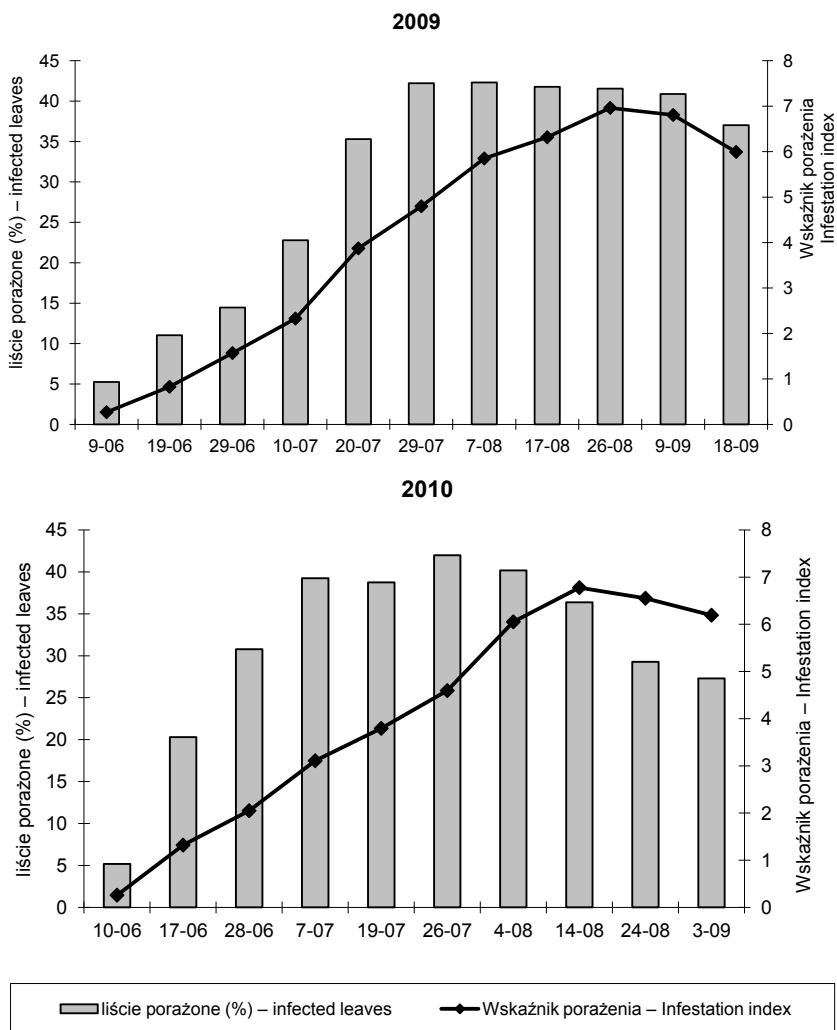
Fot. 5. Uszkodzenia liści czarernchy amerykańskiej spowodowane przez *Gonioctena quinquepunctata* (Fot. M. Pacan, maj 2009)

Phot. 5. Leaves of the black cherry damaged by *Gonioctena quinquepunctata* (Photo M. Pacan, May 2009)



Fot. 6. Porażenie liści czarernchy amerykańskiej przez patogena *Monilinia seaveri* przyspiesza ich opadanie (Fot. A. Halarewicz, wrzesień 2010)

Phot. 6. Infection of the black cherry leaves by *Monilinia seaveri* prompts their earlier downfall (Photo A. Halarewicz, September 2010)



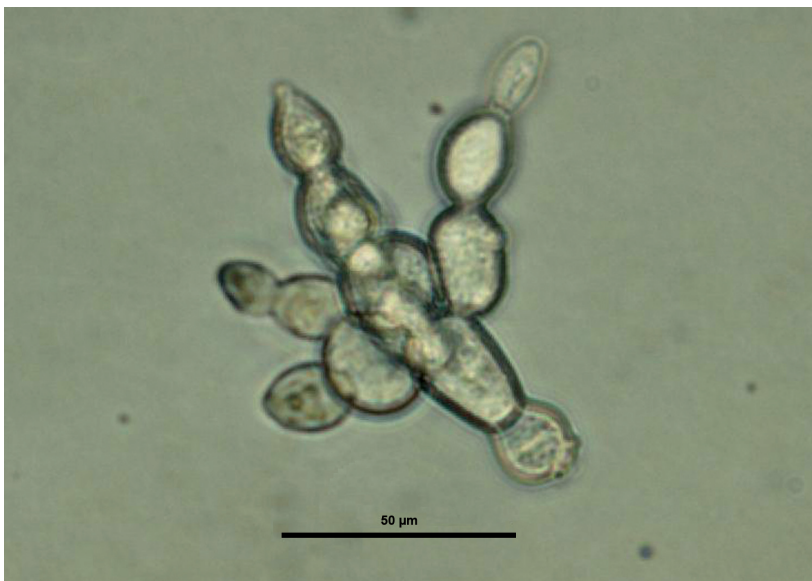
Ryc. 15. Dynamika objawów chorobowych wywołanych przez *Monilinia seaveri* na liściach czarerni amerykańskiej w latach 2009–2010

Fig. 15. The dynamics of disease symptoms caused by *Monilinia seaveri* on the leaves of the black cherry in 2009–2010



Fot. 7. Objawy chorobowe moniliozy na górnej stronie blaszki liściowej *Padus serotina* (Fot. A. Halarewicz)

Phot. 7. Disease symptoms of moniliosis on the upper side of the *Padus serotina* leaf blade (Photo A. Halarewicz)



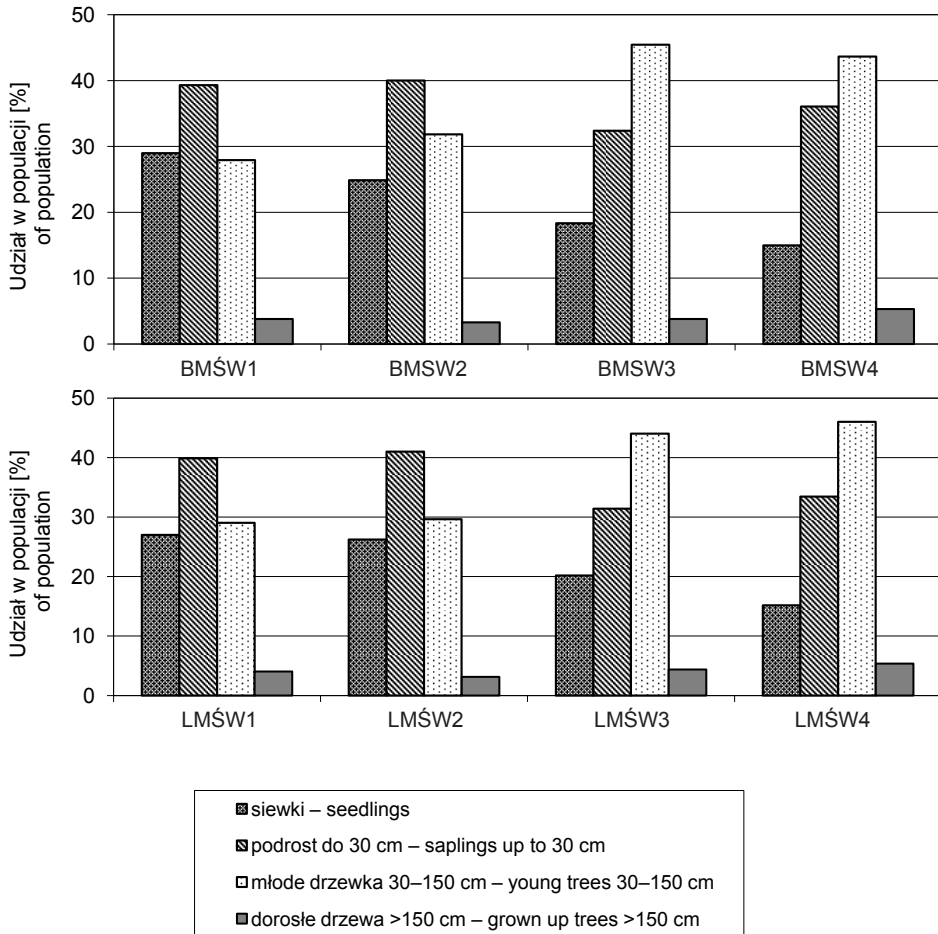
Fot. 8. Zarodniki konidialne *Monilinia seaveri* (Fot. A. Halarewicz)

Phot. 8. Conidial spores of *Monilinia seaveri* (Photo A. Halarewicz)

6.4. Wpływ czynników wewnątrzpopulacyjnych na właściwości populacji badanej rośliny

6.4.1. Struktura wiekowa a zagęszczenie populacji

W analizowanych populacjach czerechmy amerykańskiej, w zależności od zęszczenia poszczególnych grup wiekowych w obiektach, obserwowano wyraźne zmiany w ich frekwencji. W celu zilustrowania uzyskanych wyników liczbę osobników badanego gatunku w poszczególnych grupach wiekowych przeliczono na procentowy udział każdej z grup w populacji (ryc. 16).



Ryc. 16. Porównanie struktury wiekowej populacji *Padus serotina* w dwóch typach siedliskowych lasu. BMSW – bór mieszany świeży; LMSW – las mieszany świeży; cyfry przy zapisie typu siedliskowego lasu oznaczają udział *P. serotina* w podszybie (1: 1–25% powierzchni obiektu, 2: 25–50%, 3: 50–75%, 4: >75%)

Fig. 16. Comparison of the age structure of *Padus serotina* populations for two habitat types of forest. BMSW – fresh mixed coniferous forest; LMSW – fresh mixed deciduous forest; the digits in the notation of the habitat type of forest stand for the proportion of *P. serotina* in the shrub layer (1: 1–25% of the observation site surface area, 2: 25–50%, 3: 50–75%, 4: >75%)

W obiektach o najmniejszym udziale *Padus serotina* w podszyciu (BMŚW1, LMŚW1), około 28% wszystkich osobników w populacji stanowiły zarówno siewki, jak i młode drzewka. Udział podrostu w strukturze populacji wynosił 40%, a dorosłych drzew 4%. Wzrostowi udziału procentowego czeremchy amerykańskiej w warstwie krzewów towarzyszył spadek zagęszczenia siewek do zaledwie 15% w strukturze populacji. W obiektach z udziałem *P. serotina* w podszyciu w przedziale 25–50% (BMŚW2, LMŚW2) wzrastało zagęszczenie podrostu i młodych drzewek. Przy udziale badanego gatunku w podszyciu obiektów pomiędzy 50 a 75% (BMŚW3, LMŚW3) proporcje poszczególnych stanów wiekowych ulegały zmianie. Odnotowano zdecydowany wzrost liczby młodych drzew na powierzchniach obiektów, do około 45% w strukturze populacji. Średnie zagęszczenie tej grupy wiekowej w borze mieszanym świeżym wynosiło 54 osobniki na 100 m², a w lesie mieszanym świeżym jeszcze więcej, do 65 osobników w kwadracie badawczym. Mniej liczną grupę stanowił podrost, którego zagęszczenie zmniejszyło się o 10% w porównaniu z udziałem tej grupy wiekowej w obiektach o mniejszym pokryciu powierzchni podszytu przez czeremchę amerykańską. W obydwu typach lasu wraz ze wzrostem udziału *P. serotina* w podszyciu zagęszczenie dorosłych drzew w populacjach nieznacznie wzrastało.

6.4.2. Wytwarzanie odrośli pędowych

W populacjach *P. serotina*, na siedliskach boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego, stwierdzono zdolność do pomnażania wegetatywnego, przede wszystkim u młodych drzewek oraz u kilku pojedynczych dorosłych drzew (fot. 9). Zdolność ta była niezależna od warunków zacienienia dna lasu na powierzchniach badawczych. Całkowita liczba osobników juvenilnych, które przystępowały do wytwarzania odrośli pędowych wzrastała wraz z udziałem badanego gatunku w podszyciu (tab. 13). W obiektach z udziałem *P. serotina* w warstwie krzewów w przedziale 25–50% odnotowano największy udział młodych drzewek z odroślami w tej grupie wiekowej, który wynosił 7,4% na siedlisku boru mieszanego świeżego oraz 8,9% na siedlisku lasu mieszanego świeżego. Natomiast w obiektach przy pokryciu powierzchni podszytu przez *P. serotina* powyżej 50% obserwowano spadek udziału młodych drzewek z odroślami, we własnej grupie wiekowej. Podobną tendencję obserwowano analizując udział młodych drzewek z odroślami w strukturze populacji, który wahał się od 1,5 do 2,6%. Z pni młodych drzewek wyrastały maksymalnie 4 pędy odroślowe.

Analizując wpływ nacisku selekcyjnego na rozkładu wysiłku reprodukcyjnego osobników [MacArthur, Wilson 1967], przystąpienie młodych drzewek czeremchy amerykańskiej do reprodukcji wegetatywnej można traktować jako jedną z cech gatunków roślin r-selektywnych.



Fot. 9. Osobniki *Padus serotina* z odrosłami pędowymi: młodociany (po lewej) i dorosły (po prawej)
(Fot. A. Halarewicz, lipiec 2010)

Phot. 9. Sucker sprouting individuals of *Padus serotina*: juvenile (left) and mature plant (right)
(Photo A. Halarewicz, July 2010)

Tabela 13

Table 13

Charakterystyka rozmnażania wegetatywnego (odrosła pędowe) młodych drzewek czeremchy amerykańskiej

Characterization of the vegetative reproduction, by the stump suckers, of the young trees of the black cherry

Typ lasu Forest type	Udział <i>P. serotina</i> w podszycie Proportion of <i>P. serotina</i> in shrub layer	Całkowita liczba osobników z odrosłami Total no. of sucker sprouting individuals	Udział osobników z odrosłami w grupie młodych drzewek Proportion of sucker sprouting individuals within the age group of young trees [%]	Udział osobników z odrosłami w populacji Proportion of sucker sprouting individuals within the population [%]	Maksymalna liczba odrosli Maximum no. of suckers	Średnia liczba odrosli Mean no. of suckers
BMŚW	1–25%	5,0	6,2	1,7	2,0	1,0
	25–50%	14,0	7,4	2,4	3,0	1,6
	50–75%	43,0	4,9	2,2	4,0	2,4
	>75%	62,0	3,8	1,7	4,0	2,2
LMŚW	1–25%	7,0	8,1	2,4	1,0	1,0
	25–50%	21,0	8,9	2,6	3,0	2,1
	50–75%	51,0	5,2	2,3	4,0	2,1
	>75%	63,0	3,2	1,5	4,0	1,9

6.5. Przemiany wybranych fitocenoz leśnych zdominowanych przez *Padus serotina*

Przyjmując założenie, że obraz przemian zbiorowisk leśnych zasiedlonych przez czeremchę amerykańską najlepiej obrazują obiekty, które zostały przez przybysza zdominowane, dalsze rozważania zawężono do dwóch typów siedlisk leśnych: boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego (fot. 10). W każdym z nich zaobserwowano pełny zakres pokrycia powierzchni podszytu przez *Padus serotina* i obecność wszystkich stadiów rozwojowych badanego gatunku.



Fot. 10. Drzewostan lasu mieszanego świeżego z podszytem zdominowanym przez czeremchę amerykańską (Fot. A. Halarewicz, lipiec 2010)

Phot. 10. Fresh mixed deciduous forest stand with shrub layer dominated by the black cherry (Photo A. Halarewicz, July 2010)

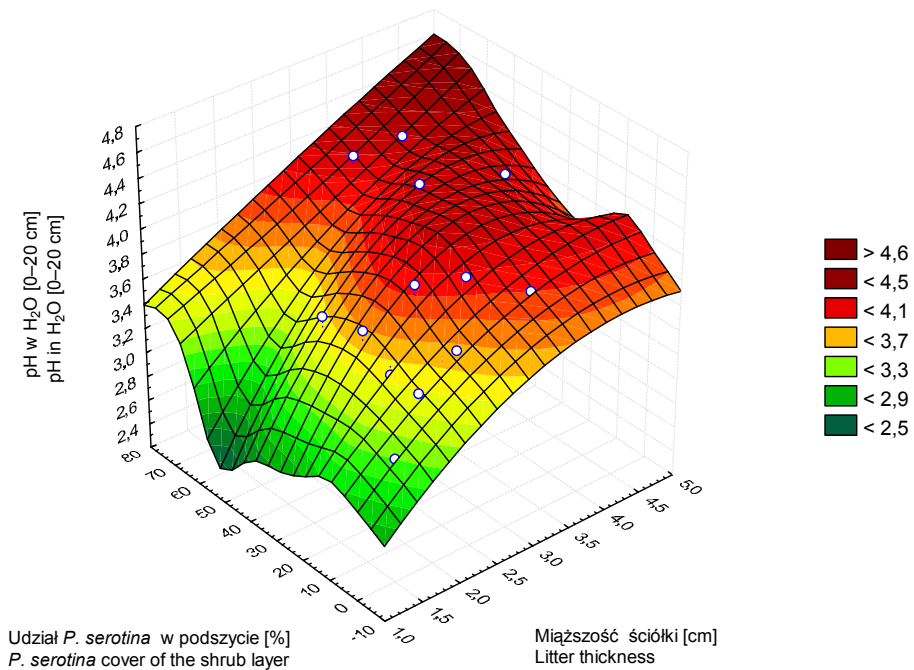
6.5.1. Tendencje zmian warunków glebowych i świetlnych

Wpływ drzew na warunki glebowe w fitocenozach leśnych związany jest z ukierunkowaniem przez nie procesu glebotwórczego, m.in. w wyniku powstawania i rozkładu ściółki pochodzącej z opadłych liści. W analizowanych próbach glebowych z siedlisk leśnych z udziałem czeremchy amerykańskiej w podszycie nieprzekraczającym 50% pokrycia powierzchni, udział jonów wodorowych zmniejsza się wraz z głębokością, co jest efektem malejącego wpływu materii organicznej (tab. 4). Natomiast w borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym, w którym *P. serotina* w podszycie zajmuje powyżej 50% powierzchni pokrycia, niezależnie od typu gleby, stwierdzono podwyższenie wartości pH w poziomie 0–20 cm

w porównaniu z poziomem niżej zalegającym. Uwzględniając dodatkowo grubość warstwy ściółki, w analizowanych kwadratach badawczych, oceniono wpływ pokrycia powierzchni przez *P. serotina* w warstwie krzewów na osobno rozpatrywane zmienne za pomocą nieparametrycznej analizy korelacji Spearmana.

Na siedlisku boru mieszanego świeżego zależności pomiędzy wszystkimi analizowanymi zmiennymi były statystycznie istotne (tab. 14). Nieco więcej informacji o naturze opisywanych powiązań dostarcza trójwymiarowy wykres dwuczynnikowy (ryc. 17). Na jego podstawie można stwierdzić, że wraz ze wzrostem grubości warstwy ściółki, pochodzącej w dużym stopniu z liści czeremchy amerykańskiej, maleje kwaśny odczyn gleby bezpośrednio pod ściółką.

Natomiast w lesie mieszanym świeżym stwierdzono jedynie istotny wpływ powierzchni pokrycia przez badany gatunek w warstwie podszytu na grubość ściółki w wyznaczonych kwadratach badawczych (tab. 14). Analiza nie potwierdziła istnienia zależności pomiędzy odczynem gleby a zagęszczeniem podszytu tworzonemu wyłącznie przez *P. serotina*.



Ryc. 17. Wpływ udziału procentowego *Padus serotina* w podszyciu i miąższości ściółki na odczyn powierzchniowej warstwy gleby w borze mieszanym świeżym (BMśw). Wygładzanie metodą najmniejszych kwadratów ważone odległościami; n=16

Fig. 17. The effect of percentage cover of *Padus serotina* in the shrub layer and of the litter thickness on the reaction of the top layer of soil in fresh mixed coniferous forest (BMśw). Smoothing with the distance-weighted least square method; n=16

Tabela 14

Table 14

Współczynniki korelacji rang Spearmana pomiędzy udziałem *P. serotina* w podszycie a wybranymi czynnikami glebowymi w typach siedliskowych lasu zdominowanych przez ten gatunek
Spearman rank order correlation coefficient between the proportion of *P. serotina* in the shrub layer and the selected soil factors, in the forest habitat types dominated by the species

Parametr Parameter	Pokrycie powierzchni przez <i>P. serotina</i> w podszycie <i>P. serotina</i> cover of the shrub layer [%]	
	BMŚW	LMŚW
pH w H ₂ O (0–20 cm) pH in H ₂ O (0–20 cm)	0,6704*	n.s.
Miąższość ściółki [cm] Litter thickness	0,5655**	0,6410*

* wartości r_s istotne dla $p < 0,01$ – r_s values; correlation significant at $p < 0,01$

** korelacje istotne dla $p < 0,05$ – correlation significant at $p < 0,05$

n.s. – korelacje nieistotne; $n=16$ – n.s. – non significant correlation; $n=16$

Dostępność światła w runie i podszycie, określona na wszystkich powierzchniach badawczych w wybranych dwóch siedliskach leśnych, była determinowana przede wszystkim przez zwarcie koron drzew (tab. 15). O sile tego związku świadczą wysokie i bardzo wysokie wartości współczynnika korelacji pomiarów kwietniowych i czerwcowych. Analizując w kwietniu (przy bezlistnych pędach *P. serotina*) wpływ krzewów i młodych drzewek tego gatunku na natężenie światła docierającego do dna lasu i na wysokości 120 cm, nie stwierdzono istotnej zależności. Natomiast podczas pomiarów czerwcowych wykazano, że wraz ze wzrostem udziału czeremchy amerykańskiej w podszycie zmniejsza się względna wartość natężenia promieniowania fotosyntetycznego, czynnego pod drzewkami omawianej rośliny. Zależność ta była istotna statystycznie.

Tabela 15

Table 15

Korelacje pomiędzy wartością oświetlenia a zwarcie korony drzew i pokryciem *P. serotina* w warstwie podszytu wybranych typów siedliskowych lasu
Correlations between the PAR relative value and the canopy cover or *P. serotina* cover in the shrub layer in the selected forest habitat types

Termin pomiaru względnej wartości PAR [%] The measurement date of PAR relative value [%]	Zwarcie korony Canopy cover [%]		Pokrycie <i>P.serotina</i> w podszycie <i>P. serotina</i> cover in the shrub layer [%]	
	BMŚW	LMŚW	BMŚW	LMŚW
Kwiecień 0 cm April 0 cm	-0,5229	-0,7480	n.s.	n.s.
Kwiecień 120 cm April 120 cm	-0,5420	-0,6790	n.s.	n.s.
Czerwiec 0 cm June 0 cm	-0,4837	-0,6797	-0,2851	-0,2604
Czerwiec 120 cm June 120 cm	-0,5183	-0,6911	-0,2800	-0,2962

PAR – natężenie promieniowania fotosyntetycznie czynnego – PAR – Photosynthetically Active Radiation
wartość współczynnika korelacji rang Spearmana r_s podano dla $p < 0,05$ – r_s – Spearman's r coefficient at $p < 0,05$
n.s. – korelacja nieistotna; $n=60$ – nonsignificant correlation; $n=60$

6.5.2. Bezpośredni wpływ *Padus serotina* na bogactwo gatunkowe zbiorowisk roślinnych

Na siedlisku boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego, całkowita liczba gatunków podszytu oraz wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera (H) dla tej warstwy, w miarę wzrostu udziału *Padus serotina*, nie wykazywały różnicy istotnej statystycznie (tab. 16, 17).

W borze mieszanym świeżym stwierdzono istnienie negatywnej zależności pomiędzy bogactwem gatunkowym runa a powierzchnią pokrycia runa przez *P. serotina* ($r_s = -0,2429$) (ryc. 18 a) oraz obecnością tego neofita w podszyciu ($r_s = -0,5300$) (ryc. 18 b). Przy czym jedynie w przypadku warstwy krzewów czeremchy amerykańskiej była to korelacja wysoka. W następstwie wzrostu zagęszczenia czeremchy amerykańskiej w podszyciu zmniejszał się wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera łącznie dla runa i warstwy mszystej (tab. 16).

