

RADOŚLAW PUCHAŁKA, DARIUSZ PŁĄCHOCKI

Roślinność naturalna acidofilnej dąbrowy oraz plantacji sosny, daglezi i buka w rezerwacie Dąbrowa Krzymowska (Puszcza Piaskowa)

Natural vegetation of acidophilous oak forest and Scots pine, Douglas fir and beech plantations in the Dąbrowa Krzymowska nature reserve (Piaskowa Forest)

ABSTRACT

Puchałka R., Płachocki D. 2014. Roślinność naturalna acidofilnej dąbrowy oraz plantacji sosny, daglezi i buka w rezerwacie Dąbrowa Krzymowska (Puszcza Piaskowa). Sylwan 158 (3): 212-220.

Phytosociological relevés from a natural acidophilous oak forest *Calamagrostio-Quercetum*, as well as Scots pine, Douglas fir and beech plantations located in the same habitat were analysed. Our investigations did not confirm the negative effect of Scots pine on biodiversity. We observed a decline of species number with the decrease of light availability. The undergrowth biodiversity in the oak forest was reduced by the presence of beech the most. The observed quantitative and qualitative differences among the compared forests resulted from the combined effects of light availability, the character of plant litter, agrotechnical works, as well as dispersal abilities of plant species.

KEY WORDS

Calamagrostio arundinaceae-Quercetum, forest plantations, nature protection

ADDRESSES

Radosław Puchałka – e-mail: puchalka@umk.pl

Dariusz Płachocki – e-mail: plachocki@tlen.pl

Katedra Geobotaniki i Planowania Krajobrazu; Uniwersytet Mikołaja Kopernika; ul. Lwowska 1; 87-100 Toruń

Wstęp

Rezerwat Dąbrowa Krzymowska powołano Zarządzeniem... [1985] w celu „zachowania fragmentu naturalnej acidofilnej dąbrowy z wieloma formami pomnikowymi sosny i dębami o rzadkiej formie korowiny”. Ochroną objęto pozostałość dawnego, dębowego kompleksu leśnego Puszczy Piaskowej [Zaręba 1979]. Drzewostany dębowe w rezerwacie stanowią jeden z najlepiej zachowanych fragmentów zespołu *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum* w Europie [Zaręba 1979, 1986; Pawlaczyk, Kujawa-Pawlaczyk 1999]. Kwaśne dąbrowy, jako siedlisko przyrodnicze (kod 9190), podlegają ochronie w ramach programu Natura 2000 [Pawlaczyk 2012]. Flora rezerwatu jest uboga, typowa dla centralnoeuropejskich acidofilnych lasów dębowych. W 2005 roku na jego obszarze stwierdzono 99 gatunków roślin naczyniowych i 19 gatunków mszaków. Najcenniejszym składnikiem rezerwatu jest starodrzew dębowy, którego wiek oszacowano na 350-400 lat [Friedrich, Stec 2000]. Stare okazy charakteryzują się głęboko spękaną perydermą, w postaci pręg biegnących od szyi korzeniowej po środek korony drzewa. Osobniki posiadające tę cechę odznaczają się znaczną gonnością pnia, stąd od dawna są obiektem zainteresowania leśników [Zaręba 1979, 1986]. Z inicjatywy prof. Stefana Friedricha do rezerwatu włączono w celach badawczych

wydzielenia z litymi drzewostanami sosnowymi i daglezwowymi oraz powierzchni z dominacją buka. Obecność naturalnych oraz sztucznych drzewostanów czyni z Dąbrowy Krzymowskiej obiekt o wyjątkowych wartościach do badań nad regeneracją zespołu *Calamagrostio-Quercetum* pod sztucznymi drzewostanami oraz nad wpływem obcego geograficznie gatunku – daglezi zielonej – i niepożądaną na siedliskach kwaśnych dąbrów sosny pospolitej [Pawlaczyk 2012]. Powszechnie uważa się, że uprawy gatunków iglastych w lasach liściastych powodują zmniejszenie bioróżnorodności oraz borowacenie siedlisk [Olaczek 1974a, b; Ratyńska i in. 2011; Pawlaczyk 2012]. Pomimo obecnego nacisku na renaturalizację drzewostanów, negatywne skutki uprawy obcych ekologicznie gatunków drzew nie są dostatecznie udokumentowane, a wyniki niektórych badań nie potwierdzają jednoznacznie ich destrukcyjnego wpływu na środowisko leśne [Załuski, Gawenda 1999; Jasińska i in. 2006; Ratyńska i in. 2011]. Inne prace wskazują, że uprawa sosny zwyczajnej jest obojętna dla zachowania różnorodności biologicznej i gatunków ten nie powoduje niekorzystnych zmian w środowisku glebowym [Czerepko 2001, 2004a, b, 2005]. Literatura dotycząca tego zagadnienia, pomimo jego istotnego znaczenia dla ochrony przyrody i gospodarki leśnej, jest uboga.