Tabela 16

Table 16

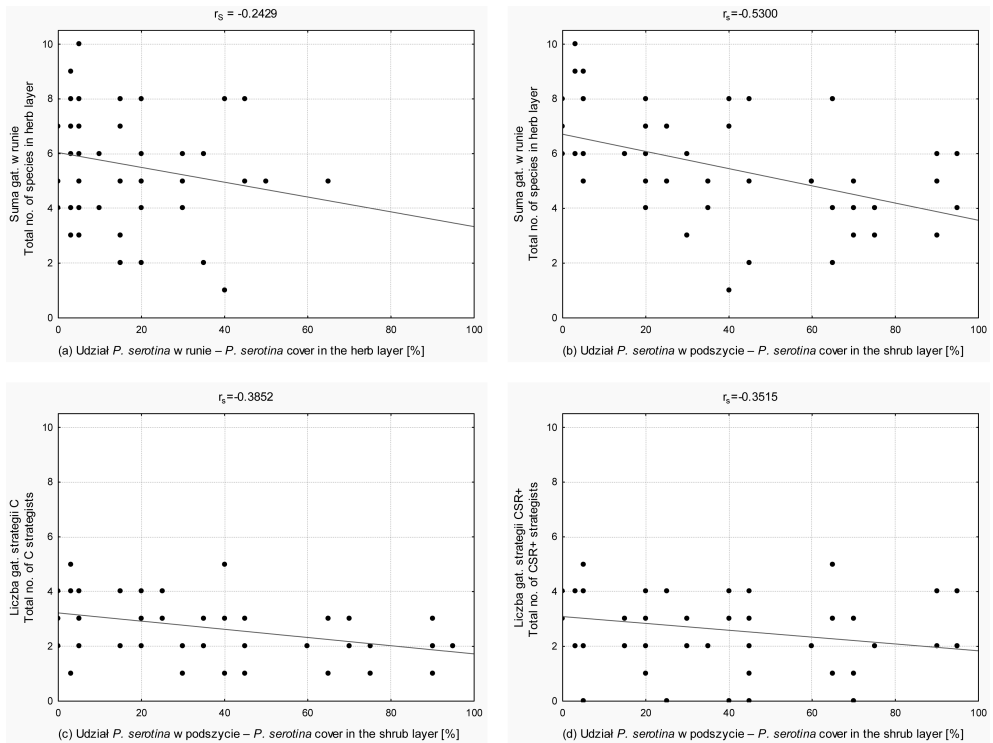
Wybrane cechy poszczególnych warstw drzewostanu w borze mieszanym świeżym (BMŚW) w zależności od udziału *P. serotina* w podszyciu
Selected traits of particular forest strata in fresh mixed coniferous forest (BMŚW) depending on the proportion of *P. serotina* in the shrub layer

Udział <i>P. serotina</i> Proportion of <i>P. serotina</i>	Liczba gatunków w runie No. of species in herb layer	Liczba gatunków mszaków No. of moss species	H (runo i warstwa mszysta) H (moss and herb layers)	Liczba gatunków podszytu No. of species in shrub layer	H (podszyt) H (shrubby layer)
1–25 %	8,53 ± 1,30 a	1,87 ± 0,64 a	2,88 ± 0,22 a	2,93 ± 1,10	1,35 ± 0,56
25–50 %	7,07 ± 1,98 a	1,40 ± 1,06 ab	2,65 ± 0,43 a	2,60 ± 0,99	1,13 ± 0,64
50–75 %	6,60 ± 1,76 ab	0,93 ± 0,70 bc	2,54 ± 0,36 ab	2,40 ± 0,83	1,07 ± 0,49
> 75 %	3,93 ± 1,94 b	0,40 ± 0,51 c	1,70 ± 0,82 b	2,20 ± 1,01	0,83 ± 0,61

H – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera – the Shannon-Wiener diversity index

Różne litery w kolumnach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa
Different letters in columns indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test
 $p < 0,05$; $n = 15$ – $p < 0,05$; $n = 15$

Więcej informacji o wpływie udziału *P. serotina* w warstwie krzewów na liczebność współwystępujących gatunków dostarczają wykresy uwzględniające strategie ekologiczne składników runa. Na ich podstawie stwierdzono, że wzrost udziału czeremchy amerykańskiej w podszyciu w porównywalny sposób ogranicza występowanie gatunków konkurencyjnych (strategia C) ($r_s = -0,3852$), jak i reprezentujących strategie pośrednie (strategie CRS+) ($r_s = -0,3515$) (ryc. 18 c, d). Do grupy C-strategów należą *Calamagrostis epigejos*, *Pteridium aquilinum*, *Rubus* sp. oraz siewki wszystkich drzew i krzewów.



Ryc. 18. Wpływ udziału procentowego *P. serotina* w podszybie (a) i runie (b) na bogactwo gatunkowe warstwy runa w borze mieszanym świeżym (BMŚW). Oddzielne wykresy korelacji sporządzono dla gatunków strategii C (c) oraz strategii CSR+ (d) (r_s – współczynnik korelacji rang Spearmana; $p < 0,05$; $n = 60$)

Fig. 18. The effect of percentage cover of *P. serotina* in the shrub layer (a) and in the herb layer (b) on the species richness in the herb layer in fresh mixed coniferous forest (BMŚW). Separate graphs are plotted for the C strategy (c) and CSR+ strategy species (d) (r_s – Spearman rank order correlation coefficient; $p < 0,05$; $n = 60$)

W lesie mieszanym świeżym całkowita liczba gatunków runa była ujemnie skorelowana z udziałem *P. serotina* w runie ($r_s = -0,4851$) (ryc. 19 a) oraz w podszytcie ($r_s = -0,4534$) (ryc. 19 b). Podobnie jak w przypadku boru mieszanego świeżego, wraz ze zmniejszającą się liczbą gatunków w runie i warstwie przyziemnej istotnie malała wartość wskaźnika różnorodności Shannona-Wienera (tab. 17). Redukcja udziału roślin współwystępujących w runie dotyczyła przede wszystkim gatunków strategii C ($r_s = -0,3605$), w przypadku liczby gatunków strategii CRS+ wpływ czeremchy amerykańskiej był znacznie słabszy ($r_s = -0,2961$) (ryc. 19 c, d). Gatunki strategii C były reprezentowane przez *C. arundinacea*, *P. aquilinum*, *Rubus* sp., *Veronica officinalis* oraz siewki drzew i krzewów.

Tabela 17

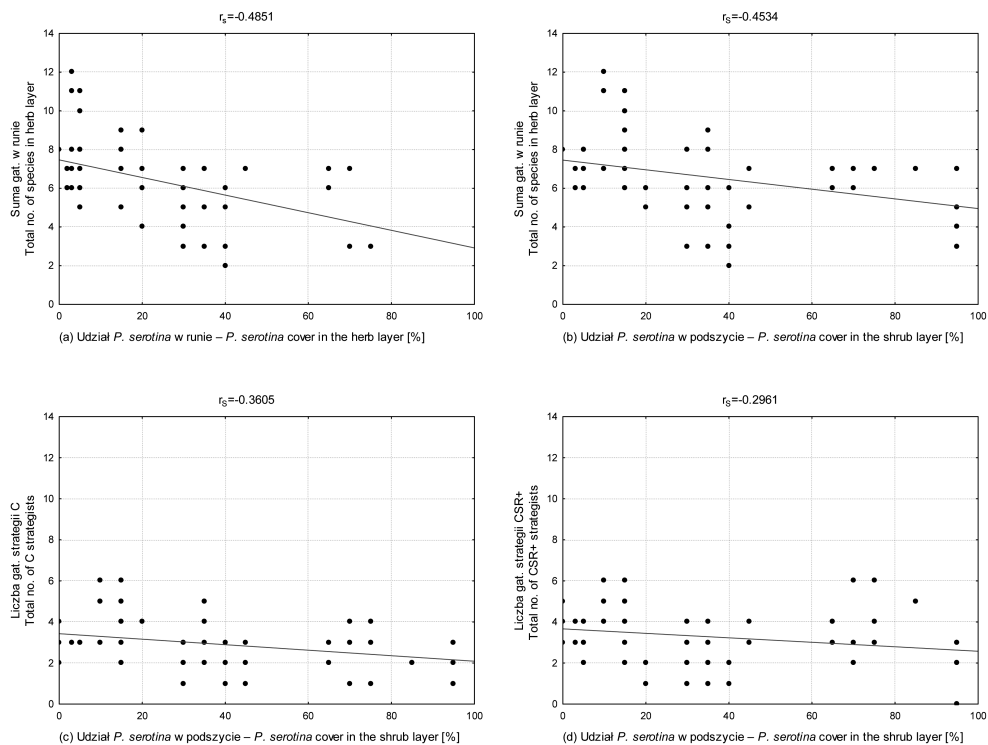
Table 17

Wybrane cechy poszczególnych warstw drzewostanu w lesie mieszanym świeżym (LMŚW) w zależności od udziału *P. serotina* w podszytcie
 Selected traits of particular forest strata in fresh mixed deciduous forest (LMŚW) depending on the proportion of *P. serotina* in the shrub layer

Udział <i>P. serotina</i> Proportion of <i>P. serotina</i>	Liczba gatunków w runie No. of species in herb layer	Liczba gatunków mszaków No. of moss species	H (runo i warstwa mszysta) H (moss and herb layers)	Liczba gatunków podszytcu No. of species in shrub layer	H (podszytc) H (shrub layer)
1–25 %	9,47 ± 1,85 a	1,20 ± 0,77 a	3,15 ± 0,28 a	2,07 ± 0,88	1,02 ± 0,50
25–50 %	7,33 ± 1,45 ab	0,60 ± 0,51 ab	2,76 ± 0,30 ab	2,20 ± 0,68	0,96 ± 0,44
50–75 %	6,73 ± 1,44 bc	0,40 ± 0,63 b	2,62 ± 0,27 ab	2,13 ± 0,99	0,82 ± 0,63
> 75 %	4,93 ± 1,62 c	0,27 ± 0,46 b	2,11 ± 0,50 b	1,80 ± 0,77	0,62 ± 0,56

H – wskaźnik różnorodności Shannona-Wienera – the Shannon-Wiener diversity index

Różne litery w kolumnach oznaczają istotne różnice między grupami wyznaczone za pomocą testu Kruskala-Wallisa
 Different letters in columns indicate significant differences between groups determined in Kruskal-Wallis test;
 $p < 0,05$; $n = 15$ – $p < 0,05$; $n = 15$



Ryc. 19. Wpływ udziału procentowego *P. serotina* w podszycie (a) i runie (b) na bogactwo gatunkowe warstwy runa w lesie mieszanym świeżym (LMŚW). Oddzielne wykresy korelacji sporządzono dla gatunków strategii C (c) oraz strategii CSR+ (d) (r_s – współczynnik korelacji rang Spearmana; $p < 0,05$; $n = 60$)

Fig. 19. The effect of percentage cover of *P. serotina* in the shrub layer (a) and in the herb layer (b) on the species richness in the herb layer in fresh mixed deciduous forest (LMŚW). Separate graphs are plotted for the C strategy (c) and CSR+ strategy species (d) (r_s – Spearman rank order correlation coefficient; $p < 0,05$; $n = 60$)

6.5.3. Analiza stosunków fitosocjologicznych w wybranych zespołach roślinnych z *Padus serotina*

Wyniki omówione w rozdziale 6.5.1. i 6.5.2. wskazują na negatywny wpływ obecności w podszyciu *Padus serotina* na najniższe warstwy leśne, jednak nie precyzują, na które konkretne gatunki flory oddziałuje najsilniej i w sposób istotny statystycznie. Florystyczne zmiany składu runa leśnego i warstwy mszystej, w lesie mieszanym świeżym i borze mieszanym świeżym, omówiono poniżej, stosując metody porównawcze (por. rozdz. 5.8.) oraz analizę RDA. Wybór techniki ordynacji bezpośredniej poprzedziły wykonane wcześniej analizy DCA (por. rozdz. 5.9.).

W zespole *Leucobryo-Pinetum* na siedlisku boru mieszanego świeżego wzrostowi stałości *P. serotina* towarzyszyła wyraźnie zmniejszająca się stałość i pokrycie *Deschampsia flexuosa*, syntaksonu charakteryzującego zespół oraz *Melampyrum pratense* i *Sorbus aucuparia*, gatunków cechujących związek *Dicrano-Pinion* (tab. 18). Szczególnie w przypadku *D. flexuosa* powierzchnia występowania ulegała silnej redukcji, o czym świadczy prawie 20-krotnie mniejsza wartość współczynnika pokrycia runa w obiekcie z udziałem *P. serotina* przekraczającym 75% w porównaniu z obiektem o pokryciu powierzchni poniżej 25%. Wszystkie trzy wymienione rośliny są wrażliwe na silne zacinienie. Jedynie w przypadku gatunku *Luzula pilosa*, tolerującego niedostatek światła, nie stwierdzono istotnych zmian w pokryciu powierzchni analizowanych płatów. Ponadto w omawianym zespole, wraz ze wzrostem udziału *P. serotina* odnotowano silne zmniejszenie częstości występowania (niemal do zaniku) gatunków charakterystycznych dla klasy *Vaccinio-Piceetea*, takich jak *Vaccinium myrtillus*, *Pleurozium schreberi* czy *Dicranum scoparium*. W kwadratach badawczych z udziałem *P. serotina* powyżej 25% pokrycia powierzchni zaznaczyły swoją obecność gatunki odpowiedzialne za procesy degeneracji szaty roślinnej. *Calamagrostis epigejos* i miejscami bujnie rozwijający się *Rubus* sp. obserwowano również w zbiorowiskach zastępczych z klasy *Vaccinio-Piceetea* na wschodnim krańcu Równiny Oleśnickiej [Anioł-Kwiatkowska i Dajdok 1993] oraz w zespole *Leucobryo-Pinetum* w rezerwacie „Uroczysko Wrzosa” [Macicka-Pawlik, Wilczyńska 1995]. Gatunki obce, *Robinia pseudoacacia* i *Impatiens parviflora* oraz rodzimy *Taraxacum officinale* agg. nie były notowane przez wspomnianych autorów jako składniki omawianego zespołu. Przeprowadzona analiza wartości ekologicznych liczb wskaźnikowych gatunków zwiększających częstość występowania pozwala na stwierdzenie ich odmienności ekologicznej w stosunku do gatunków ustępujących. Grupę tych gatunków charakteryzują wyższe wymagania troficzne oraz większa wartość wskaźnika kwasowości gleby. *I. parviflora* pod względem wymagań świetlnych nie różni się od gatunków ustępujących, co pozwala na przenikanie do wnętrza płatów. Natomiast pozostałe gatunki obce dla zespołu, preferujące umiarkowane oświetlenie, rozwijały się głównie w sąsiedztwie krawędzi lasu. W fitocenozach *Leucobryo-Pinetum* zdominowanych przez *P. serotina* (>75%) wszystkie składniki syntaksonu, oprócz *Pinus sylvestris*, wykazywały niskie klasy stałości (I–II).

Analizując przy użyciu metody RDA skład florystyczny zespołu *Leucobryo-Pinetum*, po krokowej selekcji z pierwotnego zbioru 26 gatunków roślin, wyodrębniono 3 taksony, które w sposób istotny ($p < 0,05$) podlegały wpływowi *P. serotina*. W tabeli 19 zestawiono wyniki krokowej selekcji zmiennych ze wskazaniem ich efektów marginalnych i warunkowych. Uzyskana w wyniku analizy RDA wartość własna 1 osi wynosi 0,275. Oś ta tłumaczy 35,9% zmienności składu gatunkowego oraz 68,1% zmienności relacji między gatunkami a obecnością *P. serotina* w warstwie drzew i krzewów. Test Monte Carlo (499 permutacji) wykazał statystyczną istotność ($p = 0,002$) związku między analizowanymi zmiennymi.

Tabela 18
Table 18

Tendencje zmian w składzie florystycznym zespołu *Leucobryeo-Pinetum* z udziałem *Padus serotina*. Wskaźniki ekologiczne za Zarzyckim i in. [2002] oraz Düll [1992]
Trends in the changes of the floristic composition of *Leucobryeo-Pinetum* association with *Padus serotina*. Ecological indices after Zarzycki et al. [2002] and Düll [1992]

Wskaźnik kwasowości gleby Soil acidity value	Wskaźnik trofizmu Trophy value	Wskaźnik świetlny Light value	Nazwa gatunkowa Species name	Udział <i>Padus serotina</i> w podszycie Proportion of <i>Padus serotina</i> in the shrub layer												SR
				0–25 %			25–50 %			51–75 %			>75 %			
				Wp	S	Wp	S	Wp	S	Wp	S	Wp	S			
3–4	3	3–4	<i>Padus serotina</i>	a ₁	I	217	II	300	II	300	II	217	II	217	II	–
				b	IV	2600	V	3317	V	6417	V	6417	V	6417	V	I–II
				c	V	1517	V	1834	V	1837	V	1837	V	1837	V	I
ChAss: <i>Leucobryeo-Pinetum</i> etet DSAll: <i>Dicrano-Pinieton</i> et ChAll: <i>Dicrano-Pinieton</i>																
1–3	2	3–4	<i>Deschampsia flexuosa</i>		V	718	IV	519	III	117	III	117	III	117	III	IV–V
2–4	3	3	<i>Sorbus aucuparia</i>	b/c	III	219	III	3	II	2	II	2	II	2	II	III–V
2–3	2	3–4	<i>Melampyrum pratense</i>		IV	103	III	35	II	35	II	35	II	35	II	IV
3–4	3	2	<i>Luzula pilosa</i>		III	103	III	69	II	69	II	69	II	69	II	I–IV
ChCl: <i>Vaccinio-Piceetea</i>																
2–4	2–3	3–4	<i>Vaccinium myrtillus</i>		V	919	IV	717	III	184	III	184	III	184	III	V
–	–	6	<i>Pleurozium schreberi</i>	d	V	1352	IV	552	III	68	III	68	III	68	III	V
–	–	5	<i>Dicranum scoparium</i>	d	IV	70	III	34	I	34	I	34	I	34	I	IV
Gatunki towarzyszące – Accompanying species:																
4–5	4	4–2	<i>Impatiens parviflora</i>		–	1	I	70	III	35	III	35	III	35	III	–
3–5	3	4	<i>Robinia pseudoacacia</i>	b/c	–	117	I	285	I	207	I	207	I	207	I	–
4	3–4	3–5	<i>Rubus</i> sp.		–	67	I	68	II	33	II	33	II	33	II	II
3	3	4	<i>Calamagrostis epigejos</i>		–	–	–	67	I	2	I	2	I	2	I	I
3–5	4	4	<i>Taraxacum officinale</i> agg.		–	–	–	–	–	100	II	100	II	100	II	–

Wp – współczynnik pokrycia – cover coefficient

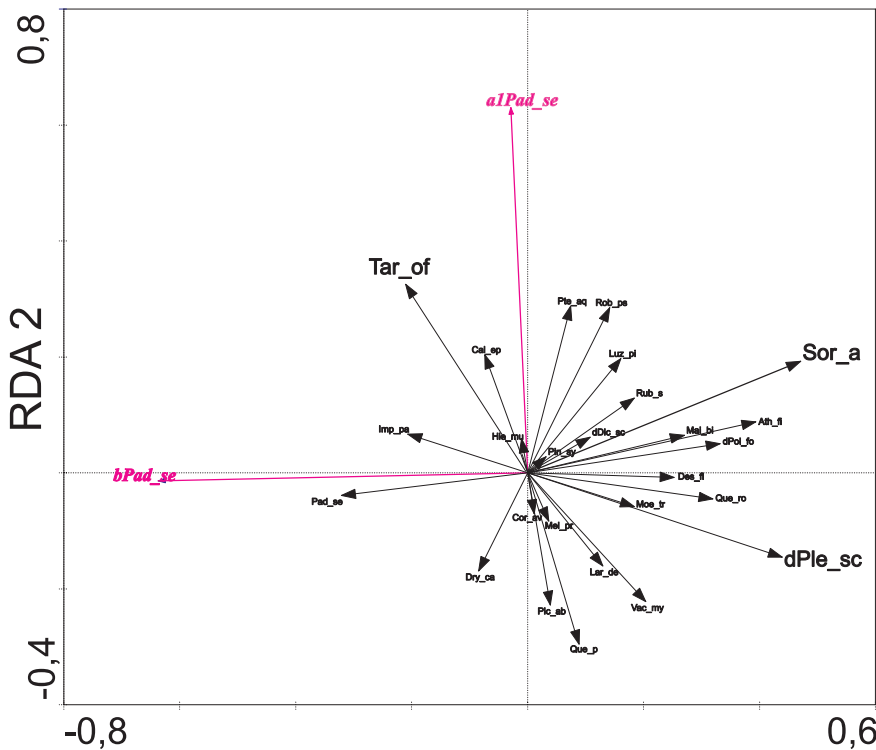
S – stałość fitosocjologiczna – phytosociological constancy

SR – stałość referencyjna wg danych źródłowych innych autorów (por. rozdz. 5.8.) – reference constancy after original data of other authors (see chap. 5.7.)

Tabela 19
Table 19

Analiza RDA – wyniki krokowej selekcji zmiennych florystycznych zespołu *Leucobryo-Pinetum* podlegających wpływowi drzew i krzewów *Padus serotina*
RDA analysis – the results of forward selection of floristic variables affected by the incidence of trees and shrubs of *Padus serotina* in the *Leucobryo-Pinetum* association

Symbol zmiennej Variable code	Opis zmiennej Variable description	Efekty marginalne Marginal effects		Efekty warunkowe Conditional effects	
		Lambda 1	Lambda 2	p	F
dPle_sc	<i>Pleurozium schreberi</i>	0.09	0.09	0.002	6.98
Sor_a	<i>Sorbus aucuparia</i>	0.07	0.06	0.018	4.91
Tar_of	<i>Taraxacum officinale</i> agg.	0.04	0.03	0.028	3.53



Ryc. 20. Diagram analizy RDA przedstawiający wpływ *Padus serotina* na skład florystyczny runa i warstwy mszystej zespołu *Leucobryo-Pinetum*. Gatunki statystycznie istotnie związane z *P. serotina* ($p < 0,05$) zaznaczono większą czcionką. Skróty nazw gatunkowych roślin podano w opisie ryciny 8. Wektory *P. serotina* i pozostałych gatunków roślin obrazują przybliżone korelacje liniowe pomiędzy nimi

Fig. 20. RDA diagram showing the effect of *Padus serotina* on the floristic composition of the herb and moss layer of the *Leucobryo-Pinetum* association. The species significantly associated with *P. serotina* ($p < 0,05$) are marked by larger font. The codes of species names follow those in the description of Figure 8. The vectors representing *P. serotina* and the other plant species show approximate linear correlations between them

Rycina 20 obrazuje rozmieszczenie gatunków roślin w przestrzeni ordynacyjnej na tle układu wektorów *P. serotina* w warstwie niskich drzew (a1) i krzewów (b). Wyraźnie zaznacza się negatywny wpływ krzewów *P. serotina* na *P. schreberi* oraz siewki i młody podrost *S. aucuparia*. O sile tego związku świadczy znaczna długość obydwu wektorów. Ponadto gatunkiem rośliny w sposób istotny związanym z obecnością *P. serotina* jest *T. officinale* agg., przy czym jest to oddziaływanie pozytywne.

W zespole *Quercus roboris-Pinetum* na siedlisku lasu mieszanego świeżego wraz ze wzrostem powierzchni zajmowanej przez *P. serotina* obserwowano obniżenie frekwencji *S. aucuparia* i *L. pilosa*, gatunków wyróżniających w przypadku związku *Dicrano-Pinion*, oraz *P. schreberi* i *D. polysetum*, gatunków charakterystycznych w klasie *Vaccinio-Piceetea* (tab. 20). Frekwencja występowania gatunków charakterystycznych w klasie *Quercus-Fagetea* utrzymywała się na tym samym poziomie lub nieznacznie spadła, co odpowiada klasom stałości z tabel fitosocjologicznych innych autorów. Natomiast wartość współczynnika pokrycia w przypadku *Viola reichenbachiana*, *Anemone nemorosa*, *Ficaria verna* i *Poa nemoralis* wykazywała wyraźną tendencję malejącą. Ponadto w obiektach o większym udziale czeremchy amerykańskiej odnotowano zmniejszającą się częstość występowania *D. flexuosa* i *Dryopteris carthusiana*. Krzewy *Rubus* sp., preferujące brzegi fitocenoz, obecne były we wszystkich obiektach. Przy udziale *P. serotina* w podszycie powyżej 50% stwierdzono zasiedlenie brzeżnych powierzchni badawczych przez neofity *R. pseudoacacia*, *Quercus rubra* oraz rodzime gatunki ruderalne: *Urtica dioica*, *Chelidonium majus*, *Plantago major* i *T. officinale* agg. Pod względem wymagań siedliskowych gatunki następujące nie różnią się od ustępujących eutroficznych i mezotroficznych gatunków lasów liściastych. W fitocenozie *Quercus roboris-Pinetum* z najwyższym współczynnikiem pokrycia przez czeremchę amerykańską, podobnie jak w zespole omawianym powyżej, frekwencja występowania wszystkich towarzyszących roślin zielnych była bardzo niska.

W celu wyselekcjonowania zależności pomiędzy składem runa i warstwy mszystej a występowaniem *P. serotina* w omawianym zespole zastosowano analizę RDA. Po krokowej selekcji ze zbioru 29 gatunków roślin pozostało 7 w sposób istotny ($p < 0,05$) związanych z obecnością *P. serotina* w podszycie i warstwie niższych drzew. Wyniki krokowej selekcji zmiennych z uwzględnieniem ich efektów marginalnych i warunkowych przedstawia tab. 21. Uzyskana w wyniku analizy RDA wartość własna 1 osi ordynacyjnej wynosi 0,538. Oś ta tłumaczy 58,4% zmienności składu gatunkowego oraz 80% zmienności relacji między gatunkami a obecnością *P. serotina* w warstwie drzew i krzewów. Test Monte Carlo (499 permutacji) wykazał statystyczną istotność ($p = 0,002$) związku między zmiennymi.

Diagram uzyskany w wyniku analizy RDA umożliwia ocenę wpływu drzew i krzewów *P. serotina* na gatunki runa i warstwy mszystej (ryc. 21). Grot wektora opisujący czeremchę amerykańską w warstwie krzewów (b) jest skierowany w tym samym kierunku, co wektor podrostu tego gatunku. Wskazuje to na silną dodatnią korelację między nimi, która jest wynikiem tworzenia się licznych odrośli korzeniowych przez osobniki młodociane. W pobliżu wektora zmiennej opisującej niskie drzewa *P. serotina* (a1) umiejscowione są wektory podrostu *R. pseudoacacia* i *Q. rubra*. Świadczy to o korzystnym wpływie czeremchy amerykańskiej na młode rośliny innych gatunków inwazyjnych. Ponadto wyraźnie zaznacza się negatywne oddziaływanie krzewów *P. serotina* na mchy *P. schreberi* i *D. polysetum*. Jednocześnie podszyc *P. serotina* w sposób istotny wpływa na ograniczenie występowania *V. reichenbachiana* oraz siewek i młodego podrostu *Pinus sylvestris*.