Celem niniejszej pracy jest porównanie roślinności naturalnego zespołu *Calamagrostio-Quercetum* z wprowadzonymi na siedlisku tego zespołu monokulturami sosny zwyczajnej, daglezi i buka.

Teren badań

Położenie rezerwatu wyznaczają współrzędne geograficzne 52°57'37"E; 14°16'37"N. Rezerwat Dąbrowa Krzymowska leży na zachodnim krańcu makroregionu Pojezierza Pomorskiego, w mezoregionie Pojezierza Myśliborskiego, w sąsiedztwie mezoregionu Doliny Dolnej Odry, zaliczanego do makroregionu Pobrzeża Szczecińskiego. Obejmuje on fragment najwyższego wzniesienia Wzgórz Krzymowskich i Pojezierza Myśliborskiego – Zwierzyniec (167 m n.p.m.) [Kondracki 2002]. Obszar rezerwatu obejmuje pododdziały 133c, 133d, f, g, h oraz 117f w obrębie Piasek, w Nadleśnictwie Chojna RDLP w Szczecinie. Jego powierzchnia wynosi 34,86 ha. W rezerwacie występują gleby rdzawe właściwe, gleby rdzawe bielcowe, gleby rdzawe brunatne, gleby bielcowe właściwe, gleby brunatne kwaśne i gleby płowe właściwe [Pakalski i in. 2005]. Wydzielenia 117f, 133c1, c2, h obejmują naturalne drzewostany dębowe. Dąb bezszypułkowy rozmieszczony jest w biogrupach. Najstarsze okazy oszacowano na XIX klasę wieku. W pododdziałach tych występuje w niewielkiej domieszce ustępująca sosna w X klasie wieku. Pododdziały 133d, f obejmują plantacje sosny w III-IV klasie wieku, a 133g – daglezi w IV klasie wieku. W wydzieleniach 133f oraz 133g występują także niewielkie skupienia buka w IV klasie wieku [Pakalski i in. 2005].

Materiały i metody

Badania fitosocjologiczne wykonano metodą Braun-Blanqueta w ramach prac na potrzeby planu ochrony rezerwatu [Pakalski i in. 2005]. Łącznie wykonano 35 zdjęć fitosocjologicznych o stałej powierzchni 225 m². Nomenklaturę syntaksonomiczną przedstawiono według Matuszkiewicza [2001]. Zdjęcia fitosocjologiczne zarchiwizowano w bazie fitosocjologicznej zielnika TRN, w programie TURBOVEG [Hennekens, Schaminee 2001]. Analizy statystyczne zdjęć oraz oszacowanie czynników środowiskowych wykonano za pomocą programu JUICE 7 [Tichy 2002], z zaimplementowaną bazą liczb wskaźnikowych dla roślin centralnej Europy [Ellenberg i in. 1992]. Nomenklaturę roślin naczyniowych podano według Mirka i in. [2002], a nazwy mszaków za Ochyrą i in. [2003] oraz Szweykowskim [2006].

Wyniki

Pomiędzy analizowanymi typami drzewostanów występują znaczne różnice w strukturze wiekowej oraz pokryciu gatunków lasotwórczych w poszczególnych warstwach roślinności (tab. 1). Wysoką zmienność pokrycia warstw drzewostanu stwierdzono w naturalnej dąbrowie, gdzie osobniki dębu tworzą zróżnicowane wiekowo biogrupy. W warstwie krzewów i warstwie zielnej gatunek ten występuje nielicznie. Drzewostany sosnowe są wyrównane pod względem wieku oraz zwarcia koron. Sosna w rezerwacie nie odnawia się. Drzewostany daglezjowe silnie różniły się pod względem zwarcia koron. W zdjęciach fitosocjologicznych pod drzewostanem daglezjowym nie stwierdzono siewek ani podrostu tego gatunku. Siewki daglezji występują pod drzewostanami sosnowymi i dębowymi. Skupienia buka charakteryzują się niewielkimi różnicami w pokryciu górnej warstwy drzewostanu. Gatunek ten rzadko występuje w warstwie krzewów, zaś liczny jest w warstwie zielnej. Z największą stałością występuje pod okapem osobników macierzystych oraz daglezji. Warstwa krzewów najwyższe wartości osiąga pod drzewostanami dębowymi i tworzą ją głównie osobniki dębu bezszypułkowego. Pod okapem pozostałych 3 gatunków jest słabo wykształcona. Pokrycie warstwy zielnej waha się w szerokich granicach. Najwyższe średnie wartości osiąga pod okapem sosny, następnie dębu, daglezji i buka. Warstwa mszysta obficie występuje pod drzewostanami sosnowymi. Wartości jej pokrycia pod okapem daglezji wahają się w dużym zakresie. Pod drzewostanami dębowymi udział mszaków jest niewielki. Pod okapem buka mchów nie stwierdzono. Najwyższą średnią liczbę gatunków odnotowano pod drzewostanami sosnowymi (11,4), nieco niższe pod daglezjowymi (8,7), następnie dębowymi (7,7) i bukowymi (1,0).

Naturalny dominant dla zespołu *Calamagrostio-Quercetum*, tj. dąb bezszypułkowy, w górnej warstwie drzewostanu w naturalnych płatach zespołu występuje z czwartym stopniem stałości (tab. 1). W warstwie podrostu osiąga trzeci stopień stałości i maksymalną ilościowość – 3. Pod okapem sosny siewki dębu osiągają trzeci stopień stałości, a pod daglezją – drugi. Siewek dębu nie stwierdzono na powierzchniach zdominowanych przez buk. W żadnym ze zdjęć fitosocjologicznych sosna nie wystąpiła w runie ani w warstwie krzewów. Siewek daglezji nie stwierdzono pod okapem tego gatunku oraz buka. Występują one pod drzewostanami dębowymi z pierwszą klasą stałości i sosnowymi z drugą klasą stałości. Buk zwyczajny jako składnik runa pod drzewostanem dębowym i sosnowym wystąpił w drugiej klasie stałości, w wydzieleniu z daglezją z piątą klasą stałości, a pod bukiem z czwartą klasą stałości. Pozostałe, spontanicznie występujące gatunki drzew i krzewów, za wyjątkiem jarzębu pospolitego i brzozy brodawkowatej, odnotowanych także pod sosną, stwierdzono wyłącznie pod okapem dębu. Istotne różnice wystąpiły w składzie gatunkowym i relacjach ilościowych gatunków runa. Pod drzewostanami dębowymi i sosnowymi z piątą klasą stałości występował *Calamagrostis arundinacea* – jeden z najliczniejszych składników runa. Przy tym jego ilościowość w naturalnych dąbrowach była niższa niż pod okapem sosny. Ze znacznie mniejszym pokryciem występował pod okapem daglezji. Pod okapem buka nie stwierdzono tego gatunku. Częściej i liczniej pod sosną niż pod dębem występował *C. epigejos* i *Rubus idaeus*. Z kolei *Vaccinium myrtillus* była najczęstszym i najliczniej występującym gatunkiem pod okapem dębu. Pod drzewostanami sosnowymi wystąpiła z drugą klasą stałości, a pod okapem daglezji i buka nie stwierdzono tego gatunku. Z większą ilościowością pod drzewostanami sosnowymi i daglezjowymi występowały *Deschampsia flexuosa* i *Dryopteris carthusiana*. Wyłącznie w naturalnej dąbrowie stwierdzono kilka innych gatunków zielnych, między innymi *Convallaria majalis*, *Maianthemum bifolium* i *Polygonatum odoratum*. W warstwie mszystej w naturalnych dąbrowach gatunki mszaków występowały w większości

Tabela 1.