Tabela 20 – Table 20
 Tendencje zmian w składzie florystycznym zespołu *Quercus roboris-Pinetum* z udziałem *Padus serotina*. Wskaźniki ekologiczne za Zarzyckim i in. [2002] oraz Düll [1992]
 Trends in the changes of the floristic composition of *Quercus roboris-Pinetum* association with *Padus serotina*. Ecological indices after Zarzycki et al. [2002] and Düll [1992]

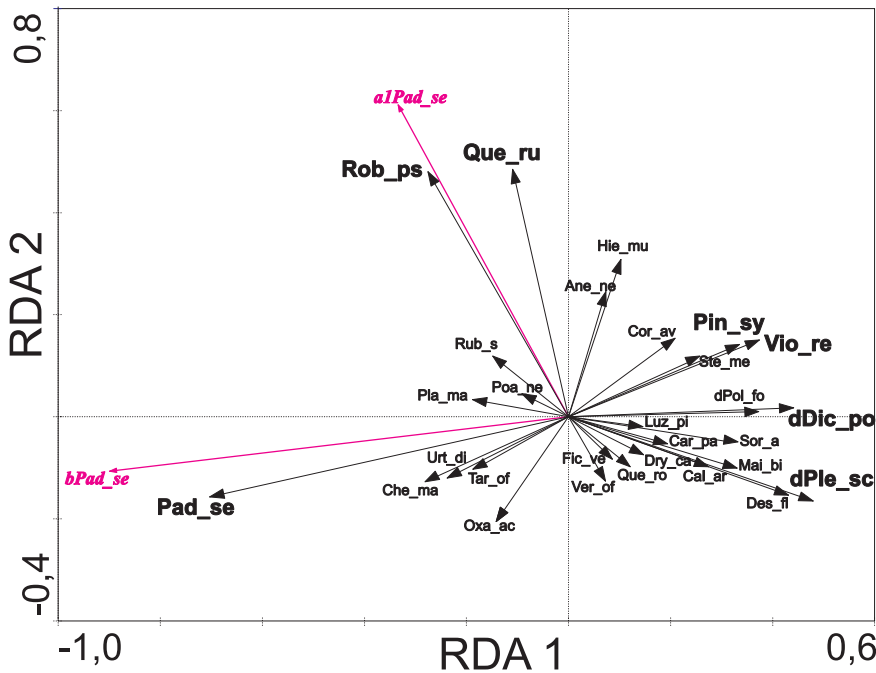
Wskaźnik kwasowości gleby Soil acidity value	Wskaźnik trofizmu Trophy value	Wskaźnik świetlny Light value	Nazwa gatunkowa Species name	Udział <i>Padus serotina</i> w podszycie Proportion of <i>Padus serotina</i> in the shrub layer										SR
				0–25 %			25–50 %			51–75 %			>75 %	
				Wp	S	Wp	S	Wp	S	Wp	S	Wp	S	
3–4	3	3–4	<i>Padus serotina</i>	a ₁	–	–	184	II	418	II	133	II	–	
				b	868	IV	1733	V	4983	V	6583	V	–	
				c	237	V	1534	V	1816	V	1850	V	I	
DAss: <i>Quercus roboris-Pinetum</i> et DSAll: <i>Dicrano-Pinetion</i> et ChAll: <i>Dicrano-Pinetion</i>														
2–4	3	3	<i>Sorbus aucuparia</i>	b	168	III	135	III	103	III	101	II	III	
				c	5	III	3	II	1	I	1	I	III–IV	
3–4	3	2	<i>Luzula pilosa</i>		201	III	136	III	35	II	67	II	I–IV	
ChCl: <i>Iaccinio-Piceetea</i>														
–	–	6	<i>Dicranum polysetum</i>	d	79	II	23	I	2	I	–	–	–	
–	–	6	<i>Pleurozium schreberi</i>	d	651	III	218	II	68	II	68	II	V	
Cho: <i>Fagetalia sylvaticae</i> et ChCl: <i>Quercus-Fagetalia</i>														
4–3	3	2–3	<i>Viola reichenbachiana</i>		71	III	37	II	2	I	1	1	I–III	
3–4	3	3–4	<i>Anemone nemorosa</i>		135	III	102	II	36	II	4	II	II	
4–5	4–3	3	<i>Poa nemoralis</i>		35	I	2	I	2	I	2	I	I	
4–5	3–4	4–5	<i>Ficaria verna</i>		300	II	134	II	218	II	133	II	–	
Gatunki towarzyszące – Accompanying species:														
1–3	2	3–4	<i>Deschampsia flexuosa</i>		451	III	218	II	1	I	–	–	III–V	
3–4	2	3–4	<i>Dryopteris carthusiana</i>		203	IV	219	III	135	II	101	II	IV	
4	3–4	3–5	<i>Rubus</i> sp.		184	II	33	I	467	II	233	I	III	
3–5	4	3	<i>Robinia pseudoacacia</i>	b/c	–	–	–	–	236	II	234	I	–	
2–3	2–3	4	<i>Quercus rubra</i>	b/c	–	–	–	–	19	I	45	I	I	
4	4–5	2–5	<i>Urtica dioica</i>		–	–	–	–	151	I	35	I	I	
4–5	4–5	3–4	<i>Chelidonium majus</i>		–	–	–	–	151	I	118	I	–	
4–5	4	4	<i>Taraxacum officinale</i>		–	–	–	–	100	I	34	I	–	
4	4–5	5	<i>Plantago major</i>		–	–	–	–	100	I	1	I	–	

Wp – współczynnik pokrycia – cover coefficient; S – statosć fitosocjologiczna – phytosociological constancy

SR – statosć referencyjna wg danych źródłowych innych autorów (por. rozdz. 5.8.) – reference constancy after original data of other authors (see chap. 5.7.)

Analiza RDA – wyniki krokowej selekcji zmiennych florystycznych zespołu *Quercus roboris-Pinetum* podlegających wpływowi drzew i krzewów *Padus serotina*
 RDA analysis – the results of forward selection of floristic variables affected by the incidence of trees and shrubs of *Padus serotina* in the *Quercus roboris-Pinetum* association

Symbol zmiennej Variable code	Opis zmiennej Variable description	Efekty marginalne Marginal effects		Efekty warunkowe Conditional effects	
		Lambda 1	Lambda 2	p	F
Pad_se	<i>Padus serotina</i>	0.29	0.29	0.002	24.02
dPle_sc	<i>Pleurozium schreberi</i>	0.14	0.08	0.002	7.44
Vio_re	<i>Viola reichenbachiana</i>	0.08	0.05	0.006	5.18
Rob_ps	<i>Robinia pseudoacacia</i>	0.07	0.04	0.02	4.56
Pin_sy	<i>Pinus sylvestris</i>	0.08	0.04	0.02	4.12
dDic_sc	<i>Dicranum polysetum</i>	0.07	0.03	0.008	3.93
Que_ru	<i>Quercus rubra</i>	0.04	0.03	0.028	3.65



Ryc. 21. Diagram analizy RDA przedstawiający wpływ *Padus serotina* na skład florystyczny runa i warstwy mszystej zespołu *Quercus roboris-Pinetum*. Gatunki statystycznie istotnie ($p < 0.05$) związane z *P. serotina* zaznaczono większą czcionką. Skrótów nazw gatunkowych roślin podano w opisie ryciny 8. Wektory *P. serotina* i pozostałych gatunków roślin obrazują przybliżone korelacje liniowe pomiędzy nimi

Fig. 21. RDA diagram showing the effect of *Padus serotina* on the floristic composition of the herb and moss layer of the *Quercus roboris-Pinetum* association. The species significantly associated with *P. serotina* ($p < 0.05$) are marked by larger font. The codes of species names follow those in the description of Figure 8. The vectors representing *P. serotina* and the other plant species show approximate linear correlations between them

7. DYSKUSJA

Czeremcha amerykańska *Padus serotina* jest gatunkiem powszechnie występującym na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. Pierwsze rośliny zostały wprowadzone na tereny leśne okolic Wołowa najprawdopodobniej w okresie międzywojennym. Uzyskane dane wskazują, że jako gatunek podszytowy była sadzona w Nadleśnictwie Wołów od połowy XX w. do końca lat 70. ubiegłego stulecia (informacja ustna potwierdzona w Dolnośląskim Zespole Lasów Państwowych we Wrocławiu). Pomimo poszukiwań nie udało się odnaleźć danych ewidencyjnych dotyczących produkcji sadzonek czy ilości wysadzonych drzewek czeremchy amerykańskiej w tym okresie.

Największy udział badanego gatunku w podszyciu stwierdzono w drzewostanach południowo-wschodniej części parku. Wynika to z lokalizacji pierwotnych miejsc nasadzenia, które zostały zdominowane przez wprowadzony gatunek i z których *P. serotina* rozprzestrzeniała się spontanicznie we wszystkich kierunkach. Na omawianym terenie czeremcha amerykańska znajduje optymalne warunki do rozwoju w borze mieszanym świeżym i lesie mieszanym świeżym. Nieco wolniej rozprzestrzenia się w borze sosnowym świeżym i borze mieszanym wilgotnym. Badany gatunek do tej pory sporadycznie spotykany jest w borach świeżych w północno-zachodniej części parku. Wydaje się jednak, że jest to związane z brakiem nasadzeń na tych terenach w pierwotnym okresie introdukcji. Biorąc pod uwagę zdolność rozsiewania się tego gatunku do prawie 1 km, w czasie 40 lat [Starfinger i in. 2003] należy spodziewać się postępującej kolonizacji *P. serotina*, która może doprowadzić do opanowania również i tej części parku. Podobną tendencję w zasiedlaniu różnych typów fitocenoz leśnych stwierdzono w Nadleśnictwie Doświadczalnym Zielonka (Wielkopolska) [Danielewicz 1994], Nadleśnictwie Góra Śląska (Dolny Śląsk) [Halarewicz, Nowakowska 2005] oraz w kilku nadleśnictwach na Pojezierzu Mazurskim [Stypiński 1979]. Zasiedlanie lasów mieszanych wilgotnych, w znacznie mniejszym nasileniu niż siedliska borowe i lasy mieszane świeże, potwierdzają dane z Nadleśnictwa Góra Śląska [Halarewicz, Nowakowska 2005]. Wydaje się, że nieobecność czeremchy amerykańskiej na siedliskach olsowych badanego terenu może być kwestią czasu. Prace autorów odnoszące się do innych terenów Polski wskazują na niewielki udział omawianego gatunku w tym typie lasu [Stypiński 1979, Halarewicz, Nowakowska 2005] lub też na opanowanie siedlisk olsowych porównywalne ze skalą rozprzestrzenienia *P. serotina* w lesie mieszanym świeżym [Danielewicz 1994, Danielewicz, Maliński 1997]. Stąd przypuszczenie, że przy braku czynników środowiskowych ograniczających rozprzestrzenianie tego gatunku, siedliska olsowe na badanym obszarze również mogą ulec kolonizacji przez czeremchę amerykańską pochodzącą z samosiewów.

7.1. Zależności pomiędzy właściwościami siedlisk leśnych a rozwojem *Padus serotina*

Nasiona czeremchy amerykańskiej wymagają do skielkowania nieograniczonej możliwości pobierania wody z otoczenia oraz warunków cieplnych, które zapewniają ustąpienie okresu spoczynku [Suszka 1967]. Następny etap wzrostu młodych roślin – pochodzących zarówno z rozmnażania generatywnego, jak i wegetatywnego (odrośla korzeniowe) – jest uzależniony od czynników abiotycznych. O sukcesie nowych osobników decyduje również obecność innych organizmów, w tym własnego gatunku oraz innych współwystępujących, wraz z szeregiem oddziaływań pomiędzy nimi.

Na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” badany gatunek jest związany z suchym i kwaśnym podłożem. Silne zakwaszenie gleb leśnych w analizowanych obiektach wynika ze znacznego udziału drzewostanów sosnowych w fitocenozach [Pokojska 1986] oraz niewielkiej zawartości części sypialnych w składzie granulometrycznym tych gleb [Kawałko, Kaszubkiewicz 2008, Kołodziejczyk, Kawałko 2010]. Niski stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami o charakterze zasadowym wraz z szerokim stosunkiem C/N, świadczą o małej zasobności podłoża w składniki pokarmowe i o niezbyt dużej aktywności biologicznej siedlisk, co z kolei stanowi niepożądaną właściwość gleb ekosystemów leśnych użytkowanych gospodarczo [Degórski 2005]. Uzyskane w pracy wyniki potwierdzają preferencje *P. serotina* do zasiedlania gleb mało żyznych, co stwierdzono również w fitocenozach leśnych Holandii [Van den Tweed, Eijsackers 1987], Niemiec [Reinhardt i in. 2003] i w ojczyźnie rośliny [Auclair, Cottam 1971]. Po części jest to konsekwencją nasadzeń omawianego gatunku właśnie na takich stanowiskach i może być rozpatrywane jako wpływ czynnika antropogenicznego.

Przypuszcza się również, że łatwiejsza kolonizacja siedlisk ubogich i suchych jest związana z mniejszym ich opanowaniem przez patogeny glebowe [Verheyen i in. 2007, Closset-Kopp i in. 2009]. Według Martin i Loper [1999] niska wilgotność gleby to czynnik silnie ograniczający patogeniczność grzybów z rodzaju *Pythium*. Tyszkiewicz [1949] podkreśla, że *P. serotina* jest gatunkiem wrażliwym na wysoki poziom wód gruntowych, a nadmierne uwilgotnienie gleby ogranicza jej rozwój. Z kolei Stypiński [1979] wskazuje na nadmierną zasobność gleby w wodę jako czynnik uniemożliwiający odnawianie się czeremchy amerykańskiej na glebie murszowo-glejowej w olsie. Na podstawie przeprowadzonych analiz prób glebowych zaobserwowano, że w lesie mieszanym wilgotnym, wyróżniającym się silnym uwilgotnieniem gleby w stosunku do pozostałych typów siedliskowych lasu, udział *P. serotina* w warstwie podszytu nie przekracza 25%. Pomimo iż pośredni wpływ zasobności gleby w wodę na aktywność patogenów glebowych związanych z *P. serotina* nie był badany, wydaje się, że możliwość istnienia takiego związku również powinna być brana pod uwagę.

Podsumowując rozważania dotyczące wpływu czynników edaficznych na *P. serotina* można stwierdzić, że skłonność omawianego gatunku rośliny do zasiedlania mało żyznych i suchych gleb leśnych wynika ze swoistego kompromisu ekologicznego: mniejszej żyzności suchych gleb towarzyszy niższy poziom zagrożenia infekcją przez patogeny glebowe, jak i mniejsza konkurencja ze strony roślinnych gatunków współwystępujących. Kompromis ten pozwala na najbardziej optymalne wykorzystanie właściwości tego typu siedlisk.

Knight i in. [2008] określają światło jako czynnik o istotnie pozytywnym wpływie na czeremchę amerykańską. Niemniej jednak rola oświetlenia jest uzależniona od analizowanej fazy rozwojowej rośliny.

W opublikowanych pracach badawczych dotyczących *P. serotina* ocena wpływu światła na siewki nie jest jednoznaczna i koncentruje się przede wszystkim na ich zdolności do wzrostu. Closset-Kopp i in. [2007] stwierdzili, że pomiędzy drugim a trzecim rokiem życia siewek następuje ograniczenie ich przyrostów niezależnie od warunków świetlnych, co można wytłumaczyć okresem aklimatyzacji do nowych warunków środowiska, po wyczerpaniu zasobów pokarmowych z nasion. Pozostaje to w sprzeczności z obserwacjami innych autorów. Godefroid i in. [2005] wskazują na pozytywny wpływ oświetlenia na siewki zawsze na początku sezonu wegetacyjnego, kiedy zdolne są do efektywnego wykorzystania tej ilości światła, która dociera do dna lasu zanim rozwiną się liście w koronach drzew. Przemawia za tym obserwowany wczesną wiosną kilkutygodniowy silny wzrost samych siewek i rozwój ich liści [Horsley, Gottschalk 1993]. W analizach własnych, dotyczących obiektów o niewielkim udziale *P. serotina* w podszyciu (do 25%), pomimo większego zagęszczenia siewek pod zwartą koroną, nie stwierdzono istotnego wpływu warunków świetlnych na ich liczbę. W badaniach Closset-Kopp i in. [2007] najmłodsze stadium rozwojowe omawianej rośliny było liczniej reprezentowane na stanowiskach silnie zacienionych w porównaniu z powierzchniami badawczymi w pełnym słońcu i różnica ta wykazuje statystyczną istotność.

W wieloletnich populacjach o dużym zagęszczeniu zaobserwowano, na podstawie przeprowadzonych badań, istotny wzrost liczby siewek przy silnym zacienieniu podłoża. Prawdopodobnie związane jest to z dwoma przyczynami. Po pierwsze zaznaczył się wpływ ubytku siewek z prześwitów i z brzegu lasu, które weszły w fazę podrostu, a ponadto większa wilgotność w cieniu polepszyła warunki kiełkowania kolejnych nasion [Mulligan, Mundro 1981], które wzbogaciły tym samym liczebny stan banku siewek.

W istniejącym banku siewek czeremchy amerykańskiej wzrost oświetlenia stanowi czynnik pobudzający do dalszego rozwoju, a dostępność światła powyżej 10% pełnego oświetlenia jest już wystarczająca do uformowania podrostu o niewielkich rozmiarach [Starfinger 1990]. Według Auclar [1975] powstała warstwa podrostu omawianej rośliny potrafi przetrwać nawet kilka dziesięcioleci w silnym zacienieniu ograniczając swoje przyrosty. W przeprowadzonych badaniach własnych, na terenie wszystkich obiektów, stwierdzono brak wpływu światła na liczebność podrostu czeremchy amerykańskiej. Chociaż podrost jest zdolny do przetrwania w słabych warunkach oświetlenia, światło jest niezbędne do jego dalszego wzrostu. Dostęp do światła decyduje również o rozpoczęciu reprodukcji generatywnej [Pairon i in. 2006a]. W przeprowadzonych przez autorkę badaniach, krzewy i drzewa *P. serotina* występowały najliczniej na brzegu lasu i w prześwitach. Podobne obserwacje dotyczące wpływu światła na liczbę podrostu i starszych stadiów rozwojowych pochodzą z prac innych autorów [Closset-Kopp i in. 2007].

O sukcesie kolonizacyjnym nowego gatunku w zbiorowisku decydują również roślinne gatunki współwystępujące wraz z szeregiem oddziaływań pomiędzy nimi.

Według Knight i in. [2008], na sukces drzewiastej rośliny inwazyjnej, we wstępnym okresie kolonizacji, negatywnie wpływa zacienienie przez korony drzew. Starfinger [1997] zwraca szczególną uwagę na silne zacienienie przez *Fagus sylvatica*, które znacznie ogranicza możliwości osiedlenia się przez *P. serotina*.

Z kolei bogactwo gatunkowe podszytu może być dodatnio skorelowane z obecnością podrostu *P. serotina* z tego względu, że zarówno gatunki obce, jak i rodzime reagują podob-

nie na warunki świetlne, natomiast wzrost udziału powierzchni pokrycia przez podszyt może wykazywać bezpośrednio negatywny wpływ na występowanie czeremchy amerykańskiej na zasadzie reakcji konkurencyjnych [Knight i in. 2008].

Na podstawie przeprowadzonych prac badawczych, w pięciu typach siedliskowych lasu nie stwierdzono związku pomiędzy cechami podszytu a liczbą siewek i podrostu badanej rośliny. We wszystkich wybranych fitocenozach pokrycie przez podszyt nie przekraczało 25% powierzchni. Słabo rozwinięta warstwa krzewów w zespole *Leucobryo-Pinetum* jest cechą struktury tego zbiorowiska. Zespół *Quercus roboris-Pinetum* ma zwykle silnie rozwinięty podszyt [Matuszkiewicz 2007a], niemniej jednak ze względu na gospodarcze użytkowanie lasów warstwa krzewów w tym zbiorowisku była słabo rozbudowana. Z kolei zespół *Galio silvatici-Carpinetum betuli* w typie siedliskowym lasu mieszanego wilgotnego znajdował się w fazie regeneracji po przerzedzeniu [Macicka-Pawlik i Wilczyńska 1995], co tłumaczy niewielkie zwarcie warstwy podszytu. Jest bardzo prawdopodobne, że przy wyższym udziale krzewów w podszycie badanych zbiorowisk ich wpływ na liczebność najmłodszych stadiów rozwojowych byłby istotnie zauważalny.

Wpływ runa leśnego oraz warstwy mszystej na zdolności kolonizacyjne badanej rośliny stanowią zagadnienia wciąż niedostatecznie poznane [Halarewicz 2011]. Młode osobniki czeremchy amerykańskiej dzięki oddziaływaniom allelopatycznym wydają się być odporne na negatywny wpływ gatunków współwystępujących. Niemniej jednak okazało się, że w rodzimych fitocenozach obecne są rośliny, które posługując się tym samym mechanizmem konkurencji powodują ograniczenie rozwoju populacji *P. serotina*. Badania Horsley [1977] potwierdzają negatywny wpływ ekstraktu z liści *Pteridium aquilinum* na kiełkowanie nasion *P. serotina*. Ponadto, zacinienie spowodowane obecnością liści paproci znacznie ogranicza zdolności przeżycia siewek czeremchy amerykańskiej, podobnie jak gęsta pokrywa utworzona przez *Rubus* sp. [Horsley 1977, 1993, Vanhellemon i in. 2009]. Trudno ocenić, na ile negatywne oddziaływanie pojedynczych gatunków współwystępujących wpływa na całkowitą powierzchnię pokrycia przez warstwę zielną. W przeprowadzonych przez autorkę badaniach nie stwierdzono zależności pomiędzy bogactwem gatunkowym runa a liczbą najmłodszych stadiów rozwojowych czeremchy amerykańskiej. Natomiast negatywny wpływ na liczbę siewek i podrostu *P. serotina* w borze mieszanym wilgotnym należy wiązać ze wzrostem pokrycia warstwy runa powyżej 70%.

Zbliżone wyniki uzyskano w przypadku warstwy mszystej w borze sosnowym świeżym. Bogactwo gatunkowe mszaków nie miało istotnego znaczenia, natomiast przy pokryciu przez mszaki powierzchni przekraczającej 75% obserwowano istotne ograniczenie liczebności siewek i podrostu czeremchy amerykańskiej. Z badań innych autorów wynika, że silny rozwój mszaków, oprócz wpływu bezpośredniego, modyfikuje warunki siedliska powodując nadmierne uwilgotnienie i zakwaszenie gleby, co jak stwierdzono, stanowi dodatkowy czynnik redukujący kolonizację *P. serotina* [Stypiński 1979, Closset-Kopp i in. 2009].

Brak zależności w pozostałych fitocenozach, m.in. w lesie mieszanym wilgotnym o porównywalnej liczbie siewek i podrostu *P. serotina* do boru świeżego oraz prawie 60% pokryciu warstwy runa, może świadczyć o tym, że na kolonizację przez tę roślinę wpływają jeszcze inne czynniki niezwiązane bezpośrednio z szatą roślinną. Prace Lozon i MacIsaac [1997] dodatkowo sugerują, że inwazja gatunku może zakończyć się sukcesem, ze względu na silne zaburzenie zbiorowiska i nieobecność mechanizmów regulacji, nawet na siedliskach o niskiej presji propagul.

Przeprowadzone przez autorkę badania, dotyczące wpływu różnych czynników środowiska na możliwości rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej w 5 siedliskach leśnych, wykazały, że istnieją pewne cechy zarówno biotopu (warunki świetlne, silne uwilgotnienie głębszych warstw gleby), jak i fitocenozy (powierzchnia pokrycia runa oraz warstwy mszystej), które ograniczają odnawianie się tego gatunku. Stwierdzenie powyższych związków nie pozwala na odrzucenie hipotezy badawczej zakładającej, że zajmowany areal i odnawianie się *P. serotina* są uzależnione od typu siedliskowego lasu.

7.2. Związki troficzne pomiędzy czeremchą amerykańską a jej wrogami naturalnymi

Na podstawie dwuletnich obserwacji pędów liściowych czeremchy amerykańskiej stwierdzono, że gatunek ten nie jest pozbawiony wrogów naturalnych w badanych fitocenozach leśnych. Organizmy fitofagiczne oraz fitopatogeny towarzyszyły *P. serotina* przez cały sezon wegetacyjny. W okresie wiosennym odnotowano największy udział przedstawicieli roślinożernej entomofauny w redukcji blaszek liściowych, natomiast w lecie dominowały głównie zmiany chorobowe wywołane obecnością patogena.

Wykazano, że czeremcha amerykańska została zaakceptowana zarówno przez rodzime owady wielożerne, jak i przez przedstawicieli entomofauny o zawężonej bazie pokarmowej, co jest zgodne z postawioną hipotezą zakładającą nawiązanie stosunków troficznych w układzie roślina obca – rodzima entomofauna.