Roślinność w naturalnej dąbrowie acidofilnej (Dbb) oraz pod drzewostanami sosnowymi (So), dagleżjowymi (Dg) i bukowymi (Bk)

Vegetation of native acidophilous oak forest (Dbb) and Scots pine (So), Douglas fir (Dg) and beech (Bk) stands

	Dbb	So	Dg	Bk
Liczba zdjęć	24	5	3	3
Pokrycie warstwy a ₁ [%]	31,7±27,3	52,0±8,4	63,3±29,3	71,7±10,4
Pokrycie warstwy a ₂ [%]	33,8±31,0	0,0±0,0	0,0±0,0	26,7±23,1
Pokrycie warstwy b [%]	15,4±14,7	0,2±0,4	0,0±0,0	3,3±2,9
Pokrycie warstwy c [%]	71,7±25,1	94,0±6,5	27,0±41,6	0,7±0,6
Pokrycie warstwy d [%]	1,3±1,8	49,0±19,5	30,3±51,7	0,0±0,0
Średnia liczba gatunków w zdjęciu	7,7±3,4	11,4±1,5	8,7±5,0	1,0±0,0
Drzewa i krzewy				
<i>Quercus petraea</i> a ₁	IV ³⁻⁴			
<i>Quercus petraea</i> a ₂	IV ²⁻⁵			
<i>Quercus petraea</i> b	III ¹⁻³			
<i>Quercus petraea</i> c	IV ⁺¹	III ⁺	II ⁺	
<i>Pinus sylvestris</i> a ₁	I ¹⁻²	V ³⁻⁴		
<i>Pseudotsuga menziesii</i> a ₁			V ³⁻⁵	
<i>Pseudotsuga menziesii</i> c	I ⁺	II ⁺		
<i>Fagus sylvatica</i> a ₁				V ⁴⁻⁵
<i>Fagus sylvatica</i> a ₂				II ³
<i>Fagus sylvatica</i> b	I ¹			IV ¹
<i>Fagus sylvatica</i> c	II ⁺¹	II ⁺	V ⁺	IV ⁺¹
<i>Betula pendula</i> c		II ⁺	II ⁺	
<i>Sorbus aucuparia</i> b	I ¹⁻²	I ¹		
<i>Sorbus aucuparia</i> c	I ⁺¹	I ⁺		
<i>Malus sylvestris</i> c	I ⁺			
<i>Padus avium</i> c	I ⁺¹			
<i>Padus serotina</i> c	I ⁺			
<i>Prunus spinosa</i> c	I ^r			
<i>Pyrus communis</i> c	I ^r			
Rośliny zielne				
<i>Agrostis capillaris</i>	I ⁺	I ⁺		
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	V ¹⁻⁴	V ⁴⁻⁵	IV ¹⁻⁴	
<i>Calamagrostis epigejos</i>	I ⁺	II ¹		
<i>Carex pilulifera</i>	II ⁺¹			
<i>Convallaria majalis</i>	II ¹			
<i>Dactylis polygama</i>	I ⁺¹			
<i>Deschampsia flexuosa</i>	II ⁺¹	V ⁺²	IV ⁺²	
<i>Dryopteris carthusiana</i>	I ¹	V ⁺¹	II ¹	
<i>Fallopia convolvulus</i>	I ⁺			
<i>Hepatica nobilis</i>	I ⁺			
<i>Hieracium laevigatum</i>	I ⁺¹			
<i>Hieracium murorum</i>	I ⁺			
<i>Luzula campestris</i>	I ⁺			
<i>Luzula pilosa</i>	II ⁺¹			
<i>Maianthemum bifolium</i>	I ¹			
<i>Melampyrum pratense</i>	I ⁺			
<i>Moehringia trinervia</i>	I ⁺	I ⁺		

Tabela 1. c.d.

	Dbb	So	Dg	Bk
<i>Oxalis acetosella</i>	I ¹		V ¹⁻²	
<i>Polygonatum odoratum</i>	I ⁺			
<i>Pteridium aquilinum</i>	II ⁺³	I ⁺	V ⁺¹	
<i>Rubus idaeus</i>	I ⁺	IV ⁺¹		
<i>Rumex acetosella</i>		I ⁺		
<i>Stellaria media</i>	I ⁺			
<i>Vaccinium myrtillus</i>	V ⁺⁵	II ¹⁻⁴		
Mszaki				
<i>Bartramia pomiformis</i>	I ⁺			
<i>Brachythecium rutabulum</i>		I ⁺		
<i>Dicranella heteromalla</i>	I ⁺		II ⁺	
<i>Dicranella</i> sp.	I ^r			
<i>Dicranum polysetum</i>		I ¹		
<i>Dicranum scoparium</i>	I ⁺	I ⁺		
<i>Hypnum cupressiforme</i>	IV ⁺¹	I ⁺	IV ⁺³	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	I ⁺			
<i>Plagiomnium rostratum</i>			II ⁺	
<i>Plagiothecium curvifolium</i>		I ¹		
<i>Pleurozium schreberi</i>		III ⁺¹		
<i>Pohlia nutans</i>	I ⁺		IV ⁺	
<i>Polytrichastrum formosum</i>	I ⁺		II ¹	
<i>Pseudoscleropodium purum</i>	I ⁺	V ¹⁻⁴	II ³	
<i>Scurio-hypnum oedipodium</i>	I ⁺	II ⁺³		

I-V – frekwencja wyrażona w klasach 5-stopniowej skali stałości; 1-5, +, r – ilościowość w skali Braun-Blanqueta
 I-V – frequency in classes of 5-staged stability classification; 1-5, +, r – abundance according to Braun-Blanquet

z pierwszym stopniem stałości. Jedyńm częstym składnikiem był *Hypnum cupressiforme*. W obfitej warstwie mszyszej pod okapem sosny najczęściej i najliczniej występował *Pseudoscleropodium purum*, następnie *Pleurozium schreberi* i *Scurio-hypnum oedipodium*. Udział pozostałych gatunków był nieznaczny. Pod okapem dąglezji stwierdzono częstsze i obfitsze niż pod dębem i sosną występowanie *Dicranella heteromalla*, *Hypnum cupressiforme*, *Pohlia nutans* i *Polytrichastrum formosum*.

Pod drzewostanami dębowymi panuje lekkie zacinienie. Wskaźnik termiczny i wilgotnościowy przyjmują przeciętne wartości. Gleby są umiarkowanie zasobne w nutryenty i silnie zakwaszone (tab. 2). Pod okapem sosny wskaźnik świetlny przyjmuje wyższe wartości. Odczyn podłoża i żyzność są porównywalne z drzewostanami dębowymi. Pod drzewostanem dąglezjowym obserwuje się niższe wartości wskaźnika świetlnego i termicznego. Wilgotność i odczyn podłoża w stosunku do drzewostanów dębowych przyjmują porównywalne wartości. W drzewostanie bukowym stwierdzono najsilniejsze zacinienie oraz wartości wskaźnika uwilgotnienia porównywalne z drzewostanami dębowymi, sosnowymi i dąglezjowymi. Z powodu obecności w zdjeciach fitosocjologicznych na tych powierzchniach wyłącznie buka, który ma szeroki zakres tolerancji w stosunku do pH oraz żyzności podłoża, nie określono wartości tych czynników pod okapem tego gatunku.

Dyskusja

Drzewostany dębowe w rezerwacie obejmują typowo wykształcone płyty zespołu *Calamagrostio-Quercetum* [Matuszkiewicz 2001]. Przeprowadzona analiza pozwoliła na obiektywne oszacowanie różnic pomiędzy naturalną dąbrową a plantacjami sosny zwyczajnej, dąglezji i buka. Badane