Polifagiczne gąsienice traktowały nowy gatunek jako dodatkowe źródło pokarmu. W przypadku piewika *Empoasca vitis* i ryjkowców z rodzaju *Phyllobius*, które zasiedlają wiele drzew liściastych, w tym również owocowych, liście czeremchy amerykańskiej stanowią wzbogacenie bazy pokarmowej. Podobnie misecznik *Eulecanium tiliae*, pospolity na drzewach i krzewach w zbiorowiskach leśnych, zaakceptował *P. serotina* jako kolejną roślinę żywicielską. Dla zmieników z rodzaju *Lygus* liście czeremchy amerykańskiej stanowiły dodatkowe źródło pożywienia jedynie w okresie jesiennym.

Najliczniejszym gatunkiem owada, który przechodził pełny cykl rozwojowy na badanej roślinie była szubarga pięcioplamka *Gonioctena quinquepunctata*. Pierwotną rośliną żywicielską *G. quinquepunctata* jest rodzima czeremcha zwyczajna *Prunus padus* [Warchałowski 1994] oraz jarząb pospolity *Sorbus aucuparia* [Urban 1998]. Bliskie pokrewieństwo filogenetyczne czeremchy amerykańskiej z czeremchą zwyczajną [Bortiri i in. 2001] potwierdza wpływ tego typu powiązań na podatność na zasiedlanie przez rodzime gatunki wyspecjalizowanych fitofagów, co sugeruje praca Agrawal i Kotanen [2003]. Biorąc pod uwagę tak dużą specjalizację *G. quinquepunctata* w wyborze rośliny żywicielskiej wydaje się, że doszło do nawiązania nowych a zarazem trwałych stosunków troficznych roślina-owad.

W okresach najwyższego ubytku zielonej masy czeremchy amerykańskiej spowodowanego w obydwu sezonach badawczych żerowaniem owadów, uszkodzenia stwierdzano na około 70% całkowitej liczby analizowanych blaszek liściowych. Różnice w liczebności odłowionych 13 gatunków foliofagów oraz różny charakter powodowanych przez nie uszkodzeń utrudniają jednoznaczną ocenę szkodliwości poszczególnych przedstawicieli entomofauny. Duży udział larw *G. quinquepunctata* w ogólnej liczbie roślinożernych owadów, pokrywający się w czasie z okresem największego uszkodzenia liści, może sugerować istnienie

związku pomiędzy liczebnością tego gatunku a powstałymi uszkodzeniami. Potwierdzają to szczegółowe obserwacje rozwoju szubargi pięcioplamki [Halarewicz, Jackowski 2011].

Pomimo późniejszego terminu kwitnienia i owocowania czeremchy amerykańskiej, w porównaniu z rodzimą czeremchą zwyczajną, kwiecień pestkowiec *Furcipes rectirostris* i *Rhynchites cupreus* zaakceptowały nowy gatunek rośliny jako kolejnego gospodarza z rodziny Rosaceae. Obserwowane przez autorkę uszkodzenia tworzących się owoców *P. serotina* były efektem zarówno ich fizjologicznego zamierania, jak i składania jaj oraz żerowania larw powyższych gatunków fitofagów. W roku 2009 uszkodzenia niezwiązane z czynnikami fizjologicznymi dotyczyły około 12% analizowanych zawiązków owocowych, a w roku następnym do 8%. Wydaje się, że *F. rectirostris*, pomimo zróżnicowanego nasilenia występowania w zależności od sezonu wegetacyjnego, może w przyszłości odgrywać istotną rolę w obniżeniu produkcji diaspor *P. serotina*. Uszkodzenia owoców czeremchy amerykańskiej, powodowane przez kwieciaka pestkowca stwierdzone w Polsce, powodują straty zbiorów do 8% [Sądej i in. 2003], w Belgii około 3%, we Francji 1–17%, a w Holandii 3–17% [Vanhellemont 2009].

Na pędach *P. serotina* zidentyfikowano tylko jednego fitopatogena, który jest gatunkiem obcego pochodzenia. W związku z tym, uzyskane wyniki prowadzą do odrzucenia tej części hipotezy, odnoszącej się do wrogów naturalnych badanej rośliny, która zakłada akceptację czeremchy amerykańskiej przez rodzime gatunki grzybów patogenicznych.

Oznaczony gatunek *Monilinia seaveri* pasożytuje wyłącznie na czeremsze amerykańskiej [Batra 1991] i prawdopodobnie dostał się na kontynent europejski wraz z rośliną żywicielską, gdyż wcześniej nie był notowany jako sprawca moniliozy innych drzew owocowych w Europie [Halarewicz, Płaskowska 2011]. Opuszczenie przez *P. serotina* miejsca pochodzenia nie przyniosło „uwolnienia” od *M. seaveri*, więc tym bardziej można przypuszczać, że omawiany gatunek workowca będzie stałym przedstawicielem wrogów naturalnych w miejscu introdukcji. Udana „ucieczka” od patogenów glebowych obecnych w ojczyźnie *P. serotina* [Reinhard i in. 2003] wraz z małą akumulacją rodzimych czynników chorobotwórczych w miejscu zadomowienia mogą być rozpatrywane w kategoriach korzyści, jaką czeremcha amerykańska odniosła zasiedlając nowe tereny. Korzyść ta nie musi być stanem stałym, tym bardziej że nie można przewidzieć, kiedy zakończy się proces tworzenia zależności pomiędzy przybyszem a nowymi wrogami naturalnymi [Hawkes 2007]. Niemniej jednak, obecność nawet tylko jednego gatunku patogena, zwłaszcza takiego o zawężonej bazie pokarmowej, obficie wytwarzającego konidia infekcyjne, naraża roślinę na chorobę. Obserwowany przez autorkę, w obydwu sezonach wegetacyjnych, przebieg moniliozy wywołanej przez *M. seaveri* był porównywalny, a w okresie największego nasilenia choroby porażone liście stanowiły 40% wszystkich analizowanych blaszek liściowych. Jeszcze większe porażenie liści, dochodzące do 54%, odnotowano w przypadku drzew samotnie rosnących, poza granicami lasów [Halarewicz, Płaskowska 2011].

Trudno jednoznacznie ocenić, na ile objawy chorobowe *M. seaveri* oraz uszkodzenia liści i owoców wywołane żerowaniem owadów wpływają na ograniczenie rozwoju *P. serotina*. Odpowiedź każdego z drzew może wyglądać inaczej i objawiać się zmniejszoną produkcją nasion, przyspieszonym zrzucaniem liści czy zwiększoną podatnością na ataki wrogów naturalnych [Kulman 1971].

7.3. Wewnątrzpopulacyjne mechanizmy regulacji

W analizowaniu zmian właściwości populacji roślin wieloletnich w pierwszej kolejności rozważany jest zwykle wpływ czynników zewnętrznych. Wybrane zagadnienia dotyczące biologii populacji *Padus serotina* potraktowano w niniejszej pracy jako element dodatkowy. Podjęto je, aby zwrócić uwagę na mechanizmy wewnątrzpopulacyjne, które również mają wpływ na kształtowanie liczby osobników. Jak chociażby struktura wielkości osobników w populacji czy zagęszczenie, właściwość która wciąż jest przedmiotem konfliktu dwóch kontrowersyjnych poglądów na mechanizmy regulujące liczebność populacji [Falińska 1990, 2004]. W populacjach czeremchy amerykańskiej wraz ze wzrostem zagęszczenia oraz wzmoczoną konkurencją pomiędzy osobnikami zaobserwowano pewne tendencje w proporcjach poszczególnych grup wiekowych. Zmiany te przejawiały się silnym zmniejszeniem udziału siewek, ograniczoną liczebnością podrostu oraz wzrostem udziału młodych drzewek w strukturze populacji, przy niewielkiej liczbie osobników maturalnych.

Trudno określić, na ile w wybranych obiektach zastany stan zagęszczenia będzie ulegał zmianie, wymagałoby to obserwacji w znacznie dłuższym przedziale czasowym. Watkinson i Harper [1978] podkreślają, że w warunkach naturalnych rzadko dochodzi do takiego przegęszczenia, które spełniałoby rolę czynnika regulującego liczebność populacji. Falińska [2004] rozważając problem autoregulacji w populacjach roślin wieloletnich, zwraca uwagę na bardzo sprawnie działające mechanizmy, które utrzymują stabilność zagęszczenia. Należy do nich, oprócz licznych modyfikacji wielkości osobników, zmienność w częstotliwości kwitnienia i owocowania. Obydwa mechanizmy były przez autorkę obserwowane w kilkuletnim okresie badań terenowych.

Odrębne zagadnienie stanowi zdolność do wytwarzania odrośli pędowych (ramet) obserwowana u form juwenilnych. Stwierdzona w badaniach własnych klonalna propagacja, w zależności od udziału *P. serotina* w warstwie podszytu, dotyczyła od 3,2 do 8,9% całkowitej liczby młodych drzewek. W opublikowanych pracach naukowych brakuje informacji o obecności odrośli pędowych oraz korzeniowych, w zależności od stadiów rozwojowych. Podawana przez Closset-Kopp i in. [2007] łączna liczba tych dwóch form rozmnażania klonalnego cechuje się dużą zmiennością w zależności od analizowanej całej populacji (4,8–51,7%). Obserwowany przez autorkę zmniejszający się, przy zagęszczeniu *P. serotina* powyżej 50%, udział młodych drzewek z pędami odroślowymi może wskazywać na wewnętrzną regulację inicjacji pąków pędowych. Koresponduje to z hipotezą De Kroona [1993], według której w klonach występuje zależna od zagęszczenia kontrola aktywności merystemów, a tym samym liczebności ramet.

7.4. Zdolność czeremchy amerykańskiej do zmian strategii adaptacyjnych

W czasie rozwoju osobniczego gatunku, który kształtuje się pod wpływem czynników siedliskowych i populacyjnych, zmienia się akumulacja asymilatów i ich rozmieszczenie (alokacja biomasy), co warunkuje skierowanie części energii na reprodukcję. Wielkość i rozkład wysiłku reprodukcyjnego, w zależności od stopnia dogodności siedliska, opisuje koncepcja MacArthur'a i Wilson'a [1967]. Według niej w środowiskach niestabilnych, gdzie głównym czynnikiem wpływającym na rozwój siedliska jest konkurencja międzygatunkowa, gatunki

podlegają selekcji typu r. Cechą populacji r-selekcyjnych jest wysoka śmiertelność roślin w okresie młodocianym, małe rozmiary osobników, nie zrównoważona gęstość populacji, przyspieszona reprodukcja generatywna oraz krótki cykl rozwojowy. Populacje podlegające selekcji typu K występują w środowiskach bardziej stabilnych. Cechuje je wolniejszy rozwój i opóźniona reprodukcja, które wpływają na wydłużenie cyklu życiowego [MacArthur, Wilson 1967, Pianka 1970]. W warunkach naturalnej selekcji tylko jedna z dwóch strategii dominuje, co zapewnia istnienie kompromisu ("trade-off") pomiędzy rozdziałem energii na dwa procesy życiowe: wzrost i reprodukcję (wegetatywną, generatywną lub łącznie obydwie typy rozmnażania) [Tilman 1990, Grime 2001]. Obecnie przyjmuje się, że większość organizmów zajmuje pozycje pomiędzy ekstremami r i K [Falińska 2004].

W cyklu życiowym *Padus serotina* rozkład wysiłku reprodukcyjnego nie można przypisać działaniu tylko jednej z selekcji. W badaniach własnych stwierdzono, że w fazie młodocianej badana roślina zachowuje się jak gatunek K-selektywny. Przemawia za tym silne ograniczenie wzrostu, które prowadzi do powstania banku siewek ("sit and wait") oraz wieloletniego podrostu ("Oskar syndrome"). Ze względu na nieregularne owocowanie roślin macierzystych [Starfinger 1990, Pairon i in. 2006a] ten element strategii przetrwania można traktować jako uzupełnienie lub zastąpienie banku siewek. Zjawisko obecności osobników młodocianych (nalot) oczekujących na poprawę warunków świetlnych jest dość powszechne u gatunków drzew liściastych [Crow 1992, Del Tredici 2001]. Z obserwacji autorki wynika, że czeremcha amerykańska, zanim osiągnie dojrzałość, może być jednocześnie postrzegana jako gatunek r-selekcyjny. Przemawia za tym stosunkowo szybkie przystąpienie do reprodukcji wegetatywnej obserwowane u młodych drzewek w postaci wytwarzania odrośli pędowych ("Alice behaviour"). Lepsze warunki świetlne, w prześwitach czy na brzegu wywołują w krótkim czasie przyspieszony wzrost form juvenilnych, co również jest cechą osobników r-selektywnych. Nawet u młodych roślin, które przystąpiły do rozmnażania wegetatywnego wzrost odrośli może ulec zahamowaniu, aby umożliwić przyrosty pędu głównego w odpowiedzi na zmniejszenie zacienienia. Dodatkowo prace badawcze innych autorów wykazały, że polepszenie warunków świetlnych przyspiesza dojrzewanie generatywne oraz obfitą produkcję nasion [Closset-Kopp i in. 2007]. Obserwowana u czeremchy amerykańskiej płynna zmiana rozdziału energii na wzrost i reprodukcję umożliwia szybką reakcję na zmieniające się warunki środowiska. Przyczynia się również do bardziej efektywnego wykorzystania zasobów w porównaniu do rodzimych gatunków roślin, które podlegają tylko jednemu typowi selekcji r lub K, z możliwością usytuowania na osi r-K kontinuum bardziej w kierunku jednej ze strategii [Czarnecka 1995]. W ten sposób *P. serotina* uzyskuje dodatkową przewagę w oddziaływaniach konkurencyjnych, co może decydować o większej inwazyjności tego gatunku. Podobną zdolność do zmian strategii adaptacyjnych stwierdzono również u innych inwazyjnych drzew liściastych. Przypuszcza się, że to właśnie dzięki takiej zdolności klon pospolity *Acer platanoides* w Ameryce Północnej [Sanford i in. 2003, Webster i in. 2005] oraz robinia akacja *Robinia pseudoacacia* w Azji [Lee i in. 2004], odniosły sukces ekologiczny stając się jednocześnie gatunkami niepożądanymi w obszarze introdukcji.

Oddziaływanie selekcyjne typu r i K należy traktować jako jeden z wielu aspektów wpływu środowiska na organizmy [Falińska 2004]. Według Grime'a [1974, 1977], o modelu strategii życiowej rośliny decydują trzy typy nacisku selekcyjnego w postaci konkurencji (C), stresu zewnętrznego (S) i zaburzenia (R). Biorąc pod uwagę różne nasilenie wpływu wymienionych czynników, z czasem zastosowano pośrednie kombinacje adaptacyjne w zależności od nacisku selekcyjnego jako dodatkowe cztery strategie mieszane [Grime i in. 1988].

Specyfika drzew polega na tym, że wyróżniają się długowiecznością oraz obecnością dwóch podstawowych faz rozwojowych, juwenilnej i maturalnej, które mogą reagować w różny sposób na te same oddziaływania selekcyjne. Szczegółowa analiza strategii życiowych gatunków drzewiastych Europy Środkowej dokonana przez Brzezieckiego i Kienasta [1994] nie obejmuje drzew introdukowanych. Z kolei zaliczenie *P. serotina* we wcześniejszej publikacji przez Grime'a [1979] do grupy C-strategów wydaje się nie uwzględniać wszystkich właściwości gatunku. Tym bardziej że ten sam autor sugeruje ponadto, iż wiele dorosłych drzew przejawia pewne stopnie specjalizacji, które można usytuować pomiędzy typowymi roślinami o dużych zdolnościach konkurencyjnych a gatunkami odpornymi na działanie stresu [Grime 2001].

Z analizy reakcji populacji czeremchy amerykańskiej na warunki siedliskowe wynika, że jest to roślina należąca do grupy C-S-R-strategów. Wyraźną cechą roślin o strategii C jest szybkie tempo zdobywania zasobów środowiska [Grime 1977] oraz zdolność do reagowania na lokalne wyczerpywanie się tych zasobów, co przejawia się dużą plastycznością morfologiczną [Grime 1979]. W przypadku *P. serotina*, dostęp do światła wydaje się być kluczowym czynnikiem decydującym o plastyczności gatunku. Innym istotnym składnikiem strategii konkurencyjnej jest możliwa opóźniona reprodukcja generatywna i przedłużony okres wzrostu wegetatywnego, co jedynie poprzedza zwiększoną produkcję propagul [Brzeziecki, Kienast 1994]. Biorąc pod uwagę dużą odporność na mróz i suszę, roślina ta wykazuje cechy gatunków odpornych na stres. Ponadto zasiedla i utrzymuje się na glebach zakwaszonych, ubogich w składniki pokarmowe. Tolerancja zacienienia wyraża się silnym ograniczeniem przyrostów. Pewne właściwości czeremchy amerykańskiej sugerują powiązanie z grupą R-strategów. Omawiany gatunek z powodzeniem kolonizuje siedliska silnie zaburzone, takie jak poręby leśne, pogorzelska [Brokaw, Busing 2000] czy tereny rekultywowane [Białobok 1988]. Wykorzystując swój potencjał reprodukcyjny, *P. serotina* zwiększa prawdopodobieństwo dostarczenia dostatecznie dużej liczby potomstwa wegetatywnego, aby zdominować zasiedlony teren w czasie znacznie krótszym niż rodzime gatunki pionierskie. Podobnie, zaburzenie struktury fitocenozy leśnej, spowodowane naturalnym lub planowym przeredzeniem drzewostanu, skutkuje zwiększeniem dopływu światła, co sprzyja rekrutacji potomstwa generatywnego czeremchy amerykańskiej.

Stwierdzone podczas przeprowadzonych badań własnych (por. rozdz. 6.3.2. i 6.4.2.), oraz prac badawczych innych autorów, zmiany dotyczące wzrostu i rozkładu wysiłku reprodukcyjnego w rozwoju osobniczego czeremchy amerykańskiej, wskazują na szerokie możliwości przystosowawcze gatunku w odpowiedzi na zmieniające się warunki otoczenia, szczególnie wywołane różnym dostępem do światła. W związku z tym, nie ma podstaw do odrzucenia hipotezy o zdolności *P. serotina* do zmian strategii życiowych realizowanych w określonych warunkach środowiska.

7.5. Skutki inwazji *Padus serotina* w zaburzonych fitocenozach leśnych

Tolerujące zacienienie gatunki roślin inwazyjnych niejednokrotnie wywierają szkodliwy i długotrwały wpływ na ekosystemy leśne na całym świecie [Martin i in. 2009]. Mimo to biologiczne inwazje w lasach skupiają niewiele uwagi, np. w porównaniu z zasiedlaniem zespołów nieleśnych przez gatunki inwazyjne [Levine i in. 2004]. Przymuszczalnie ten stan

rzeczy spowodowany jest faktem, iż tempo inwazji w ekosystemach leśnych jest względnie powolne, co czyni ten proces trudniej dostrzegalnym [Martin i in. 2009]. Długotrwały i wieloletowy wpływ czeremchy amerykańskiej na przemiany zasiedlonych zbiorowisk roślinnych stał się podstawą do określenia tego gatunku mianem "ecosystem engineer" [Cuddington, Hastings 2004] czy "transformer" [Richardson i in. 2000].

Niewiele jest opublikowanych prac naukowych dotyczących wpływu gatunków inwazyjnych na zmiany właściwości gleby [Ehrenfeld, Scott 2001, Vanderhoeven i in. 2005]. Może być to spowodowane tym, że zawartość C, N i składników odżywczych zwykle jest związana z inwazją, ale kierunek i rozmiar tego wpływu są uzależnione od cech określonego zbiorowiska roślinnego [Ehrenfeld, Scott 2001].

Masowa introdukcja czeremchy amerykańskiej na ubogich gruntach leśnych zakładała polepszenie warunków glebowych w następstwie wzbogacenia ściółki o opad z liści nowego gatunku rośliny. Obecnie, część autorów podważa założenie o korzystnym wpływie *Padus serotina* na siedlisko [Starfinger i in. 2003]. Zwracają przy tym uwagę, że badania w tym temacie wykonano tylko raz, w latach 50. XIX w., a płynące z nich wnioski były wielokrotnie cytowane przez kolejne pół wieku, bez ponownej analizy gleb. Ściółka z liści czeremchy amerykańskiej rzeczywiście charakteryzuje się wysoką zawartością N i ulega szybszemu rozkładowi w porównaniu ze ściółką z liści drzew rodzimych [Lorenz i in. 2004]. Natomiast jej oddziaływanie na poziom akumulacyjno-próchniczny, w świetle ostatnich badań, wciąż pozostawia wiele wątpliwości. Verheyen i in. [2007], porównując powierzchnie badawcze zdominowane przez *P. serotina* i pozbawione tego gatunku, nie stwierdzili wpływu badanej rośliny na odczyn ściółki i poziomu powierzchniowego gleby pod ściółką. Wyrażne zakwaszenie wspomnianych warstw związane z obecnością czeremchy amerykańskiej odnotowali natomiast Starfinger i in. [2003] oraz Chabrerie i in. [2008].

W badaniach własnych, jedynie w przypadku boru mieszanego świeżego, stwierdzono wyższy poziom pH w powierzchniowej warstwie gleby rdzawej właściwej do głębokości 20 cm, w porównaniu z pozostałymi analizowanymi siedliskami leśnymi. Wartość odczynu gleby była związana ze wzrostem udziału czeremchy amerykańskiej i grubością ściółki na tych samych powierzchniach badawczych. Sugeruje to działanie alkalizujące ściółki, z dużym udziałem liści tej rośliny, na najpłytszą warstwę gleby. Wynik uzyskany na podstawie jednorazowych i jednorocznych analiz dotyczy jedynie stanu chwilowego i nie uwzględnia sezonowych zmian miąższości ściółki. Porównując, jednoroczne krajowe badania Plichty i in. [1997] wykazują korzystny wpływ nasadzeń *P. serotina* jedynie na zmiany właściwości odczynu w poziomie organicznym, bez wpływu na poziom próchniczny. Niemniej jednak wspomniane prace dotyczą gleb leśnych, na których zagęszczenie czeremchy amerykańskiej nie przekraczało 15%. Z kolei Vanderhoeven i in. [2005], analizując właściwości wybranych parametrów gleby do głębokości 10 cm, na powierzchniach o silnym zagęszczeniu i pozbawionych *P. serotina*, odnotowali istotny statystycznie wpływ tego gatunku na wzrost pH, co koresponduje z wynikami autorki. Podobnie Kowalski [1988] potwierdza odkwaszające działanie ściółki pod czeremchą amerykańską w borze sosnowym, ale zwraca uwagę, że proces ten jest wyjątkowo powolny.

Według Starfingera i in. [2003], wysoka produkcja biomasy przez czeremchę amerykańską jest efektem zwiększonego pobierania jonów amonowych i kationów zasadowych z roztworu glebowego, co przyczynia się do zachwiania równowagi jonowej i tłumaczy zakwaszenie w poziomie podpowierzchniowym. Ponieważ poziom iluwalny analizowanych przez autorkę gleb cechował się zawsze niższą zawartością badanych pierwiastków niż

poziom powierzchniowy, trudno jednoznacznie ocenić na podstawie ich zawartości czy jest to spowodowane jedynie ogólną tendencją budowy profilu, czy może również negatywnym wpływem *P. serotina*.

Bezsprzeczna ocena zmian właściwości gleby pod badaną rośliną byłaby możliwa na podstawie wyników pochodzących z wieloletniego doświadczenia prowadzonych na stałych powierzchniach badawczych z uwzględnieniem różnych typów gleb. W związku z tym odpowiedź na pytanie o korzystny wpływ czeremchy amerykańskiej na glebę pozostaje wciąż bez jednoznacznej odpowiedzi. Różnice w ocenie prawdopodobnie wynikają z tego, iż rozmiary i rodzaj zmian w profilu glebowym, następujące w wyniku inwazji obcych gatunków roślin, cechują się dużą specyfiką w zależności od siedliska. Jest to ściśle powiązane ze stanem wyjściowym gleby, zachodzącymi w niej procesami glebotwórczymi, corocznym dopływem nowej materii organicznej oraz przebiegiem pogody [Koutika i in. 2007, Verheyen i in. 2007, Dassonville i in. 2008].

Ocena wpływu silnie rozwiniętego podszytu *P. serotina* na zmianę warunków świetlnych w runie nie budzi tylu kontrowersji, co oddziaływania tego gatunku na glebę. Na silne zacienienie dna lasu z przewagą tego gatunku neofita zwracają uwagę Godefroid i in. [2005] oraz Verheyen i in. [2007]. Na podstawie przeprowadzonych przez autorkę pomiarów oświetlenia stwierdzono, że jedynie ulistnione drzewa i krzewy w sposób istotny ograniczają oświetlenie warstwy runa. Uzyskane wyniki sugerują, że w przypadku wiosennych geofitów opanowanie podszytu i niższych warstw drzewostanu przez czeremchę amerykańską prawdopodobnie pozostaje bez negatywnego wpływu, gdyż są one przystosowane do korzystania z krótkotrwałego dostępu do światła. Niemniej jednak na siedlisku lasu mieszanego świeżego stwierdzono, że udział *Anemone nemorosa* i *Ficaria verna* w płatach z niewielkim udziałem *P. serotina* był niższy w porównaniu z płatami zdominowanymi przez badany gatunek. Jest bardzo prawdopodobne, że tendencja ta wynika z wpływu jeszcze innych czynników niezależnych od oświetlenia, które nie były przedmiotem niniejszego opracowania.

Zagadnienie bezpośredniego wpływu czeremchy amerykańskiej na bogactwo gatunkowe warstwy runa leśnego i podszytu było podejmowane przez wielu autorów. W lasach mieszanych Flandrii (północna Belgia), Verheyen i in. [2007] oraz Honnay i in. [1999] stwierdzili występowanie negatywnej zależności pomiędzy obecnością *P. serotina* a liczbą współwystępujących gatunków w runie i podszywie. Sartori [1988], prowadzący badania w fitocenozach leśnych na terenie Włoch, wskazuje również na wyraźne zmniejszenie udziału gatunków rodzimych w podszywie i warstwie zielnej pod okapem czeremchy amerykańskiej. Istnienie podobnego związku potwierdzają także prace naukowców z terenu Niemiec [Starfinger 1990, Starfinger i in. 2003].

W wyniku przeprowadzonych badań własnych, na terenie Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”, w typie siedliskowym boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego nie odnotowano istotnej zależności pomiędzy zagęszczeniem czeremchy amerykańskiej w podszywie a ogólnym bogactwem gatunkowym tej warstwy. Według Verheyen i in. [2007] zmiany w zbiorowiskach są efektem postępującej inwazji, ale bogactwo gatunkowe podszytu ulega zmniejszeniu jedynie w przypadku silnego opanowania przez *P. serotina*. W analizowanych fitocenozach leśnych autorka brała pod uwagę siedliska o udziale badanego gatunku w podszywie powyżej 75%, co wydaje się być odpowiednio wysokim zagęszczeniem populacji do wywołania zmian ilościowych i jakościowych w zbiorowisku. Za brak wpływu omawianej rośliny na podszyt w wybranych typach siedliskowych lasu może odpowiadać wiele czynników, m.in. właściwości samej warstwy rodzimych krzewów, która

jest słabo rozbudowana i cechuje się niewielką różnorodnością. Biorąc pod uwagę, stwierdzony w borze mieszanym świeżym, istotnie negatywny wpływ drzew i krzewów *P. serotina* na siewki i podrost *Sorbus aucuparia*, można spodziewać się w dalszej perspektywie ograniczenia udziału tego gatunku w podszyciu. Podobnie w lesie mieszanym świeżym podszyt czeremchy amerykańskiej ogranicza odnawianie się *Pinus sylvestris*. Jest bardzo prawdopodobne, że w analizowanych fitocenozach leśnych upłynął za krótki okres do wykazania istotnej przebudowy w podszyciu.

Natomiast zarówno w borze mieszanym świeżym, jak i w lesie mieszanym świeżym autorka stwierdziła negatywny wpływ udziału *P. serotina* w podszyciu na liczbę gatunków współwystępujących w runie. Wraz ze wzrostem zagęszczenia populacji czeremchy amerykańskiej następowała redukcja gatunków o dużych zdolnościach konkurencyjnych (strategia C) oraz reprezentujących strategie pośrednie (strategie CRS+). Z kolei Godefroid i in. [2005] w swoich pracach badawczych wykazali silny negatywny wpływ omawianego gatunku rośliny w warstwie krzewów na gatunki runa odporne na działanie stresu (strategia S), przy braku istotnego wpływu na gatunki konkurencyjne (strategia C).

Chabrerie i in. [2010], po dokonaniu analizy cech ekologicznych gatunków rozwijających się w runie lasu liściastego zdominowanego przez *P. serotina*, wykazali zawężenie składu florystycznego do taksonów reprezentujących dwie formy życiowe. Stanowią je wiosenne geofity oraz terofity, takie jak *Moehringia trinervia* czy *Alliaria petiolata*, będące gatunkami wskaźnikowymi siedlisk zacienionych i zaburzonych.

Oceniając wpływ krzewów omawianej rośliny na składniki runa leśnego, Verheyen i in. [2007] zastosowali podział gatunków zielnych uwzględniający ich wymagania siedliskowe. Autorzy ci stwierdzili, że gatunki roślin naczyniowych naturalnie występując na siedliskach wilgotnych są bardziej podatne na wycofanie się w wyniku inwazji *P. serotina* niż gatunki na stanowiskach suchych. Pośredni wpływ czeremchy amerykańskiej na bogactwo gatunkowe na glebach wilgotnych prawdopodobnie jest związany z przesuszaniem podłoża, w wyniku pobierania dużej ilości wody przez tę roślinę. Natomiast na stanowiskach suchych liczba gatunków runa nie ulega dużym zmianom, ze względu na to, że gatunki wyparte przez *P. serotina* zostają zastąpione przez gatunki gleb żyznych, które korzystają ze składników pokarmowych pochodzących z rozkładu ściółki pod czeremchą.

Nie należy zapominać, że oprócz bezpośredniej konkurencji o zasoby, rośliny czeremchy amerykańskiej wpływają na przedstawicieli rodzimej flory poprzez oddziaływania allelopatyczne. Dotyczy to szczególnie najmłodszych stadiów rozwojowych *P. serotina*, które w ten sposób uzyskują przewagę ograniczając wzrost i rozwój innych gatunków w runie [Starfinger 1990]. Ponadto siewki gatunków współwystępujących przegrywają konkurencję z neofitem ze względu na obecność bogatego banku siewek czeremchy amerykańskiej i ich szybkie przyrosty [Chabrerie i in. 2010]. W przeprowadzonych badaniach własnych potwierdzona została negatywna zależność pomiędzy zwiększającym się udziałem młodych osobników tego gatunku a różnorodnością runa.

Dodatkowych informacji o istocie zależności pomiędzy nasileniem *P. serotina* a liczbą gatunków współwystępujących dostarcza praca Chabrerie i in. [2008]), w której autorzy zwracają uwagę na brak powyższych zależności w lasach mieszanym intensywnie użytkowanych gospodarczo, o cyklicznie przeprowadzanych zabiegach przerzedzenia. Analizowane w niniejszej pracy stanowiska charakteryzują się około 30% udziałem czeremchy amerykańskiej w podszyciu i 40% w warstwie zielnej. Wydaje się, że porównanie bogactwa gatunkowego z siedliskami o jeszcze wyższym udziale *P. serotina* rzuciłoby większe światło na

analizowane zależności. Niemniej jednak silne zaburzenie struktury zbiorowisk roślinnych może powodować ich opóźnioną reakcję na dominację rośliny inwazyjnej. W takiej sytuacji pełny wpływ obecności „przybysza” będzie ujawniał się dopiero po akumulacji, powolnie zachodzących w czasie, zmian w fitocenozie [Crooks 2005, Strayer i in. 2006].

W typach siedliskowych boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego leśnych napotkano pewne trudności interpretacyjne przy określeniu zbiorowisk roślinnych na podstawie istniejącego składu florystycznego. Dotyczyły one braku zgodności pomiędzy fitosocjologicznymi zespołami leśnymi a jednostkami typologii leśnej. Pomimo powyższych trudności, w treści niniejszej pracy zastosowano nazwy typów siedliskowych omawianych lasów zgodnie z przyjętą terminologią leśną [Plan Urządzenia... 2005], ponieważ obydwa typy fitocenozy leśnych zauważalnie wyróżniały się swoją odrębnością florystyczną i strukturą od innych płatów zespołów, co potwierdziła nietendancyjna analiza zgodności DCA (ryc. 9 w rozdz. 6.2.).

Pewne ułatwienie stanowiłaby możliwość poznania przeszłości płatów fitocenozy leśnych na podstawie zachowanej dokumentacji leśno-gospodarczej. Wcześniejsze badania florystyczne [Głowacki 1962, 1973, Anioł-Kwiatkowska 1988] i fitosocjologiczne [Macicka, Wilczyńska 1988, Anioł-Kwiatkowska 1990] z „Doliny Jezierzycy” dostarczają informacji o występowaniu pojedynczych gatunków roślin lub opisów wybranych typów zbiorowisk, najczęściej na obrzeżach badanego terenu. Jedynie Macicka-Pawlik i Wilczyńska [1997] w opracowaniu geobotanicznym parku wspominają o płatach zbiorowisk leśnych, których skład florystyczny utrudnia przyporządkowanie do określonych jednostek fitocenotycznych, stąd ich określenie jako leśne zbiorowiska zastępcze i stadia regeneracyjne lasu. Obszary ich występowania obejmują lokalizację obiektów w fitocenozach określonych przez autorkę jako las mieszany świeży.

W przypadku siedlisk lasu mieszanego, Matuszkiewicz [2007a] zwraca uwagę na wyraźny brak jednoznaczności pomiędzy zespołami fitosocjologicznymi a jednostkami podziału leśnego. Lasem mieszanym świeżym mogą być zarówno regionalne zespoły grądów (związek *Carpinion betuli*), buczyn (związek *Fagion sylvaticae*), jak i odmienne pod względem florystycznym świetliste dąbrowy (związek *Potentillo albae-Quercion petraeae*). Dodatkowo, uprawa sosny na siedliskach lasów liściastych i mieszanych jest czynnikiem decydującym o powszechnym występowaniu zbiorowisk zniekształconych [Jakubowska-Gabara 1989]. Stanowi to pewne wytłumaczenie obecności zespołu *Quercu roboris-Pinetum*, charakterystycznego w borach mieszanych, na siedlisku lasu mieszanego świeżego. W ustaleniu pochodzenia wspomnianego zespołu istotne znaczenie może mieć obecność *Carpinus betulus*, *Viola reichenbachiana* i *Ficaria verna*, gatunków charakterystycznych dla rzędu *Fagetalia sylvaticae*, co wskazuje na bliskie związki ze zbiorowiskiem grądowym. Prawdopodobnie w wyniku wprowadzania gatunków drzew iglastych na siedlisku lasu liściastego, pierwotna kombinacja gatunków została zaburzona [Jakubowska-Gabara 1989]. Spowodowało to stopniowe przekształcenie ubożego gądku środkowoeuropejskiego w fitocenozę analogiczną do kontynentalnego boru mieszanego, w której mogą zachodzić dwa przeciwstawne procesy: naturalna regeneracja fitocenozy gądku oraz jej degeneracja pod wpływem rozwijającego się drzewostanu sosnowego [Olaczek 1974b], co potwierdza zauważalna niezgodność ekologiczna runa. Według Macickiej-Pawlik i Wilczyńskiej [1997] większość płatów *Quercu roboris-Pinetum* na terenie parku krajobrazowego ukształtowana została właśnie pod wpływem zabiegów gospodarczych.

Pewne wątpliwości może również budzić zespół *Leucobryo-Pinetum* opisany przez autorkę na siedlisku boru mieszanego świeżego. Według dostępnych opracowań [Matuszkiewicz, Matuszkiewicz 1973, Matuszkiewicz 2007a], *Leucobryo-Pinetum* jest związany jedynie z siedliskiem boru świeżego, zgodnie z omawianą krainą przyrodniczo-leśną. Biorąc pod uwagę możliwość upodobniania się borów mieszanych w wyniku pinetyzacji do borów świeżych [Olaczek 1972], wydaje się bardzo prawdopodobne, że typ siedliskowy określony w niniejszej pracy jako bór mieszany świeży, w wyniku zmieniających się relacji pomiędzy zespołami *Quercus roboris-Pinetum* i *Leucobryo-Pinetum*, uległ pewnym przekształceniom z zachowaniem swojej pierwotnej nazwy stosowanej w gospodarce leśnej.

W obydwu typach siedliskowych lasu propagacja sosny przyczyniła się do wykształcenia runa, które swoim składem gatunkowym odbiega od roślinności potencjalnie związanej z danym siedliskiem. Znamienne jest to, że najsilniejsze zmiany stosunków fitosocjologicznych w połączeniu ze wzrostem zagęszczenia czeremchy amerykańskiej zaobserwowano właśnie w zbiorowiskach zniekształconych w wyniku antropopresji. Obserwacje fitocenozy leśnych zachodniej Europy potwierdzają, że kondycja zastanych zbiorowisk roślinnych wpływa na wykorzystanie potencjału inwazyjnego *P. serotina* [Starfinger i in. 2003, Vanhellemont i in. 2009].

Jednoznaczna ocena oddziaływania czeremchy amerykańskiej na przemiany zastanych fitocenozy leśnych stwarza pewne problemy. Oprócz bezpośrednich skutków wywołanych następstwem obecności *P. serotina* na stan szaty roślinnej nakładają się bowiem wciąż zachodzące przemiany florystyczne wywołane różnymi formami degeneracji (pinetyzacja, cespityzacja) oraz ogólne tendencje rozwojowe zbiorowisk.

W zespole *Leucobryo-Pinetum*, ogólny kierunek zmian związany jest z obniżeniem różnorodności i na ogół osłabieniem charakterystyki fitosocjologicznej poprzez zmniejszenie częstości gatunków charakterystycznych dla borów sosnowych (związek *Dicrano-Pinion*) oraz borów jako całości (klasa *Vaccinio-Piceetea*) [Matuszkiewicz 2007b]. Prawidłowość ta według Matuszkiewicza [2007b] nie dotyczy najczęstszych gatunków: *Pleurozium schreberi*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea* i *Melampyrum pratense*. W przypadku *Deschampsia flexuosa* zaznacza się wręcz bardzo wyraźna ekspansja ekologiczna tej rośliny. W świetle powyższych tendencji rozwojowych wydaje się, że w analizowanym przez autorkę zespole *Leucobryo-Pinetum* z *P. serotina* ograniczenie częstości występowania pospolitych gatunków borowych jest następstwem zwiększającego się udziału czeremchy amerykańskiej. Przy czym najsilniejszy, statystycznie istotny, wpływ *P. serotina* dotyczy ograniczenia występowania *P. schreberi*. Ponadto analiza zdjęć fitosocjologicznych sugeruje, że fitocenozy zdominowane przez *P. serotina* są bardziej podatne na zasiedlanie przez inne gatunki obecne geograficznie (*R. pseudoacacia* i *I. parviflora*), do czasu gdy obecność samej czeremchy amerykańskiej nie zacznie wpływać negatywnie na „przybyszy”.

Ogólne kierunki przemian opisanych przez Matuszkiewicza [2007b] w zespole *Quercus roboris-Pinetum* dotyczą zmniejszenia bogactwa florystycznego i sumarycznej frekwencji występowania gatunków charakterystycznych dla klasy *Quercus-Fagetum* i *Vaccinio-Piceetea*, przy czym *P. schreberi* i *V. myrtillus* jako nieliczne gatunki utrzymują swoją częstość występowania. Stwierdza się ponadto wyraźną tendencję do zwiększania stałości *Dryopteris carthusiana* oraz postępowanie zjawiska ekspansji *D. flexuosa*, gatunku wcześniej niewystępującego w omawianym zespole. W badaniach własnych zespołu *Quercus roboris-Pinetum* z *P. serotina* na uwagę zasługuje redukcja udziału gatunków borowych, statystycznie istotna w przypadku *Pleurozium schreberi* i *Dicranum polysetum* oraz *Viola reichenbachiana*, ga-

tunku charakterystycznego dla lasów liściastych. Ponadto obserwuje się postępujące ograniczenie występowania *D. flexuosa* i *D. carthusiana*. Prawdopodobnie wymienione zmiany są efektem postępującej neofityzacji wywołanej przez czeremchę amerykańską.

W analizowanym syntaksonie *Quercus roboris-Pinetum*, podobnie jak w zespole *Leucobryo-Pinetum*, ustępowanie gatunków borowych wraz ze wzrostem udziału *P. serotina* w płatach wskazuje na oddziaływanie redukcyjne tego gatunku na skład florystyczny fitocenozy. Natomiast pojawianie się gatunków, o innych wymaganiach siedliskowych (*R. pseudoacacia*, *I. parviflora*, *Rubus* sp.) może świadczyć o rozpoczęciu procesu edyfikacyjnego wobec pozostałych komponentów fitocenozy. Verheyen i in. [2007] również zwracają uwagę na wypieranie taksonów o niższych wymaganiach pokarmowych i wkraczanie gatunków wskaźnikowych gleb żyznych w następstwie poprawy zasobności gleby pod ściółką powstałą z liści czeremchy amerykańskiej. Zależność ta nie jest, jak mogłoby się wydawać, tak jednoznaczna, ponieważ w zbiorowiskach lasów z klasy *Quercus-Fagetea* i *Vaccinio-Piceetea* pozbawionych *P. serotina* również obserwuje się wzrost stałości *I. parviflora* i *R. idaeus* [Matuszkiewicz 2007b]. Ponadto wydaje się, że zaburzenie stosunków wewnętrznych w omawianych przez autorkę zbiorowiskach z czeremchą amerykańską sprzyja przenikaniu gatunków związanych z siedliskami ruderalnymi. Obecność sporadycznie występujących na krawędzi lasu *Urtica dioica*, *Chelidonium majus*, *Plantago major* czy *Taraxacum officinale* agg. może być jednocześnie konsekwencją bliskości drogi leśnej, która stanowi korytarz migracji dla gatunków obcych ekologicznie danej biocenozie.

Dyskutowany w tym rozdziale ewentualny wpływ *Padus serotina* na fitocenozy z największym udziałem tego gatunku pozwala na weryfikację postawionej hipotezy, która zakłada, że konsekwencją dominacji czeremchy amerykańskiej w podszyciu są znaczące zmiany warunków środowiskowych. W przeprowadzonych badaniach własnych wykazano istnienie zależności pomiędzy obecnością *P. serotina* a warunkami świetlnymi w runie, liczbą i składem gatunków roślin współwystępujących w runie oraz zmianami stosunków wewnętrznych w fitocenozach, co jest zgodne z postawioną hipotezą. Jednakże ze względów metodycznych (badania jednoroczne, mało liczne próby glebowe) niemożliwa jest bezsprzeczna ocena wpływu badanej rośliny na czynniki glebowe. W związku z tym przytoczonej hipotezy nie można uznać za zweryfikowaną w odniesieniu do warunków siedliska zawężonych do właściwości glebowych.

8. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

1. W Parku Krajobrazowym „Dolina Jezierzycy” na terenie Nadleśnictwa Wołów, spośród pięciu analizowanych typów siedliskowych lasu, bór mieszany świeży i las mieszany świeży stwarzają najbardziej dogodne warunki do wzrostu i rozwoju populacji czeremchy amerykańskiej *Padus serotina*.
2. Wszystkie analizowane typy gleb, w obrębie stanowisk objętych badaniami, charakteryzują się dużą kwasowością i niewielką zasobnością w składniki pokarmowe. Pomimo niekorzystnych właściwości sorpcyjnych gleb, *Padus serotina* utrzymuje się i naturalnie odnawia w badanych siedliskach. Świadczy to o szerokiej amplitudzie ekologicznej tego gatunku w odniesieniu do żyzności gleby.
3. Rola oświetlenia zmienia się w czasie rozwoju osobniczego czeremchy amerykańskiej. Silne zacienienie sprzyja utrzymywaniu liczniejszego banku siewek, z kolei liczebność podrostu jest niezależna od warunków świetlnych. Pomimo tego, osiągnięcie przez stadia juwenilne kolejnej fazy rozwojowej wymaga dostępu do światła. Stąd najwięcej dorosłych drzew *Padus serotina* obecnych na brzegach lasów i w prześwitach.
4. Niektóre fitocenozy leśne mają własne mechanizmy regulacji, oparte na właściwościach najniższych warstw lasu, które ograniczają zasiedlanie przez czeremchę amerykańską. W borze mieszanym wilgotnym silnie rozwinięta warstwa zielna (pokrywająca powyżej 70% powierzchni), a w borze sosnowym świeżym warstwa mszysta (powyżej 75%) wykazują istotnie negatywny wpływ na intensywność odnawiania się czeremchy amerykańskiej.
5. Okres zdomowienia *Padus serotina* w Nadleśnictwie Wołów był wystarczający do wytworzenia układów troficznych z przedstawicielami rodzimej entomofauny. Obserwowany zespół foliofagów i szkodników owoców powstał z lokalnej puli gatunkowej owadów i składa się zarówno z taksonów polifagicznych – *Euproctis similis* i *Lymantria dispar* (Lepidoptera, Lymantriidae), *Lycia hirtaria* (Lepidoptera, Geometridae), *Brachionycha nubeculosa* (Lepidoptera, Noctuidae), *Phyllobius piri* i *Phyllobius argentatus* (Coleoptera, Curculionidae), *Empoasca vitis* (Homoptera, Cicadellidae),

Eulecanium tiliae (Homoptera, Coccidae), *Lygus rugulipennis* oraz *Lygus pratensis* (Heteroptera, Miridae), jak i wyspecjalizowanych pokarmowo – *Gonioctena quinquepunctata* (Coleoptera, Chrysomelidae), *Furcipes rectirostris* (Coleoptera, Curculionidae), *Rhynchites cupreus* (Coleoptera, Rhynchitidae).

6. *Gonioctena quinquepunctata* jest gatunkiem najliczniejszym spośród roślinożernych owadów zasiedlających pędy czeremchy amerykańskiej.
7. Żerowanie foliofagów na początku sezonu wegetacyjnego może powodować największe jakościowe oraz ilościowe uszkodzenia blaszek liściowych, które dotyczą nawet 70% liści.
8. Nie stwierdzono obecności rodzimych grzybów patogenicznych na pędach liściowych badanej rośliny. Obecność workowca *Monilinia seaveri*, który jest związany z czeremchą amerykańską w jej ojczyźnie sugeruje, że rozszerzenie obszaru występowania tego gatunku neofita nie zawsze wiąże się z uwolnieniem od wpływu znanych wrogów naturalnych ("the enemy release hypothesis"). Stwierdzono, że największe nasilenie objawów chorobowych moniliozy miało miejsce w połowie lata, kiedy to porażone liście stanowiły do 40% wszystkich obserwowanych blaszek liściowych.
9. Biorąc pod uwagę wielkość i rozkład wysiłku reprodukcyjnego, czeremcha amerykańska w fazie młodocianej zachowuje się jak gatunek K-selektywny z możliwością podporządkowania się selekcji typu r, której podlegają osobniki maturalne tego gatunku. Oceniając reakcję na wybrane właściwości ekologiczne siedliska można zaliczyć omawianą roślinę do grupy C-S-R strategów. Realizowane różnorodne strategie życiowe, podczas rozwoju osobniczego *Padus serotina*, ograniczają ryzyko niepowodzenia w zajmowaniu i utrzymaniu nowych siedlisk oraz zapewniają stabilny rozwój istniejących populacji.
10. W wieloletnich populacjach *Padus serotina*, niezależnie od oddziaływań środowiska, zaznacza się wpływ czynników wewnątrzpopulacyjnych. Dotyczy on modyfikacji struktury populacji oraz klonalnej propagacji gatunku zależnej od zagęszczenia osobników w fitocenozie. Zmiany te przejawiają się przede wszystkim wzrostem udziału młodych drzewek w strukturze populacji oraz ograniczoną liczebnością stadiów juvenilnych.
11. Obecność młodych drzew i krzewów czeremchy amerykańskiej, od chwili wykształcenia liści, przyczynia się do zacielenia dna lasu i niższych partii podszytu. Spowodowana przez *Padus serotina* zmiana warunków świetlnych w fitocenozie, w sposób pośredni, oddziałuje na skład florystyczny zastanych zbiorowisk.
12. W typie siedliskowym boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego na skutek inwazji czeremchy amerykańskiej zmniejsza się różnorodność runa i warstwy mszystej. Negatywny wpływ wzrostu udziału tego neofita w warstwie krzewów dotyczy zarówno gatunków runa o dużych zdolnościach konkurencyjnych, jak i reprezentujących strategie pośrednie.

13. Czeremcha amerykańska w pierwszej kolejności uzyskuje przewagę w fitocenozach zniekształconych w wyniku silnej antropopresji, o składzie gatunkowym odbiegającym od roślinności potencjalnie związanej z danym siedliskiem.
14. W fitocenozach zdominowanych przez *Padus serotina* równocześnie zachodzące procesy pinetyzacji i cespityzacji wraz z ogólnymi kierunkami rozwoju zbiorowisk utrudniają określenie przemian związanych wyłącznie z wpływem badanego gatunku. Niemniej jednak zarówno w zespole *Leucobryo-Pinetum*, jak i *Quercu roboris-Pinetum* można zaobserwować pewne stałe tendencje wynikające ze wzrostu udziału czeremchy amerykańskiej. Dotyczą one ustępowania światłolubnych gatunków charakterystycznych w klasie *Vaccinio-Piceetea*. Wpływ *P. serotina* jest najsilniej zaznaczony w przypadku *Pleurozium schreberi* i *Dicranum polysetum*. Powyższym zmianom towarzyszy zmniejszająca się stałość pozostałych składników zespołu, w tym gatunku *Deschampsia flexuosa*. Ponadto wydaje się, że zaburzenie stosunków wewnętrznych w zbiorowiskach z *P. serotina* ułatwia wkraczanie gatunków obcych, o wyższych wymaganiach troficznych, reprezentowanych przez *Robinia pseudoacacia*. Może również sprzyjać próbom zasiedlania przez rodzime gatunki ruderalne.