powierzchnie nie różniły się w sposób istotny pod względem wskaźnika żyzności oraz odczynu gleby (tab. 2). Wynik nie potwierdza powszechnie panującego poglądu, że gatunki iglaste działają destrukcyjnie na środowisko glebowe poprzez obniżenie pH [Olaczek 1974a, b; Ratyńska i in. 2011; Pawlaczyk 2012]. Uzyskany wynik jest zgodny z rezultatami analiz Czerepki [2001, 2004a, b, 2005]. Gatunki stwierdzone pod sztucznymi drzewostanami zawierają się w naturalnej puli acidofilnych dąbrów, zgodnie z charakterystyką zbiorowiska według Matuszkiewicza [2001]. Brak wpływu nasadzeń kilku obcych gatunków iglastych na strukturę syntaksonomiczną runa potwierdziły także badania Cyzmana i in. [2012]. Według analizy czynników środowiskowych (tab. 2) obserwowane różnice w liczbie gatunków, ich frekwencji i ilościowości (tab. 1) są najprawdopodobniej efektem zróżnicowanych warunków świetlnych i termicznych (tab. 2). Większość gatunków acidofilnych lasów liściastych ma dość duże wymagania świetlne [Ellenberg i in. 1992], stąd pod drzewostanami sosnowymi odnotowano wyższą liczbę gatunków niż w naturalnej dąbrowie, a na silniej zacienionych powierzchniach pod okapem dąglezji i buka niższą. Negatywny wpływ zacienienia na różnorodność gatunkową lasów był udokumentowany m.in. przez Kiedrzyńskiego [2008] oraz Krzechowskiego i in. [2010]. Wartość czynnika termicznego jest skorelowana z ilością światła. Jego wysoka wartość w przypadku najsilniej zacieniającego drzewostanu bukowego wynika z obecności wyłącznie buka (gatunek ciepłolubny). Uzyskane wyniki sugerują, że uprawy sosny zwyczajnej na siedliskach acidofilnych dąbrów nie powodują ich zubożenia gatunkowego, a promowany na ubogich siedliskach leśnych buk [Pawlaczyk 2012] znacznie silniej ogranicza różnorodność flory niż dąglezja. Na porównywanych powierzchniach występują znaczne różnice w pokryciu procentowym warstw oraz we frekwencji i ilościowości gatunków (tab. 1). Po części wynika to z zabiegów agrotechnicznych poprzedzających założenie upraw. Orka powoduje usunięcie składników runa. Powtórne kolonizowanie tych powierzchni oraz sukcesja roślinności uzależniona jest w dużej mierze od puli gatunków oraz czasu i zdolności dyspersyjnych gatunków [Jacquemyn i in. 2001; Verheyen, Hermy 2001]. O znaczeniu tych czynników świadczy dominacja w wydzieleniach sosnowych i dąglezjowych gatunków o lekkich propagulach, posiadających zdolność do szybkiej kolonizacji zaburzonych siedlisk, takich jak *Calamagrostis arundinacea*, *Deschampsia flexuosa* i *Dryopteris carthusiana* oraz mchów (tab. 1). Na powierzchniach, gdzie była wykonana orka, nie stwierdzono w zdjęciach fitosocjologicznych niektórych ciężkonasiennych gatunków, rozmnażających się w dużej mierze wegetatywnie, takich jak *Convallaria majalis* i *Polygonatum odoratum* [Hasegawa, Kudo 2005; Braune i in. 2011]. Zabiegi agrotechniczne powodują także zwiększenie dostępu światła i uwolnienie nutrientów [Andrzejczyk, Augustyniak 2007], stąd na powierzchniach tych licznie występują nitrofilne gatunki porębowe, takie jak *Calamagrostis epigejos* i *Rubus idaeus*. Na strukturę roślinności silny wpływ wywiera również ilość oraz kształt zalegającej ściółki [Owen, Sholes 1988; Facelli, Pickett 1991; Kostel-Hughes i in. 1998, 2005]. Zalegające grubą warstwą liście dębu i buka

Tabela 2.

Średnia wartość czynników środowiskowych dla badanych typów drzewostanu
Mean values of ecological factors under four compared stands

Drzewostan	Światło	Temperatura	Wilgotność	Kwasowość gleby	Składniki odżywcze
Dbb	5,5±0,4	5,5±0,2	5,0±0,2	3,3±0,8	3,9±0,5
So	6,0±0,3	5,2±0,2	4,9±0,2	3,3±0,2	4,1±0,3
Dg	4,1±0,8	5,1±0,1	5,0±0,0	3,4±0,3	4,4±0,3
Bk	3,0±0,0	5,0±0,0	5,0±0,0	–	–

prawdopodobnie silnie ograniczają rozwój warstwy mszystej, ponieważ pod sosną i silnie zacienianą daglezią mszaki występowały obficie niż pod drzewostanami liściastymi (tab. 1). Negatywną zależność między grubością warstwy zalegających liści a kiełkowaniem i przeżywalnością siewek, polegającą głównie na ograniczeniu dostępności światła, wykazali między innymi Winn [1985], Kostel-Hughes i in. [1998, 2005] oraz Vellend i in. [2000]. Uwagę zwraca znacznie większa liczebność pod drzewostanami sosnowymi niż pod drzewostanami dębowymi gatunków kępkowych produkujących drobne diaspory, takich jak *Calamagrostis arundinacea*, *Deschampsia flexuosa* i *Dryopteris carthusiana*. Być może rozwój gatunków o tej formie wzrostu jest ograniczany przez ściółkę. Gruba ściółka prawdopodobnie zmniejsza konkurencję ze strony roślin kępkowych, co sprzyja zwiększeniu liczebności roślin kłączowych, takich jak *Convallaria majalis*, *Maianthemum bifolium*, *Polygonatum odoratum*, *Pteridium aquilinum* i *Vaccinium myrtillus* (tab. 1). Obserwacja ta znajduje potwierdzenie w wynikach badań Czerepki [2004], gdzie na siedlisku grądu pod okapem sosny liczniej występowały rośliny kępkowe, a pod drzewostanem liściastym rośliny rozłogowe. Selektywny wpływ ściółki na florę lasu potwierdzają również obserwacje terenowe w Nadleśnictwie Golub-Dobrzyń.