Przedstawione w treści pracy badania wpływu wybranych czynników abiotycznych, biotycznych i wewnątrzpopulacyjnych na populacje *P. serotina* miały na celu poszerzenie wiedzy o właściwościach ekologicznych badanego gatunku, które przyczyniły się do osiągnięcia jego sukcesu biocenotycznego w miejscu zadomowienia. Większość uzyskanych danych odniesiono do wyników prac innych autorów, co umożliwiło w efekcie usystematyzowanie omawianych problemów. Zupełnie nowym rezultatem przeprowadzonych badań jest poznanie tworzącego się zespołu roślinożernej entomofauny, w trakcie jego powstawania z lokalnej puli gatunków owadów. Wziąwszy pod uwagę wciąż trwający proces kształtowania się troficznych zależności pomiędzy *P. serotina* a jej wrogami naturalnymi wskazane wydaje się kontynuowanie tego typu prac badawczych, ze szczególnym uwzględnieniem drzew czeremchy amerykańskiej rosnących na granicy lasów i pól uprawnych. Drzewa te stanowią bowiem, obok czeremchy zwyczajnej, potencjalną roślinę żywicielską dla szkodników roślin uprawnych, w tym gatunków mszyc o istotnym znaczeniu gospodarczym. Ponadto, udokumentowanie przemian zachodzących w siedliskach leśnych zdominowanych przez *P. serotina* uzasadnia potrzebę prowadzenia dalszych badań w tym zakresie. Powinny one dotyczyć nie tylko zagadnień fitosocjologicznych, lecz także uwzględniać aspekt możliwych zmian właściwości glebowych w dłuższym okresie, na stanowiskach gdzie badany neofit występuje w znacznym nasileniu. Badania takie prawdopodobnie przyniosą odpowiedź na pytanie o zmiany żyzności gleb porośniętych przez gęsty podszyt czeremchy amerykańskiej, co może być w przyszłości kluczowe w ocenie zdolności produkcyjnej siedlisk leśnych z dużym udziałem omawianej rośliny.

9. PIŚMIENICTWO

- Agrawal A.A., Kotanen P.M., 2003. Herbivores and the success of exotic plants: A phylogenetically controlled experiment. *Ecology Letters*, 6, 712–715.
- Alpert P., Bone E., Holzapfel C., 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in preventing the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 3, 52–66.
- Anioł-Kwiatkowska J., 1988. Flora segetalna zachodniej części Wału Trzebnickiego (Wzniesienia Żarskie, Wzgórza Dalkowskie, Obniżenie Ścinawskie). *Acta Universitatis Wratislaviensis, Prace Botaniczne*, 36, 3–46.
- Anioł-Kwiatkowska J., 1990. Zbiorowiska segetalne Wału Trzebnickiego. Florystyczno-ekologiczne studium porównawcze. *Acta Universitatis Wratislaviensis, Prace Botaniczne* 46, 1–230.
- Anioł-Kwiatkowska J., Dajdok Z., 1993. Roślinność wschodniego krańca Równiny Oleśnickiej. Naturalne, półnaturalne i antropogeniczne zbiorowiska roślinne. *Acta Universitatis Wratislaviensis* 1513, *Prace Botaniczne*, 55, 5–95.
- Auclair A.N., 1975. Sprouting response in *Prunus serotina* Ehrh.: Multi-variate analysis of site, forest structure and growth rate relationships. *American Midland Naturalist* 94, 72–87.
- Auclair A.N., Cottam G., 1971. Dynamics of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in southern Wisconsin oak forests. *Ecological Monographs*, 41, 153–177.
- Baker W.L., 1972. Eastern forest insects. U.S. Department of Agriculture, Miscellaneous Publication 1175. Washington, DC.
- Bartkowiak S., 1970. Ornitochoria rodzimych i obcych gatunków drzew i krzewów. *Arboretum Kórnickie*, 15, 237–248.
- Batra L.R., 1991. World species of *Monilinia* (fungi). Their ecology, biosystematics and control. New York Botanical Garden. Collaborators: Mycological Society of America 9.
- Bellon S., Tumiłowicz I., Król S., 1977. Obce gatunki drzew i krzewów w gospodarstwie leśnym. PWRiL, Warszawa.
- Białobok S., 1988. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na roślinność. LOP, Warszawa.
- Bielinis E., Basiak E., Robakowski P., 2010. Growth and biomass allocation in *Quercus petraea* seedlings acclimated to allelopathic soil, [in:] From biotechnology to environment protection – interdisciplinary meeting of young naturalists: 5th international conference, 25–27 November 2010, Zielona Góra, Polska (abstrakt).

- Bobrowicz G., Czepnik J., 1997. Park Krajobrazowy Dolina Jezierzycy, Informator turystyczny, Wyd. Journal, Bydgoszcz.
- Bobrowicz G., Malkiewicz A., 1998. Monitoring zagrożonych gatunków roślin i zwierząt Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. Ciconia, Wołów, msr.
- Bogdanowicz W., Chudzicka E., Pilipiuk I., Skibińska E., 2004. Fauna Polski. Charakterystyka i wykaz gatunków. Tom I – Annelida. Arthropoda pro parte. Insecta pro parte (Coleoptera, Hemiptera, Hymenoptera, Lepidoptera). Muzeum i Instytut Zoologii PAN.
- Bortiri E., Oh S-H., Jiang J., Baggett S., Granger A., Weeks C., Buckingham M., Potter D., Parfitt D.E., 2001. Phylogeny and systematics of *Prunus* (Rosaceae) as determined by sequence analysis of ITS and the chloroplast *trnL-trnF* spacer DNA. Systematic Botany, 26, 797–807.
- Brokaw N., Busing R.T., 2000. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. Trends in Ecology and Evolution, 15, 183–187.
- Brzeziecki B., Kienast F., 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. Forest Ecology and Management, 69, 167–187.
- Burns R.M., Honkala B.H., 1990. Silvics on North America: 2. Hardwoods. US Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook No 654, vol. 2.
- Cain M.L., Brook M.G., Strand A.E., 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. American Journal of Botany, 87, 1217–1227.
- Cavender-Bares J., Kozak K., Fine P., Kembel S., 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. Ecology Letters, 12, 693–715.
- 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.
- 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.
- Connor E.F., Faeth S.H., Simberloff D., Opler P.A., 1980. Taxonomic isolation and the accumulation of herbivorous insects: a comparison of introduced and native trees. Ecological Entomology, 5, 205–211.
- Cronk Q.C.B., Fuller J., 2001. Plant invaders: The treat to natural ecosystems. Earthscan Publications Ltd, London and Sterling.
- Crooks J.A., 2002. Characterising ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. Oikos, 97, 153–166.
- Crooks J.A., 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion. Ecoscience, 12, 316–329.
- Crow T.R., 1992. Population dynamics and growth patterns for a cohort of northern red oak (*Quercus rubra*) seedlings. Oecologia, 91, 192–200.
- Cuddington K., Hastings A., 2004. Invasive engineers. Ecological Modelling, 178, 335–347.
- Czarnecka B., 1995. Biologia i ekologia izolowanych populacji *Senecio rivularis* (Waldst. et Kit.) DC. i *Senecio umbrosus* Waldst. et Kit. Wydawnictwo UMCS, Lublin.

- Dajdok Z., Anioł-Kwiatkowska J., Kącki Z., 1998. *Impatiens glandulifera* Royle in the Floodplain Vegetation of the Odra River Valley (West Poland), [in:] Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses. U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 161–168.
- Dajdok Z., Kącki Z., 2003. Kenophytes of the Odra riversides, [in:] Phytogeographical Problems of Synanthropic Plants. A. Zając, M. Zając, B. Zemanek (eds.), Institute of Botany Jagiellonian University, Cracow, 131–136.
- Dajdok Z., Pawlaczyk P. (red.), 2009. Inwazyjne gatunki ekosystemów mokradłowych Polski. Wydawnictwo Klubu Przyrodników, Świebodzin 2009.
- Danielewicz W., 1994. Rozsiedlenie czerechmy amerykańskiej (*Prunus serotina* Ehrh.) na terenie Nadleśnictwa Doświadczalnego Zielonka. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych, Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Nauk Rolniczych i Leśnych. 78, 35–42.
- Danielewicz W., Maliński T., 1997. Drzewa i krzewy obcego pochodzenia w lasach Wielkopolskiego Parku Narodowego. Rocznik Dendrologiczny, 45, 65–81.
- 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.
- De Kroon H., 1993. Competition between shoots in stands of clonal plants. *Plant Species Biology* 8, 85–94.
- De Kroon H., Van Groenendael J., 1997. The Ecology and Evolution of Clonal Plants. Backhuys Publ., Leiden.
- 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.
- Deckers B., Verheyen K., Hermy M., Muys B., 2005. Effects of landscape structure on the invasive spread of black cherry *Prunus serotina* in an agricultural landscape in Flanders, Belgium. *Ecography*, 28, 99–109.
- Decocq G., 2007. Dynamique invasive du cerisier tardif, *Prunus serotina* Ehrh., en système forestier tempéré: déterminants, mécanismes, impacts écologiques, économiques et socioanthropologiques. Rapport Final. Université de Picardie Jules Verne, Amiens, France.
- Degórski M., 2005. Wpływ sposobu użytkowania lasu na zapasy węgla organicznego w glebie. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 6, 75–83.
- Del Tredici P., 2001. Sprouting in temperate trees: morfological and ecological review. *Botanical Review*, 67, 121–140.
- Dierschke H., 1994. Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Dobrzański B., Uziak S., 1972. Rozpoznawanie i analiza gleb. PWN, Warszawa.
- 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, Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Nauk Rolniczych i Leśnych, 58, 33–38.
- Düll R., 1992. Indicator values of mosses and liverworts. *Scripta Geobotanica* 18, 175–214.
- Dzwonko Z., 1998. Współczesne metody numerycznego porządkowania i ich zastosowanie w badaniach nad roślinnością, [w:] Metody numeryczne w badaniach struktury i funk-

- cjonowania szaty roślinnej. E. Kaźmierczak, A. Nienartowicz, A. Piernik, J. Wilkoń-Michalska (red.), Wydawnictwo UMK Toruń, 132–142.
- Dzwonko Z., 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. *Vademecum Geoboticum*. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego. Sorus, Poznań, Kraków.
- Ehrenfeld J.G., Scott N., 2001. Invasive Species and the Soil: Effects on Organisms and Ecosystem Processes. *Ecological Applications*, 11, 1259–1260.
- Fabiszewski J., Kwiatkowski P., 2001. Gatunki inwazyjne we florze roślin naczyniowych Sudetów. *Annales Silesiae*, 31, 123–127.
- 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.
- Falińska K., 1990. Osobnik, populacja, fitocenoza. PWN, Warszawa.
- Falińska K., 2002. Przewodnik do badań biologii populacji roślin. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Falińska K., 2004. Ekologia roślin. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Faliński J.B., 1966. Próba określenia zniekształceń fitocenozy. System faz degeneracyjnych zbiorowisk roślinnych. *Ekologia Polska Seria B*, 12 (1), 31–42.
- Faliński J.B., 1969. Neofity i neofityzm. Dyskusje fitosocjologiczne (5). *Ekologia Polska Seria B* 15, 337–355.
- Faliński J.B., 1998. Invasive alien plants, vegetation dynamice and neophytism. *Phytocoenosis* 10 (Suppl). *Cartographiae Geobotanice*, 9, 163–187.
- Faliński J.B., 2004. Invasions in the plant world: mechanisms, danger, research project. *Phytocoenosis* 16 (N.S.). *Seminarium Geoboticum*, 10, 1–31.
- Faliński J.B., Adamowski W., Jackowiak B. (red.) 1998. Synanthropisation of plant cover in new Polish research. *Phytocoenosis* 10 (N.S.). *Cartographiae Geobotanicae*, 9, 1–280.
- Ferchmin M., 1979. Rola drzew i krzewów w zbiorowiskach leśnych Puszczy Kampinoskiej. *Rocznik Dendrologiczny*, 32, 53–67.
- Fowells H.A., 1965. *Silvics of forest trees of the United States*. US Department of Agriculture, Forest Service, Agriculture Handbook No 271.
- Fudali E., 2009. Antropogeniczne zmiany w ekosystemach. Transformacje roślinności. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Wrocław.
- Fukarek F., 1967. *Fitosocjologia*. PWRiL, Warszawa.
- Glendinning J.A., 2002. How do herbivorous insects cope with noxious secondary plant compounds in their diet? *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 104, 12–25.
- Głowacki Z., 1962. Notatki florystyczne z powiatu wołowskiego, cz. I. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*, 8 (2), 119–129.
- Głowacki Z., 1973. Notatki florystyczne z powiatu wołowskiego (Dolny Śląsk). Cz. III. OTPN, *Zeszyty Przyrodnicze*, 13, 41–47.
- Gochfeld M., Burger J., 1997. *Butterflies of New Jersey: A Guide to Their Status, Distribution, Conservation, and Appreciation*. Rutgers University Press, New Brunswick, New Jersey.
- Godefroid S., Phartyal S.S., Weyembergh G., Koedam N., 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native black cherry (*Prunus serotina*) in deciduous forest understory in Belgium. *Forest Ecology and Management*, 210, 91–105.

- Graae B.J., Sunde P.B., 2000. The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography*, 23, 720–731.
- Grime J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, 26–31.
- Grime J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111 (982), 1169–1194.
- Grime J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley and Sons, New York.
- Grime J.P., 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Toronto.
- Grime J.P., Hodgson J.G., Hunt R., 1988. *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman, London.
- Gumiński R., 1948. Próba wydzielenia dzielnic rolniczo-klimatycznych w Polsce. *Przegląd Meteorologiczny i Hydrologiczny* 1, 7–20.
- Halarewicz A., 2011. Odnowianie się czeremchy amerykańskiej, *Prunus serotina* Ehrh., na siedliskach borowych. *Sylwan*, 155 (8), 530–534.
- Halarewicz A., Jackowski J.W., 2011. Leaf damage of the black cherry, *Prunus serotina* Ehrh., by the leaf beetle, *Gonioctena quinquepunctata* Fabr.: an accidental foraging on a neophyte host, or an established herbivory act? *Polish Journal of Ecology*, 59 (3), 587–595.
- Halarewicz A., Nowakowska K.M., 2005. Stan badań nad inwazyjnym charakterem *Prunus serotina* Ehrh. *Annales Silesiae*, 34, 39–44.
- Halarewicz A., Płaskowska E., 2011. Czeremcha amerykańska *Prunus serotina* Ehrh. gospodarzem *Monilinia seaveri* (Rehm) Honey. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.*, 562, 65–70.
- 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.
- Hawryś Z., Schnaider Z., Widerowa S., 1977. Z doświadczeń nad przydatnością różnych gatunków drzew i krzewów do zadrzewiania strefy bardzo silnego oddziaływania emisji przemysłowych. *Sylwan* 121, (6), 1014.
- Heintze J., 1978. *Motyły Polski – atlas, część I*. Wydawnictwo Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa.
- Hereźniak J., 1992. Amerykańskie drzewa i krzewy na ziemiach polskich, [w:] *Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce*. Ławryniewicz M., Warcholińska A.U. (red.), *Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Szlakami Nauki*, 19, 97–150.
- Hereźniak J., 1993. Stosunki geobotaniczno-leśne północnej części Wyżyny Śląsko-Krakowskiej na tle zróżnicowania i przemian środowiska. *Monographiae Botanice* 75, 1–368.
- Hierro J.L., Callaway R.M., 2003. Allelopathy and exotic plant invasion. *Plant Soil*, 256, 29–39.
- Higgins S.I., Richardson D.M., 1999. Predicting plant migration rates in a changing world: the role of long-distance dispersal. *American Naturalist*, 153, 464–475.
- 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.

- Horsley S.B., 1977. Allelopathic inhibition of black cherry by fern (*Pteridium aquilinum*), grass, goldenrod (*Solidago rugosa*) and aster (*Aster umbellatus*). *Canadian Journal of Forest Research*, 7, 205–216.
- Horsley S.B., 1993. Mechanism of interference between hayscented fern and black cherry. *Canadian Journal of Forest Research* 23, 2059–2069.
- Horsley S.B., Gottschalk K.W., 1993. Leaf area and net photosynthesis during development of *Prunus serotina* seedlings. *Tree Physiology*, 12, 55–69.
- Howe H.F., Smallwood J., 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13, 201–228.
- Hulme P.E., 2007. Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impact and response, [in:] *Biodiversity Under Threat*. R. Hester, R.M. Harrison (eds.), Royal Society of Chemistry, Cambridge. *Issues in Environmental Science and Technology*, 25, 56–80.
- Jabłoński B., 1998. Wartość pszczelarstwa czeremchy amerykańskiej. *Pszczelarstwo* 12, 8–9.
- Jackowiak B., 1999. Modele ekspansji roślin synantropijnych i transgenicznych. *Phytocenosis vol. 11 (N.S.)*, Seminarium Geobotanicum 6.
- Jakubowska-Gabara J., 1989. Leśne zbiorowiska zastępcze. *Wiadomości Botaniczne*, 33 (1), 9–18.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R., 1987. *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudog, Wageningen.
- Jordano P., Schupp E.W., 2000. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus serotina*. *Ecological Monographs*, 70, 591–615.
- Kawałko D., Kaszubkiewicz J., 2008. Właściwości gleb wybranych siedlisk leśnych na terenie Parku Krajobrazowego Dolina Jezierzycy. *Roczniki Gleboznawcze*, 59 (3/4), 115–121.
- Keane R.M., Crawley M.J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 164–170.
- Klironomos J.N., 2002. Feedback with soil biota contributes to plant rarity and invasiveness in communities. *Nature*, 417, 67–70.
- Klotz S., Kühn I., Durka W., 2002. BIOFLOR – Eine Datenbank zu biologischökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Knight K.S., Oleksyn J., Jagodziński A.M., Reich P.B., Kasproicz M., 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invasibility. *Diversity and Distributions*, 14, 666–675.
- Kolar C.S., Lodge D.M., 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, 16, 199–204.
- Kołodziejczyk K., Kawałko D., 2010. Wybrane właściwości gleb pod lasami gądownymi na terenie parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. *Roczniki Gleboznawcze*, 61 (1), 52–59.
- Kondracki J., 1998. *Geografia regionalna Polski*. PWN SA, Warszawa.
- Kornaś J., 1968. Geograficzno-historyczna klasyfikacja roślin synantropijnych, [w:] *Synantropizacja szaty roślinnej*. I. Neofityzm i apofityzm w szacie roślinnej Polski. J.B. Faliński (red.), *Materiały Zakładu Fitosocjologii Stosowanej Uniwersytetu Warszawskiego*, Warszawa-Białowieża, 25, 33–41.

- Kornaś J., 1977a. Wpływ człowieka i jego gospodarki na szatę roślinną Polski – flora synantropijna, [w:] Szata roślinna Polski. T.I.W. Szafer, Zarzycki K. (red.), PWN, Warszawa, 98–128.
- Kornaś J., 1977b. Analiza flor synantropijnych. *Wiadomości Botaniczne*, 21 (4), 85–91.
- Kornaś J., 1981. Oddziaływanie człowieka na florę: mechanizmy i konsekwencje. *Wiadomości Botaniczne*, 25 (3), 165–182.
- Kornaś J., 1996. Pięć wieków wymiany flory synantropijnej między Starym a Nowym Światem. *Wiadomości Botaniczne*, 40, 11–19.
- Kosiński P., 2007. Rozmieszczenie oraz warunki występowania drzew i krzewów w polskiej części Sudetów Wschodnich. *Acta Botanica Silesiaca Monographiae*, 1, 1–411.
- Kotońska B., 1991. Rośliny naczyniowe Beskidu Małego (polskie Karpaty Zachodnie). *Zeszyty Naukowe UJ, Prace Botaniczne*, 23, 1–199.
- Koutika L-S, Vanderhoeven S., Chapuis-Lardy L., Dassonville N., Meerts P., 2007. Assessment of changes in soil organic matter following 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. *Verh. Bot. Ver. Berlin. Brandenburg, Beiheft*, 3, 1–188.
- Kowarik I., 1995a. Time lags in biological invasion with regard to the success and failure of alien species, [in:] *Plant Invasions: General aspects and specific problems*. P. Pysek, K. Prach, M. Rejmanek, M. Wade (eds.), SBP Academic Publishing, Amsterdam, 15–38.
- Kowarik I., 1995b. Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem für den Naturschutz?, [in:] *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und management*. R. Böcker, H. Gebhardt, W. Konold, S. Schmidt-Fischer (eds.), Ecomed, Landsberg, 33–56.
- Kowarik I., Schepker H., 1998. Plant invasions in northern Germany: human perception and response, [in:] *Plant invasions: Ecological mechanisms and human responses*. U. Starfinger, K. Edwards, I. Kowarik, M. Williamson (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 109–120.
- Kulman H.M., 1965. Natural control of the eastern tent caterpillar (*Malacosoma americana*) and notes on its status as a forest pest. *Journal of Economic Entomology*, 58, 66–70.
- Kulman H.M., 1971. Effects of insect defoliation on growth and mortality of trees. *Annual Review of Entomology*, 16, 289–324.
- Kurek P., Holeksa J., 2011. Endozoochoryczne rozprzestrzenianie rodzimych i obcych składników flory przez ssaki drapieżne. Materiały konferencyjne. I Ogólnopolska Konferencja Naukowa „Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej” 30.06–02.07.2011, Wrocław.

- Lake J.C., Leishman M.R., 2004. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, 117, 215–226.
- Lambdon P.W., Pyšek P., Basnou C., Arianoutsou M., Essl F., Hejda M., Jarošík V., Pergl J., Winter M., Anastasiu P., Andriopoulos P., Bazos I., Brundu G., Celesti-Grappo L., Chassot P., Delipetrou P., Josefsson M., Kark S., Klotz S., Kokkoris Y., Kühn I., Marchante H., Perglová I., Pino J., Vilà M., Zikos A., Roy D., Hulme P.E., 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80 (2), 101–149.
- Lambers H.R., 1971. *Prunus serotina* (American bird-cherry) as a host plant of Aphididae in the Netherlands. *Netherlands Journal of Plant Pathology*, 77, 140–143.
- Lampe I., Burghause F., Krauthausen H.J., 2005. Introduction and distribution of the American eastern cherry fruit fly, *Rhagoletis cingulata*, in the Rhine Valley, Germany. Proceedings, BCBC Symposium: Introduction and Spread of Invasive Species, 9 June 2005, Humboldt University, Berlin, Germany.
- Leather, S., 1986. Insect species richness of the British Rosaceae: the importance of host range, plant architecture, age of establishment, taxonomic isolation and species – area relationships. *Journal of Animal Ecology*, 55, 841–860.
- Lee C.S., Cho H.J., Yi H., 2004. Stand dynamic of introduced black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantation under different disturbance regimes in Korea. *Forest Ecology and Management*, 189, 281–293.
- Levine J.M., Adler P.B., Yelenik S.G., 2004. A meta-analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, 7, 975–989.
- Lichstein J.W., Simons T.R., Franzreb K.E., 2002. Landscape effects on breeding songbird abundance in managed forests. *Ecological Applications*, 12, 836–857.
- Lonsdale W.M., 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80, 152–153.
- Lozon J.D., MacIsaac H.J., 1997. Biological invasions: are they dependent on disturbance? *Environmental Reviews*, 5, 131–144.
- Łukasiewicz A., 1989. Wpływ katastrofalnej suszy w latach 1982–1983 na drzewa i krzewy w ogrodzie botanicznym UAM na terenie miasta Poznania. *Wiadomości Botaniczne*, 33, Warszawa-Kraków, zeszyt 1, wkładka nr 5; *Biuletyn Ogrodów Botanicznych, Muzeów i Zbiorów* 5/89.
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Macicka T., Wilczyńska W., 1988. Lasy liściaste Ścinawskiego Obniżenia Odry. *Acta Universitatis Wratislaviensis* 974, *Prace Botaniczne*, 40, 131–171.
- Macicka T., Wilczyńska W., 1990. Zbiorowiska leśne wschodniej części Wału Trzebnickiego (Wzgórza Trzebnickie, Twardogórskie, Ostrzeszowskie). *Acta Universitatis Wratislaviensis* 1156, *Prace Botaniczne*, 44, 39–140.
- Macicka-Pawlik T., Wilczyńska W., 1995. Szata roślinna projektowanego rezerwatu „Uroczysko Wrzosa” koło Wołowa (Studium florystyczno-fitosocjologiczne). *Acta Universitatis Wratislaviensis* 1735, *Prace Botaniczne*, 64, 121–194.
- Macicka-Pawlik T., Wilczyńska W., 1997. Geobotaniczna charakterystyka Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy” na Dolnym Śląsku. *Przegląd Przyrodniczy*, 8 (4), 47–64.

- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M., Bazzaz F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10 (3), 689–710.
- Manly B.F.J., 1990. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. Chapman and Hall, London.
- Mapa przeglądowa siedlisk, 2005. Nadleśnictwo Wołów, Obręb Dębno. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych we Wrocławiu, stan na 1 stycznia 2005, skala 1: 25000.
- Maron J.L., Vilà M., 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *Oikos* 95 (3), 361–373.
- Marquis D.A., 1990. Black cherry *Prunus serotina* Ehrh. [in:] *Silvics of forest trees in the United States*. R.M. Burns, B.H. Honkala (eds.). Agriculture Handbook 654, Volume 2: Hardwoods, United States Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC, 594–604.
- Martens N., 1991. Houtvesterij Bree 1891–1991. [Forestry in Bree 1891–1991] (in Dutch) Waters en Bossen, Bree, Belgium.
- Martin F.N., Loper J.E., 1999. Soilborne plant diseases caused by *Pythium* spp. Ecology, epidemiology and prospects for biological control. *Critical Reviews in Plant Science*, 18, 111–181.
- Martin P.H., Canham, C.D. Marks P.L., 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 142–149.
- Matuszkiewicz J.M., 1993. Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski. *Prace Geograficzne*, 158, 5–107.
- Matuszkiewicz J.M., 2007a. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M. (red.), 2007b. Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski. Monografie IGiPZ PAN, 8, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz J., 1973. Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski. Cz. 2. Bory sosnowe, *Phytocoenosis*, 2 (4), 273–356.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M., 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland – a checklist, [in:] *Biodiversity of Poland 1*. Mirek Z. (eds.), W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Science, Kraków.
- Mitchell C.E., Agrawal A.A., Bever J.D., Gilbert G.S., Huffbauer R.A., Klironomos J.N., 2006. Biotic interactions and plant invasions. *Ecology Letters*, 9, 726–740.
- Mitchell C.E., Power A.G., 2003. Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*, 421, 625–627.
- Mulligan G.A., Munro D.B., 1981. The biology of Canadian weeds. 51. *Prunus virginiana* L. and *P. serotina* Ehrh. *Canadian Journal of Plant Science*, 61, 977–992.
- Muys B., Maddelein D., Lust N., 1992. Ecology, practice and policy of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) management in Belgium. *Silva Gandavensis*, 57, 28–45.
- Nawrot A., Nejman M., Bielinis E., Bulaj B., Robakowski P., 2010. The influence of black cherry (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) leaf extract on biomass allocation and growth of sessile oak seedlings (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), [in:] *From biotechnology to environment protection – interdisciplinary meeting of young naturalists: 5th international conference*, 25–27 November 2010, Zielona Góra, Polska (abstrakt).

- Nielsen E., Walker J., Semones W., Lei T., Clinton D., 1999. Inhibition of seedling survival under *Rhododendron maximum* (Ericaceae): could allelopathy be a cause? *American Journal of Botany*, 86 (11), 1597–1605.
- Novotny V., Miller S.E., Cizek L., Leps J., Janda M., Basset Y., Weiblen G.D., Darrow K., 2003. Colonising aliens: caterpillars (Lepidoptera) feeding on *Piper aduncum* and *P. umbellatum* in rainforests of Papua New Guinea. *Ecological Entomology*, 28, 704–716.
- Nowakowska K., Halarewicz A., 2006a. Coleoptera found on neophyte *Prunus serotina* (Ehrh.) within forest community and open habitat. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 9 (1), 05.
- Nowakowska K., Halarewicz A., 2006b. *Prunus serotina* (Ehrh.) – new food resource for polyphagous Lepidoptera. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 9 (1), 13.
- Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H., 2003. Census catalogue of Polish mosses. *Institute of Botany of the Polish Academy of Sciences, Kraków.*
- Olaczek R., 1972. *Formy antropogenicznej degeneracji leśnych zbiorowisk roślinnych w krajobrazie rolniczym Polski Niżowej.* Wydawnictwo UŁ, Łódź.
- Olaczek R., 1974a. Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis*, 3 (3/4), 179–190.
- Olaczek R., 1974b. Etapy pinetyzacji grądu. *Phytocoenosis*, 3 (3–4), 201–214.
- Ossiannilsson F., 1981. The Auchenorrhyncha (Homoptera) of Fennoscandia and Denmark. Part 2: The families Cicadidae, Cercopidae, Membracidae, Cicadellidae (excl. Deltocephalinae). *Fauna Entomologica Scandinavica* 7 (2), 223–593.
- Packer A., Clay K., 2000. Soil pathogens and spatial patterns of seedling mortality in a temperate tree. *Nature*, 404, 278–281.
- Packer A., Clay K., 2003. Soil pathogens and *Prunus serotina* seedlings and sapling growth near conspecific trees. *Ecology*, 84, 108–119.
- Pacyniak C., 1981. *Robinia akacja Robinia pseudoacacia* L. w warunkach środowiska leśnego w Polsce. *Roczniki AR Poznań. Rozprawy Naukowe.*
- 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.* Ph. D. dissertation, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgium.
- Pairon M., Chabrierie O., Mainer Casado C., Jacquemart A.L., 2006a. Sexual regeneration traits linked to black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) invasiveness. *Acta Oecologia*, 30, 238–247.
- Pairon M., Jonard M., Jacquemart A.L., 2006b. Modeling seed dispersal of black cherry, an invasive forest tree: how microsatellites may help. *Canadian Journal of Forest Research*, 36, 1385–1394.
- Pairon M., Petitpierre B., Campbell M., Guisan A., Broennimann O., Baret P.V., Jacquemart A.L., Besnard G., 2010. Multiple introductions boosted genetic diversity in the invasive range of black cherry (*Prunus serotina*; Rosaceae). *Annals of Botany*, 105 (6), 881–90.
- Pianka E.R., 1970. On r- and K-selection. *American Naturalist*, 104, 592–597.

- Piernik A., 2008. Metody numeryczne w ekologii na przykładzie zastosowań pakietu MVSP do analiz roślinności. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
- 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.
- Piotrowska H., 1966. Rośliny naczyniowe wysp Wolina i południowo-wschodniego Uznamu. *Poznańskie Tow. Przyj. Nauk. Wydz. Mat.-Przyr.*, Pr. 30, 1–283.
- Piotrowska H., Żukowski W., Jackowiak B., 1997. Rośliny naczyniowe Słowińskiego Parku Narodowego. Pr. Zakład Taksonomii Roślin UAM.
- Plan Urządzenia Lasu Nadleśnictwa Wołów obręb Dębno na okres 1.01.2005–31.12.2014. Opis taksacyjny lasu wg stanu na 1.01.2005 r., Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Brzegu.
- 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.
- Pokojska U., 1986. Rola próchnicy w kształtowaniu odczynu, właściwości buforowych i pojemności jonowymiennej gleb leśnych. *Roczniki Gleboznawcze*, 60 (2), 5–16.
- Putz F.E., Brokaw V.L., 1989. Sprouting of broken trees on Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*, 70, 508–512.
- Reinhart K.O., Packer A., Van der Putten W.H., Clay K., 2003. Plant-soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. *Ecology Letters*, 6, 1046–1050.
- Reinhart K.O., Royo A.A., Van der Putten W.H., Clay K., 2005. Soil feedback and pathogen activity in *Prunus serotina* throughout its native range. *Journal of Ecology*, 93, 890–898.
- Reynolds H.L., Packer A., Bever J.D., Clay K., 2003. Plant-microbe-soil interactions as drivers of plant community structure and dynamics. *Ecology*, 84, 2281–2291.
- Richardson D.M., Pyšek P., 2006. Plant invasions-merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30, 409–431.
- 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.
- Ridenour, W.M., Callaway, R.M., 2001. The relative importance of allelopathy in interference: the effects of an invasive weed on a native bunchgrass. *Oecologia*, 126, 444–450.
- Rutkowski L., 2007. Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Sądej W., Bieniek A., Kawecki Z., 2003. Szkodliwość kwieciaka pestkowca *Furcypus recitrostris* L. na czeremsze późnej *Prunus serotina* Ehrh. *Zeszyty Naukowe Instytutu Sadownictwa i Kwiaciarnictwa*, 11, 65–70.
- Sanford N.K., Harrington R.A., Fownes J.H., 2003. Survival and growth of native and alien woody seedlings in open and understorey environments. *Forest Ecological Management*, 183, 377–385.
- Sartori F., 1988. *Prunus serotina* Ehrh. en Italie. *Colloques phytosociologiques*, 14, 185–217.

- Schmuck A., 1957. Regiony termiczne województwa wrocławskiego. *Czasopismo Geograficzne*, 28 (3–4), 273–285.
- Schupp E.W., 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Vegetatio*, 107/108, 15–29.
- 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.
- Siciński J.T., 1992. Amerykańskie rośliny uprawne w Polsce., [w:] *Rośliny pochodzenia amerykańskiego zadomowione w Polsce*. M. Ławrynowicz, A.U. Warcholińska (red.), Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Szlakami Nauki, 19, 151–180.
- Sienkiewicz J., 2010. Koncepcje bioróżnorodności – ich wymiary i miary w świetle literatury. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 45, 7–21.
- Silvertown J.W., 1982. *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman, London.
- 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.
- Smreczyński S., 1966. Klucze do oznaczania owadów Polski. Chrząszcze – Coleoptera. Ryjkowce – Curculionidae – podrodziny Otiorhynchinae, Brachyderinae. Zeszyt 98 b. PWN, Warszawa.
- Smreczyński S., 1972. Klucze do oznaczania owadów Polski. Chrząszcze – Coleoptera. Ryjkowce – Curculionidae – podrodzina Curculionidae. Zeszyt 98 d. PWN, Warszawa.
- Sobik M., 2005. Klimat, [w:] *Przyroda Dolnego Śląska*. J. Fabiszewski (red.), Polska Akademia Nauk Oddział we Wrocławiu, 39–57.
- Stanisz A., 2006. Przystępny kurs statystyki z zastosowaniem STATISTICA PL na przykładach z medycyny. Tom 1. Statystyki podstawowe.
- Stanosz G.R., 1992. Effect of cherry leaf spot on nursery black cherry seedlings and potential benefits from control. *Plant Disease*, 76, 602–604.
- 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*, [in:] *Species conservation: A population-biological approach*. A Seitz., V. Loeschcke, (eds.), Birkhauser Verlag, Basel, 171–184.
- Starfinger U., 1997. Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe, [in:] *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. J. H. Brock, M. Wade, P. Pysek, D. Green (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, 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.
- Starfinger U., 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Prunus serotina*. Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species: www.nobanis.org.
- StatSoft Inc. 2009. STATISTICA (data analysis software system), version 9.0. www.statsoft.com.
- Strayer D.L., Eviner V.T., Jeschke M.J., Pace M.L., 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 645–651.

- Strong D.R., 1974. The insects of British trees: community equilibration in ecological time. *Annals of the Missouri Botanical Gardens*, 61, 692–701.
- Strong D.R., McCoy E.D., Rey J., 1977. Time and the number of herbivore species: the pests of sugarcane. *Ecology*, 58, 167–175.
- Stypiński P., 1977. Odnowianie się czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) w lasach na Pojezierzu Mazurskim. *Sylvan*, 10, 47–57.
- Stypiński P., 1979. Stanowiska czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) w lasach państwowych Pojezierza Mazurskiego. *Rocznik Dendrologiczny*, 32, 191–204.
- Suszka B., 1967. Studia nad spoczynkiem i kiełkowaniem nasion różnych gatunków z rodzaju *Prunus* L. Arboretum Kórnickie. *Rocznik* 12, 221–281.
- Symonides E., 2007. *Ochrona przyrody*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Systematyka Gleb Polski. 1989. *Roczniki gleboznawcze*. PTG, 40, 3/4.
- Szafer W., Kulczyński S., Pawłowski B., 1986. *Rośliny Polskie*. PWN, Warszawa.
- Szczepański J., Szczepańska X., 1992. Charakterystyka fizjograficzna Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”, [w:] Dokumentacja projektowanego Parku Krajobrazowego „Dolina Jezierzycy”. W. Jankowski (red.), *Wojewódzki Konserwator Przyrody*, Wrocław.
- Szwagrzyk J., 2000. Potencjalne korzyści i zagrożenia związane z wprowadzaniem do lasów obcych gatunków drzew. *Sylvan*, 2, 99–106.
- Ter Braak C.J.F., Prentice I.C., 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18, 272–317.
- Ter Braak C.J.F., Šmilauer P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca NY, USA.
- Tilman D., 1990. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos*, 58, 3–15.
- Tokarska-Guzik B., 2001. The history of studies of invasive alien plants in Poland, [in:] *Plant invasions: Species ecology and ecosystem management*. G. Brundu, J. Brock, L. Camarada, L. Child, M. Wade (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 245–254.
- Tokarska-Guzik B., 2003. The expansion of some alien plant species (neophytes) in Poland, [w:] *Plant invasions: Ecological treats and management solutions*. L.E. Child, J.H. Brock, G. Brundu, K. Prach, P. Pysek, P.M. Wade, M. Williamson (ed.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 147–167.
- Tokarska-Guzik B., 2005a. The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland. *Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, rozprawa habilitacyjna*.
- Tokarska-Guzik B., 2005b. Invasive ability of kenophytes occurring in Poland: a tentative assessment, [in:] *Biological invasions – from ecology to control*. W. Nentwig, S. Bacher, M.J.W. Cock, H. Dietz, A. Gigon, R. Wittenberg (eds.), *Neobiota* 6, 47–65.
- Tokarska-Guzik B., 2009. Globalizacja w świecie roślin zagrożeniem dla bioróżnorodności, [w:] *Problemy środowiska i jego ochrony*. Nakonieczny M., Miguła P. (red.), Centrum Studiów nad Człowiekiem i Środowiskiem, Uniwersytet Śląski, Katowice, 17, 93–110.

- Tokarska-Guzik B., Bzdega K., Koszela K., 2007. Zróżnicowanie gatunkowe flory i zagrożenia wywołane inwazyjnymi gatunkami roślin na obszarze chronionego krajobrazu polsko-czeskich meandrów Odry, [w:] Przyrodnicze wartości polsko-czeskiego pogranicza jako wspólne dziedzictwo Unii Europejskiej. J.A. Lis, M.A. Mazur (red.), Centrum studiów nad Bioróżnorodnością, Katedra Biosystematyki, Uniwersytet Opolski, Opole, 151–166.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., 2004. Rośliny obcego pochodzenia – udział i rola w szacie roślinnej Opolszczyzny, [w:] Ochrona szaty roślinnej Śląska Opolskiego. A. Nowak, K. Spalek (red.), Wydawnictwo Uniwersytetu Opolskiego, Opole, 277–303.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zajac M., Urbisz A., Danielewicz W., 2011. Identyfikacja i kategoryzacja roślin obcego pochodzenia jako podstawa działań praktycznych, [w:] Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej. Z. Kącki., E. Stefańska-Krzaczek (red.), Acta Botanica Silesiaca, 6, 23–53.
- Tokarska-Guzik B., Urbisz A., Urbisz A., Węgrzynek B., Nowak T., Pasierbiński A., 2008. Regional scale assessment of alien plant invasions: a case study for the Silesian Upland (southern Poland), [in:] Plant Invasions: Human perception, ecological impacts and management. B Tokarska-Guzik, J.H. Brock, G. Brundu, L. Child, C.C Daehler & P. Pyšek (eds.), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 171–188.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A., 1990. Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych. PWRiL, Warszawa, 5–133.
- Tutin T.G., Burges N.A., Webb D.A., Walters S.M., Heywood V.H., Moore D.M., Valentine D.H., 1996. Flora Europaea 2: Rosaceae to Umbelliferae. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tüxen R., Ellenberg H., 1937. Der systematische und ökologische Gruppenwert. Ein Beitrag zur Begriffsbildung und Methodik der Pflanzensoziologie. Mitt. Flor.-Soz. Arbeitsgem., 3, 171–184.
- Tyszkiewicz S., 1949. Nasiennictwo leśne. IBL, Warszawa.
- Urban J., 1998. A contribution to the knowledge of a chrysomelid beetle (= *Phytodecta quinquepunctata* F. (Chrysomelidae, Coleoptera). Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendeleianae Brunensis, 46 (1), 7–23.
- Urban J., Tatarinov F., Nadezhkina N., Čermák J., Ceulemans R., 2009. Crown structure and leaf area of the understorey species *Prunus serotina*. Trees, 23, 391–399.
- Van den Tweed P.A., Eijsackers H., 1987. Black cherry, a pioneer species or ‘forest pest’. Proceedings of the Royal Dutch Academy of Sciences, 90, 59–66.
- Van der Maarel E., 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. Vegetatio, 39, 97–114.
- Vanderhoeven S., Dassonville N., Meerts P., 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. Plant and Soil, 169–179.
- Vanhellemont M., 2009. Present and future population dynamics of *Prunus serotina* in forests in its introduced range. PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium.
- 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.

- Verheyen K., Vanhellemont M., Stock T., Martin H., 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.
- Vitousek P.M., 1990. Biological invasions and ecosystem processes: towards an integration of population biology and ecosystem studies. *Oikos*, 57 (1), 7–13.
- Vitousek P.M., D’Atonio C.M., Loope L.L. Westbrooks R., 1996. Biological invasions as global enviromental change. *American Science*, 84, 218–228.
- Wagner D.L., 2005. Caterpillars of Eastern North America: A guide to identification and natural history. Princeton Field Guides, Princeton University Press, Princeston.
- Warchałowski A., 1994. Fauna Polski. Fauna Poloniae. Chrysomelidae – Stonkowate (Insecta: Coleoptera). Część IV. PWN, Warszawa.
- Watkinson A.R., Harper J.L., 1978. The demography of a sand dune annual: *Vulpia fasciculata*. I. The natural regulation of populations. *Journal of Ecology*, 66, 15–33.
- Webster C.R., Nelson K., Wangen S.R., 2005. Stand dynamics of an invasive tree, *Acer platanoides*. *Forest Ecology and Management*, 208, 85–99.
- Wein K., 1930. Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. *Mitteilungen der Deutschen Dendrologischen Gesellschaft*, 42, 137–163.
- 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.
- Wimmer W., Winkel W., 2000. Zum Auftreten von *Goniomena quinquepunctata* (Fabr.) (Coleoptera, Chrysomelidae) an *Prunus serotina* Ehrh. und der Nestlingsnahrung hohlenbrütender Singvogel im Emsland – Braunsch. Naturkundl. Schr., 6 (1), 131–138.
- Wolfe L.M., 2002. Why alien invaders succeed: support for the escape-from-enemy hypothesis. *American Naturalist*, 160, 705–711.
- Zajac A., Zajac M. (red.), 2001. Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce. Distribution atlas of vascular plants in Poland. Edited by Laboratory of Somputer Chorology, Institute of Botany, Jagiellonian University, Cracow.
- Zajac A., Zajac M., Tokarska-Guzik B., 1998. Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. *Phytocenosis N.S.*, 10 Suppl. *Cartogr. Geobot.*, 9, 107–116.
- Zajac A., Zajac M., Zemanek B. (red.) 2003. Phytogeographical problems of synanthropic plants. Istitute of Botany, Jagiellonian University, Cracow.
- Zajac M., 1992. Stosunki geobotaniczne południowej części Kotliny Oświęcimskiej i zachodniej części Pogórza Śląskiego. Cz. IV. Antropogeniczne przemiany flory. *Zesz. Nauk. UJ, Prace Botaniczne*, 24, 57–70.
- Zajac M., Zajac A., 2003. Różnorodność gatunkowa – rośliny naczyniowe i inne, [w:] Różnorodność biologiczna Polski. R. Andrzejewski, A. Weigle (red.), Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa, 67–82.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelağ Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. Instytut Botaniki PAN im. W. Szafera, Kraków.
- Żukowski W., Latowski K., Jackowiak B., Chmiel J., 1995. Rośliny naczyniowe Wielkopolskiego Parku Narodowego. *Prace Zakładu Taksonomii Roślin UAM w Poznaniu*, Bogucki Wyd. Naukowe, 4, 1–229.

Właściwości ekologiczne i skutki rozprzestrzeniania się czeremchy amerykańskiej *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh. w wybranych fitocenozach leśnych

S t r e s z c z e n i e

Badania nad obcymi przedstawicielami flory, jak również prace poświęcone szeroko pojętemu procesowi synantropizacji szaty roślinnej, są w Polsce prowadzone już od dawna. Wciąż jednak niewiele jest wieloaspektowych badań w kontekście zagrożenia, jakie obce gatunki mogą stwarzać dla rodzimej przyrody. Skłoniło to autorkę do podjęcia prac badawczych nad introdukowaną z Ameryki Północnej czeremchą amerykańską *Padus serotina*, która wprowadzona do nasadzeń na ubogich siedliskach leśnych, stała się niezwykle ekspansywnym składnikiem rodzimych zbiorowisk roślinnych.

Celem pracy było określenia wpływu czynników zewnątrz- i wewnątrzpopulacyjnych na wzrost i rozwój populacji *P. serotina* w różnych fitocenozach leśnych. Kolejnym zagadnieniem analizowanym w ramach niniejszego opracowania była charakterystyka zmian zachodzących w ekosystemach leśnych zdominowanych przez czeremchę amerykańską.

Badania prowadzono w latach 2008–2010 w Parku Krajobrazowym „Dolina Jezierzycy” na terenie Nadleśnictwa Wołów (Dolny Śląsk). Na wybranym terenie w pięciu typach siedliskowych lasu wytypowano łącznie 13 obiektów badawczych różniących się udziałem *Padus serotina* w podszycie drzewostanów. W każdym z obiektów badawczych wyznaczono po 30 powierzchni badawczych (10x10 m). Posłużyły one do zliczania osobników *P. serotina* w czterech grupach wiekowych, na 15 z nich wykonano zdjęcia fitosocjologiczne oraz pomiary oświetlenia, a z wybranych 4 powierzchni badawczych w każdym obiekcie pobrano próby glebowe. Niezależnie od głównego kierunku badań, w jednym z obiektów przez dwa sezony wegetacyjne, 2009 i 2010, prowadzono systematyczne badania entomologiczne i mikologiczne czeremchy amerykańskiej.

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że spośród pięciu typów siedliskowych lasu, bór mieszany świeży i las mieszany świeży stwarzają najlepsze warunki do naturalnego odnawiania się populacji *P. serotina*. Pomimo szerokiej amplitudy ekologicznej omawianej rośliny w odniesieniu do żyzności podłoża, występowanie *P. serotina* w lesie mieszanym wilgotnym prawdopodobnie jest ograniczone przez duże uwilgotnienie gleby. W borze mieszanym wilgotnym silnie rozwinięta warstwa zielna, a w borze sosnowym świeżym warstwa mszysza, ograniczają rozprzestrzenianie się czeremchy amerykańskiej.

We wszystkich fitocenozach leśnych wykazano wpływ oświetlenia na rozwój populacji *P. serotina*. Wpływ ten jest jednocześnie uzależniony od fazy rozwojowej rośliny. Stwierdzono, że omawiana roślina jest zasiedlana przez przedstawicieli roślinożernej entomofauny, spośród której gatunek *Gonioctena quinquepunctata* najbardziej efektywnie wpływa wiosną na zmniejszenie zielonej masy *P. serotina*. Natomiast silne uszkodzenie blaszek liściowych czeremchy amerykańskiej w późniejszym okresie jest spowodowane głównie przez objawy chorobowe wywołane występowaniem *Monilinia seaveri*.

W wieloletnich populacjach *P. serotina*, niezależnie od oddziaływań środowiska, zaznacza się wpływ czynników wewnątrzpopulacyjnych. Jednym z nich jest zmiana struktury wiekowej populacji oraz klonalnej propagacji gatunku wraz ze wzrostem zagęszczenia tego neofita w fitocenozie. Pod wpływem czynników siedliskowych i populacyjnych obserwuje się u omawianego gatunku rośliny zdolność do zmiany strategii życiowych podczas rozwoju osobniczego.

Czeremcha amerykańska w pierwszej kolejności uzyskuje przewagę w fitocenozach zniekształconych w wyniku silnej antropopresji. Do podstawowych zmian zachodzących w zespołach *Leucobryo-Pinetum* i *Quercu roboris-Pinetum*, zdominowanych przez *P. serotina*, należy zmniejszenie różnorodności warstwy mszystej i runa, w następstwie zacielenia dna lasu. Uwzględniając ogólne tendencje rozwojowe zbiorowisk leśnych, stwierdzono, że badany gatunek rośliny przyczynia się do zaniku *Pleurozium schreberi*, *Dicranum polysetum* i ograniczenia występowania *Deschampsia flexuosa*. Postępujące zaburzenie stosunków wewnętrznych w zbiorowiskach z przewagą *P. serotina* może sprzyjać wkraczaniu gatunków obcych ekologicznie danej fitocenozie, w tym innych roślin inwazyjnych.

Słowa kluczowe: *Padus serotina*, *Prunus serotina*, czeremcha amerykańska, roślina obcego pochodzenia, gatunek inwazyjny, ekosystemy leśne

Ecological traits and the consequences of dispersal of the black cherry, *Padus serotina* (Ehrh.) Borkh., in selected forest phytocenoses

S u m m a r y

Research on alien plant species as well as studies dedicated to the broadly understood subject of the synanthropization process of plants have been conducted in Poland for a considerable time. However, there are still few multifaceted studies dealing with the peril that the alien plant species bring to the native natural environment. This incited the author of this study to undertake research on the black cherry, *Padus serotina*, the species which, once introduced to Poland from North America and massively planted in poor forest habitats, gradually became a notorious, extremely expansive component of the native plant communities.

The aim of the study was to determine the effect of extra- and intrapopulation factors on the growth and development of the populations of *P. serotina* in different forest phytocenoses. Another issue addressed within the research framework is the characterization of the alterations observed in forest ecosystems that are dominated by the black cherry.

The study was carried out between 2008 and 2010 within the Jezierzycza Valley National Park, Wołów Forest Division (Lower Silesia). Within the park, in five types of forest habitat, 13 observation sites were designated altogether, all characterized by different percentage cover of *P. serotina* in the understorey of their canopies. In each observation site, 30 plots of 10 square metres size were marked out in order to classify *P. serotina* individuals within them into four age groups. Half of the plots in each observation site were selected for taking the phytosociological relevés and light measurements. Soil samples were taken from 4 selected plots on each observation site. Independently of the main research work, on one of the observation sites a systematic entomological and mycological research of the black cherry was conducted during the vegetative periods of 2009 and 2010.

Based on the conducted research it has been found that out of the five studied habitat types of forest, the fresh mixed coniferous forest and the fresh mixed deciduous forest provide the best conditions for the natural regeneration of *P. serotina* populations. Irrespective of the broad ecological amplitude of the studied plant with regard to soil fertility, the occurrence of *P. serotina* in wet mixed deciduous forest is probably restrained by its high soil moisture content. The fully developed herb layer of the wet mixed coniferous forest, as well as the moss layer in the fresh coniferous forest, both restrict the expansion of the black cherry.

In all forest phytocenoses the lighting conditions affected the development of the *P. serotina* population. At the same time, this effect was dependent on the phenological stage of the plant. It was found that *P. serotina* was populated by representatives of herbivore insect fauna, of which the leaf beetle, *Gonioctena quinquepunctata*, had been causing the most apparent reduction in the plant's green mass in the spring time. On the other hand, the large extent of the leaf blade damage observed on black cherry later in the season was the result of the incidence of *Monilinia seaveri*.

In the established populations of *P. serotina*, intrapopulation factors act regardless of the environmental impact. These factors affect the species age structure and its clonal propagation, both of them directly dependent on the increase of the kenophyte density in phytocenosis. While affected by the environmental and population factors, the investigated species shows an ability to continuously alter its growth strategies during individual development.

In the first instance the black cherry gains dominance in the phytocoenoses disturbed by human impact. Among the most apparent changes that occur in *Leucobryo-Pinetum* and *Quercus robur-Pinetum*, associations dominated by *P. serotina* is the biodiversity loss in the moss layer and in the understorey. The phenomenon is the direct consequence of shading the forest floor by the neophyte.

While respecting the generally recognized development tendencies of forest communities it was nevertheless demonstrated that the investigated species contributes to the disappearance of *Pleurozium schreberi* and *Dicranum polysetum* and to the reduction of the abundance of *Deschampsia flexuosa*. Progressing internal disturbance in forest communities dominated by *P. serotina* may result in further encroachment of plant species that are alien to particular phytocoenoses, with other invasive species in their number.

Key words: *Padus serotina*, *Prunus serotina*, black cherry, alien plant, invasive species, invasion, forest ecosystems

ZAŁĄCZNIKI

Siedlisko boru świeżego (BŚW1) – zespół *Leucobryo-Pinetum*
Habitat of fresh coniferous forest (BŚW1) – association of *Leucobryo-Pinetum*

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Data: dzień – Date: day	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04	04
miesiąc – month	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07
rok – year	2009														
Lokalizacja – Location	Nadleśnictwo Wołów – Wołów Division														
Oddział i wydzielenie – Section and subsection	135 i														
Powierzchnia zdjęcia [m ²] – Relevé area	100														
Pokrycie warstwy drzew a [%] Cover of tree layer a	65	70	45	70	65	45	40	20	35	40	65	70	85	85	75
Pokrycie warstwy drzew a ₁ [%] Cover of tree layer a ₁	–	3	3	–	–	–	–	3	3	3	–	–	–	–	–
Pokrycie warstwy krzewów b [%] Cover of shrub layer b	5	15	20	5	3	15	5	5	5	5	5	5	20	15	5
Pokrycie warstwy zielnej c [%] Cover of herb layer c	40	35	35	35	30	20	30	15	20	2	5	15	5	15	10
Pokrycie warstwy mszystej d [%] Coverage of moss layer d	80	80	85	80	75	75	75	70	75	75	45	85	75	85	85
Liczba gatunków w zdjęciu Number of species in relevé	10	9	11	9	9	11	8	11	10	6	9	11	11	9	8
	S														

Załącznik 1 cd.
Appendix 1 cont.

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S
ChAAss: <i>Leucobryo-Pinetum</i> et ChAlI:																	
<i>Dicrano-Pinion</i>																	
<i>Fagus sylvatica</i>		.	+	+	I
		+	2.1	2.1	.	.	2.1	.	+	.	+	.	.	2.1	2.1	+	IV
		+	+	.	I
<i>Deschampsia flexuosa</i>		3.3	3.3	3.3	3.3	3.2	2.2	3.3	2.2	2.2	2.2	1.2	2.2	1.2	2.2	2.2	IV
<i>Luzula pilosa</i>		.	.	+	.	.	1.1	+	1.1	+	.	.	II
<i>Leucobryum glaucum</i>		.	+	+	1.2	1.2	+	1.1	+	1.1	.	1.2	+	1.1	1.2	+	V
ChO: <i>Cladonio-Vaccinietaletia</i> et ChCl:																	
<i>Vaccinio-Piceetea</i>																	
<i>Pinus sylvestris</i>		4.4	4.4	3.4	4.4	4.4	3.4	3.3	2.2	3.2	3.4	4.4	4.4	5.4	5.4	4.4	V
		+	.	+	I
		+	+	1.1	.	.	.	+	1.1	.	.	.	+	.	.	1.1	III
		.	.	+	+	.	.	.	+	.	+	+	II
<i>Vaccinium myrtillus</i>		+	2.2	+	2.2	.	2.2	.	1.2	1.2	.	.	1.2	+	1.2	.	IV
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		1.2	.	.	1.2	.	.	.	1.2	.	.	.	+	.	1.2	.	II
<i>Pleurozium schreberi</i>		5.4	5.4	4.4	5.4	4.4	4.4	4.4	4.4	4.4	4.4	3.4	5.4	4.4	5.4	5.4	V

Numer kolejiny zdjęcia – Serial number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S
<i>Dicranum polysetum</i>	.	+	2.2	.	+	+	.	1.2	.	+	+	+	1.2	.	+	IV
Gatunki towarzyszące – Companions:																
<i>Padus serotina</i>	.	.	+	1.1	.	.	+	+	1.1	1.1	.	.	.	+	.	III
	+	+	.	2.1	.	.	1.1	.	+	+	.	+	+	.	+	III
<i>Betula pendula</i>	.	.	+	I
	.	.	2.2	.	+	+	I
	+	.	+	+	I
	+	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	+	+	.	.	III
<i>Quercus petraea</i>	.	.	+	+	+	I
<i>Quercus robur</i>	+	.	.	.	+	+	I
<i>Quercus rubra</i>	+	.	.	.	+	+	.	I
<i>Calluna vulgaris</i>	+	.	+	.	.	.	+	+	.	.	II
<i>Festuca ovina</i>	1.2	1.2	+	II
<i>Leucobryum juniperoides</i>	.	+	.	1.2	1.2	I
Gatunki sporadyczne – Sporadic species: <i>Carex ericetorum</i> 6, 12 (+).																

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
ChO: <i>Cladonio-Vaccinietaletia</i> et ChO: <i>Vaccinio-Piceetalia</i> et ChCl: <i>Vaccinio-Piceetea</i>																	
<i>Pinus sylvestris</i>		a	4.4	3.4	5.4	4.4	2.2	3.2	1.2	3.3	2.2	4.4	5.4	4.4	5.5	3.4	V
		a ₁	1.1	.	1.1	1.1	.	.	1.1	.	.	1.1	.	+	+	1.1	III
		c	+	.	+	+	II
<i>Picea abies</i>		a ₁	.	1.1	.	1.1	.	.	1.2	1.1	.	2.2	II
		b	2.2	+	2.2	1.1	+	+	1.2	.	2.2	.	.	2.2	.	3.2	IV
		c	+	+	.	+	.	.	+	.	+	II
<i>Vaccinium myrtillus</i>			2.3	2.4	.	1.1	1.2	2.4	2.4	1.3	2.4	2.1	.	2.2	+	1.2	V
<i>Pleurozium schreberi</i>		d	3.4	3.3	4.4	3.3	5.5	5.4	3.4	4.4	3.3	3.4	3.2	3.3	3.4	3.3	V
<i>Dicranum scoparium</i>		d	.	.	1.2	+	+	.	1.2	.	+	+	+	+	+	1.1	IV
Gatunki towarzyszące – Companions:																	
<i>Padus serotina</i>		a ₁	.	.	2.1	1.1	I
		b	2.1	1.1	1.1	1.1	2.1	.	2.1	2.2	2.1	.	1.1	1.1	.	1.1	IV
		c	1.1	+	2.1	1.1	1.1	+	+	2.2	1.1	.	+	+	1.1	1.2	V
<i>Quercus robur</i>		a ₁	.	1.1	.	.	.	1.1	.	.	.	2.2	I
		b	.	2.1	.	+	.	+	.	1.1	.	1.1	II
		c	.	+	.	.	.	+	.	+	+	II
<i>Betula pendula</i>		a ₁	1.1	.	1.1	.	.	.	+	1.1	+	II
		b	.	+	.	.	+	.	+	II
<i>Larix decidua</i>		a ₁	2.2	.	1.1	I
		b	.	.	.	1.1	1.1	.	+	.	1.1	II
		c	.	.	.	+	+	.	+	.	+	II
<i>Quercus petraea</i>		c	+	+	+	II
<i>Maianthemum bifolium</i>			II
<i>Hieracium murorum</i>			II
<i>Dryopteris carthusiana</i>			1.3	.	+	.	.	1.1	.	+	.	II
<i>Athyrium filix-femina</i>			.	.	.	+	II
<i>Polytrichum formosum</i>		d	1.1	I
			I
			.	1.2	1.2	1.1	.	I
Gatunki sporadyczne – Sporadic species: <i>Peridium aquilinum</i> 7 (1.1).																	

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S
ChO: <i>Cladonio-Vaccinietalia</i> et ChCl: <i>Vaccinio-Piceetea</i>																
<i>Pinus sylvestris</i>	2.2	3.3	3.2	2.2	2.2	2.2	1.2	2.2	1.2	1.2	2.2	3.3	3.2	4.4	3.2	V
	.	.	.	1.1	1.1	I
	+	I
	+	I
	1.1	2.2	.	1.1	.	1.1	1.2	.	.	.	II
	+	I
<i>Vaccinium myrtillus</i>	4.4	3.3	4.5	5.5	3.3	5.5	4.5	4.4	4.3	5.4	3.3	4.5	4.4	3.3	4.4	V
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	+	.	.	.	1.1	+	.	.	1.2	+	1.1	+	.	+	+	III
<i>Pleurozium schreberi</i>	1.2	2.2	1.2	3.3	2.2	+	.	3.3	2.3	1.2	+	1.2	1.2	.	+	V
<i>Dicranum polysetum</i>	.	1.2	.	.	+	.	+	+	.	.	1.2	+	+	+	.	III
<i>Dicranum scoparium</i>	+	.	1.2	+	.	.	.	+	.	+	.	1.2	+	.	.	III
ChO: <i>Fagetalia sylvaticae</i> et ChCl: <i>Quercu-Fagetea</i>																
<i>Poa nemoralis</i>	+	.	.	+	+	I
<i>Dryopteris filix-mas</i>	1.2	1.2	I
Gatunki towarzyszące – Companions:																
<i>Padus serotina</i>	1.1	1.1	.	.	.	+	I
	+	.	.	.	+	+	I
<i>Frangula alnus</i>	2.1	2.1	.	.	2.2	1.1	.	.	2.1	.	3.2	2.2	2.1	3.2	2.2	IV
	+	.	+	.	+	.	.	.	+	II
	1.1	1.1	I
	2.2	.	.	2.3	I
	+	.	.	+	I
<i>Molinia caerulea</i>	.	1.2	1.2	.	1.2	I
<i>Pteridium aquilinum</i>	1.2	.	.	1.1	+	I
<i>Polytrichum formosum</i>	.	1.1	.	2.2	+	1.2	.	.	+	.	.	II
<i>Polytrichum commune</i>	1.1	.	+	I
Gatunki sporadyczne – Sporadic species: <i>Calamagrostis epigejos</i> 3, 4 (+), <i>Hylocomium splendens</i> 12 d (+), <i>Melica nutans</i> 4, 7 (1.2).																

Siedlisko lasu mieszanego świeżego (LMŚW1) – zespół *Quercus roboris-Pinetum*
Habitat of fresh mixed deciduous forest (LŚW1) – association of *Quercus roboris-Pinetum*

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Data: dzień – Date: day		6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
miesiąc – month		07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07
rok – year		2010														
Lokalizacja – Location		Nadleśnictwo Wołów – Wołów Division														
Oddział i wydzielenie – Section and subsection		219 g														
Powierzchnia zdjęcia [m ²] – Relevé area		100														
Pokrycie warstwy drzew a [%] – Cover of tree layer a		40	35	40	50	40	25	30	25	25	15	40	70	65	70	70
Pokrycie warstwy drzew a ₁ [%] – Cover of tree layer a ₁		–	–	–	20	–	–	10	10	–	–	10	5	5	5	20
Pokrycie warstwy krzewów b [%] – Cover of shrub layer b		20	65	40	5	5	20	35	15	20	35	5	10	5	10	40
Pokrycie warstwy zielnej c [%] – Cover of herb layer c		20	25	10	20	25	35	25	10	25	10	10	15	10	25	10
Pokrycie warstwy mszystej d [%] – Coverage of moss layer d		5	5	20	5	5	–	45	20	10	–	5	–	–	–	5
Liczba gatunków w zdjęciu – Number of species in relevé		12	12	12	11	10	13	10	12	10	10	10	10	9	10	8
DAss: <i>Quercus roboris-Pinetum</i> et DSAll:																
<i>Dicrano-Pinion</i> et ChAll: <i>Dicrano-Pinion</i>																
<i>Sorbus aucuparia</i>	b	1.1	1.1	.	.	+	1.1	.	.	1.1	1.1	.	+	.	.	.
	c	+	+	.	.	.	+	.	.	+	+	+	+	.	.	.
<i>Corylus avellana</i>	b	.	.	2.1	+	.	.	2.1	1.1	2.1
	c	+	.	+	.	.	+	+	+	+
<i>Luzula pilosa</i>	+	.	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	.	.	1.1	.	+
<u>ChO: <i>Cladonia-Vaccinietalia</i> et ChCl: <i>Vaccinio-Piceetea</i></u>																
<i>Pinus sylvestris</i>	a	3.3	3.2	3.3	3.4	3.3	2.2	3.2	2.2	2.2	2.1	3.3	4.4	4.3	4.4	4.4
	a ₁	1.1	.	.	.	1.1	1.1	.	+	.
	c	+	.	+	+	+	.	.	.	+	+	+	+	.	.	.
<i>Pleurozium schreberi</i>	d	1.2	+	2.3	1.2	.	.	3.3	2.3	1.2	.	.	.	1.2	1.2	.
<i>Dicranum polysetum</i>	d	+	1.2	.	.	1.2	.	.	+	.	.	1.2	.	.	.	1.2

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S	
ChO: <i>Fagetalia sylvaticae</i> et ChCl: <i>Quercus-Fageteta</i>																		
<i>Anemone nemorosa</i>		1.1	.	+	.	.	.	1.2	1.2	.	1.1	+	III	
<i>Viola reichenbachiana</i>		+	.	+	.	.	+	.	.	1.1	+	1.1	+	+	.	+	III	
<i>Ficaria verna</i>		.	.	.	1.2	2.2	2.2	1.1	II	
<i>Poa nemoralis</i>		.	1.1	+	+	.	.	.	I	
Gatunki towarzyszące – Companions:																		
<i>Padus serotina</i>		b	2.1	2.2	1.2	.	1.1	2.2	1.2	+	2.2	2.2	.	1.1	+	1.2	.	IV
<i>Quercus robur</i>		c	1.1	1.1	+	.	+	.	1.1	+	+	1.1	+	1.2	1.1	1.1	.	V
<i>Betula pendula</i>		a ₁	.	.	2.2	1.1	2.2	II
<i>Carpinus betulus</i>		b	3.2	2.2	I
<i>Rubus sp.</i>		c	+	+	.	.	+	+	.	II
<i>Dryopteris carthusiana</i>		a ₁	1.1	1.1	.	.	.	+	.	.	II	
<i>Deschampsia flexuosa</i>		b	I
<i>Matantherum bifolium</i>		b/c	+	I
<i>Oxalis acetosella</i>			2.2	1.2	1.2	I
<i>Veronica officinalis</i>			1.1	1.2	+	+	1.1	+	1.2	1.1	1.1	.	.	II
<i>Calamagrostis arundinacea</i>			2.2	.	1.2	2.2	1.2	.	.	2.2	.	1.2	.	.	.	+	.	III
<i>Pteridium aquilinum</i>			.	+	+	+	.	1.1	+	.	2.2	1.2	.	III
<i>Hieracium murorum</i>			+	+	.	.	.	1.1	+	+	+	II
<i>Polytrichum formosum</i>			2.2	+	.	.	.	+	.	.	.	II
Gatunki sporadyczne – Sporadic species: <i>Carex pallescens</i> 2, 3 (+), <i>Stellaria media</i> 14, 15 (2.1).		d	+	I
			+	1.1	I

Siedlisko lasu mieszanego wilgotnego (LMW1) – zespół *Galio sylvatici-Carpinetum betuli*
Habitat of wet mixed deciduous forest (LMW1) – association of *Galio sylvatici-Carpinetum betuli*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé	29	29	29	29	26	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
Data: dzień – Date: day	06	06	06	06	06	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	
miesiąc – month	2009															
rok – year	2009															
Lokalizacja – Location	Nadlesnictwo Wołów – Wołów Division															
Oddział i wydzielenie – Section and subsection	102 b															
Powierzchnia zdjęcia [m ²] – Relevé area	100															
Pokrycie warstwy drzew a [%] – Cover of tree layer a	35	65	45	70	70	35	35	35	50	35	55	45	50	60	80	
Pokrycie warstwy drzew a ₁ [%] – Cover of tree layer a ₁	80	5	20	15	30	85	50	60	25	5	5	–	10	65	10	
Pokrycie warstwy krzewów b [%] – Cover of shrub layer b	20	30	10	55	60	5	10	5	5	20	–	30	65	35	5	
Pokrycie warstwy zielnej c [%] – Cover of herb layer c	90	50	60	65	80	45	55	55	45	50	85	70	60	65	15	
Pokrycie warstwy mszystej d [%] – Coverage of moss layer d	–	5	–	5	5	–	–	–	–	–	5	15	5	–	–	
Liczba gatunków w zdjęciu – Number of species in relevé	27	18	21	29	31	22	24	21	22	23	21	27	34	27	19	
ChAAss: <i>Galio sylvatici-Carpinetum betuli</i> et ChAll:																
<i>Carpinion betuli</i>																
<i>Carpinus betulus</i>	a	2.2	I
	a ₁	3.3	.	.	.	4.4	.	4.4	1.1	.	1.1	.	1.2	2.2	1.2	III
	b	.	1.2	.	.	+	.	+	.	.	1.1	2.2	+	+	+	III
	c	+	+	.	.	+	+	+	+	.	.	+	.	.	.	III
	b	+	.	.	.	I
	c	+	.	.	.	I
		1.2	+	+	.	.	+	.	.	1.2	.	1.2	.	1.1	+	III
<i>Melampyrum nemorosum</i>		.	.	.	1.2	.	.	.	+	I
<i>Galium schultesii</i>		1.2	.	.	.	+	+	III
<i>Chaerophyllum temulentum</i>		II
<i>Stellaria holostea</i>		+	.	.	.	1.2	.	.	+	+	

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S
<u>ChAII: Alno-Ulmion (Alno-Padion)</u>																	
	<i>Prunus padus</i>	1.1	.	.	.	2.2	I
		2.2	1.1	.	1.2	1.2	.	.	.	+	.	+	+	1.1	.	.	III
		+	.	+	+	+	+	+	+	.	.	+	+	+	.	.	IV
	<i>Circaea lutetiana</i>	1.1	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	+	+	+	+	III
	<i>Carex remota</i>	+	+	+	.	.	.	I
	<i>Gagea lutea</i>	+	1.1	.	.	I
<u>ChO: Fagetalia sylvatica et ChCl: Quercio-Fagetea</u>																	
	<i>Fraxinus excelsior</i>	1.1	1.1	2.2	.	.	.	I
		1.1	.	.	.	+	1.2	1.1	.	I
		.	.	.	+	+	1.1	.	.	.	I
		.	.	.	+	+	+	+	.	.	.	I
	<i>Corylus avellana</i>	.	1.2	+	2.2	3.3	4.5	3.3	.	4.4	.	.	III
		.	.	.	+	+	+	.	.	.	I
	<i>Anemone nemorosa</i>	2.2	1.1	+	2.2	3.3	+	.	+	+	1.1	3.3	3.3	.	2.3	2.2	V
	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	1.1	.	+	+	1.2	1.2	.	+	+	1.1	3.3	3.3	2.3	.	.	IV
	<i>Galeobdolon luteum</i>	3.2	.	.	.	2.2	.	.	.	3.2	.	3.3	1.1	3.3	.	1.1	III
	<i>Adoxa moschatellina</i>	.	.	.	+	1.2	+	1.2	.	.	II
	<i>Aegopodium podagraria</i>	.	.	.	1.1	1.1	.	.	.	1.2	+	1.1	1.1	2.2	.	.	III
	<i>Melica nutans</i>	+	.	.	1.2	1.2	2.2	+	.	.	.	1.2	+	1.1	+	+	IV
	<i>Viola reichenbachiana</i>	+	.	+	+	1.1	.	+	+	.	+	1.1	.	1.1	.	+	IV
	<i>Poa nemoralis</i>	1.2	.	1.1	.	+	+	1.2	+	.	.	.	1.2	+	.	.	III
	<i>Ranunculus auricomus</i>	.	.	+	+	.	+	.	+	.	+	II
	<i>Stachys sylvatica</i>	1.2	+	.	1.2	I

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S
Gatunki towarzyszące – Companions:																	
<i>Quercus robur</i>	a	2.2	3.2	3.3	4.4	3.2	2.1	.	.	1.1	1.1	3.2	2.2	3.3	1.1	4.3	V
	a ₁	3.2	.	2.2	2.2	1.1	1.1	.	.	.	3.2	1.1	III
	c	.	.	.	+	+	.	I
<i>Sorbus aucuparia</i>	a ₁	1.1	2.2	I
	b/c	+	+	1.1	.	.	.	+	+	+	.	+	III
<i>Betula pendula</i>	a	1.1	.	+	2.2	1.1	.	1.1	1.1	1.1	3.3	.	1.1	.	.	1.1	IV
<i>Ulmus minor</i>	a	2.2	3.3	I
	a ₁	.	1.1	.	.	1.1	.	.	.	1.1	I
<i>Tilia cordata</i>	b	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	II
	c	1.1	.	.	.	+	.	.	.	+	I
	a	1.1	.	.	.	2.2	I
	a ₁	I
<i>Alnus glutinosa</i>	b/c	+	2.2	.	1.1	.	.	I
	a ₁	1.1	.	+	.	.	I
<i>Pinus sylvestris</i>	a ₁	1.1	1.1	2.2	2.2	.	.	II
	a	2.2	3.2	2.2	3.3	3.2	.	II
<i>Picea abies</i>	a ₁	1.1	I
	b	+	1.1	.	+	.	.	.	+	.	II
<i>Quercus petraea</i>	a ₁	1.2	3.2	3.3	.	I
	b/c	+	+	+	.	I

Numer kolejny zdjęcia – Serial number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	S
<i>Padus serotina</i>	•	•	1.1	•	•	•	•	•	1.1	•	•	•	•	•	•	I
<i>Sambucus nigra</i>	•	1.1	+	+	+	+	1.1	1.1	+	+	+	+	+	+	+	V
<i>Rubus sp.</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	I
<i>Oxalis acetosella</i>	1.2	•	•	•	•	3.4	1.1	•	•	•	•	•	•	3.3	•	II
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1.1	+	+	•	+	+	+	1.1	2.2	2.2	1.1	•	+	1.1	+	IV
<i>Maianthemum bifolium</i>	•	•	•	1.1	+	•	+	+	1.1	1.1	+	1.1	1.2	1.1	+	IV
<i>Luzula pilosa</i>	•	+	•	+	•	+	+	+	+	+	•	•	•	•	+	IV
<i>Impatiens parviflora</i>	2.2	1.2	•	3.3	1.1	•	+	•	•	•	•	+	+	•	•	III
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	•	•	+	+	•	•	+	+	1.1	•	1.2	•	•	•	III
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	•	•	•	•	1.2	2.2	+	+	+	•	•	+	•	•	III
<i>Deschampsia flexuosa</i>	•	+	2.2	+	•	+	2.2	1.1	•	+	•	•	•	1.1	•	III
<i>Holcus mollis</i>	•	+	2.2	•	•	•	1.2	+	1.2	•	•	•	•	2.2	•	II
<i>Pteridium aquilinum</i>	•	•	•	•	•	•	•	3.3	•	+	•	•	•	2.3	•	II
<i>Geranium robertianum</i>	•	•	•	+	+	•	•	•	•	+	•	•	1.1	+	•	II
<i>Urtica dioica</i>	1.2	•	•	•	+	•	•	•	•	•	•	•	+	•	•	II
<i>Glechoma hederacea</i>	3.3	•	+	1.2	•	•	•	•	•	•	•	•	+	•	•	II
<i>Mnium hornum</i>	•	•	•	+	•	•	•	•	•	•	+	1.2	•	•	•	II
<i>Melampyrum pratense</i>	•	•	•	1.1	•	•	•	+	•	•	•	•	•	+	•	I
<i>Geum rivale</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	+	•	•	•	•	I
<i>Allium oleraceum</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	+	•	+	•	•	I
<i>Lysimachia vulgaris</i>	•	•	+	1.2	•	•	•	•	•	•	+	•	•	•	•	I
<i>Ajuga reptans</i>	•	•	•	+	+	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	I
Gatunki sporadyczne – Sporadic species: <i>Agrostis capillaris</i> 4, 5 (+), <i>Carex hirta</i> 3 (+), <i>Carex pallescens</i> 5, 6 (+), <i>Carex pilulifera</i> 5, 6 (+), <i>Dryopteris dilatata</i> 7 (+), <i>Equisetum palustre</i> 2 (+), <i>Equisetum silvaticum</i> 9 (+), <i>Galeopsis tetrahit</i> 1, 7 (+), <i>Polytrichum formosum</i> 2d, 5d (+), <i>Stellaria nemorum</i> 6, 7 (+)																