Podsumowanie

Uzyskane wyniki badań nie wyjaśniają w pełni wpływu sosny zwyczajnej, daglezi i buka na strukturę roślinności na siedlisku zespołu *Calamagrostio-Quercetum*. Wskazują jednak, że dotychczasowe poglądy dotyczące wpływu gospodarki leśnej na środowisko oraz oparte na nich wytyczne dotyczące ochrony przyrody wymagają weryfikacji poprzez przeprowadzenie dalszych badań.

Literatura

- Andrzejczyk T., Augustyniak G. 2007. Wpływ przygotowania gleby na wzrost sosny zwyczajnej w pierwszych latach uprawy. Sylwan 151 (8): 3-8.
- Braune S., Lieske M., Frey W., Pfeiffer T. 2011. Vegetative multiplication and spatial genetic structure in patches of *Convallaria majalis*. Plant Div. Evol. 129 (1): 7-26.
- Cyzman W., Barcikowski A., Wojciechowska A. 2012. Wpływ nasadzeń obcych gatunków drzew na strukturę syntaksonomiczną zbiorowisk leśnych. Stu. Mater. Cent. Eduk. Przyn.-Leśn. 14 (4): 259-269.
- Czerepko J. 2001. Spontaniczna regeneracja lasu grądowego z drzewostanem sosnowym w Puszczy Białowieskiej jako metoda renaturyzacji. Przegł. Przyn. 12 (3-4): 91-106.
- Czerepko J. 2004a. Rola drzewostanu sosnowego w rozwoju fitocenozy na siedlisku lasu grądowego. Leśn. Pr. Bad. 4: 77-102.
- Czerepko J. 2004b. Development of vegetation in managed Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands in an oak-lime-hornbeam forest habitat. For. Ecol. Manage. 202: 119-130.
- Czerepko J. 2005. A comparison of the influence of the development of pine (*Pinus sylvestris* L.) and pedunculate oak (*Quercus robur* L.) of organic and humus soil-horizons in the Białowieża Forest, Poland. W: Pierzgałski E. i in. [red.]. Protection of soil and water resources in forestry areas. Forest Research Institute, Warsaw. 25-32.
- Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scr. Geobot. 18: 1-258.
- Facelli J. M., Pickett S. T. A. 1991. Plant Litter: Its Dynamics and Effects on Plant Community Structure. Bot. Rev. 57 (1): 1-32.
- Friedrich S., Stec M., 2000. Struktura drzewostanu w rezerwacie „Dąbrowa Krzymowska” w Cedyńskim Parku Krajobrazowym. W: Bojarczuk, T. Bugała W. [red.]. Bioróżnorodność a synantropizacja zbiorowisk leśnych: 75 lat Polskiego Towarzystwa Dendrologicznego, 125 lat Arboretum Wirty, Materiały Zjazdu Sekcji Dendrologicznej Polskiego Towarzystwa Botanicznego. Wirty 09.06.2000.
- Hasegawa T., Kudo G. 2005. Comparisons of growth schedule, reproductive property and allocation pattern among three rhizomatous *Polygonatum* species with reference to their habitat types. Plant Species Biol. 20: 23-32.
- Hennekens S. M., Schaminee J. H. J. 2001. Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. J. Veg. Sci. 12: 589-591.
- Jacquemyn H., Butaye J., Hermy M. 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. J. Biogeogr. 28: 801-812.

- Jasińska A., Sikorski P., Indeka L., Wierzba M. 2006. Wybrane wskaźniki regeneracji grądów (*Tilio-Carpinetum*) ze sztucznym udziałem drzew iglastych. Rocznik Dendrologiczny 54: 75-81.
- Kiedrzyński M. 2008. The impact of forest management on the flora and vegetation of old oak-stands (An example from The Spała Forest, central Poland). Nature Conservation 65: 51-62.
- Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Kostel-Hughes F., Young T. P., Carreiro M. M. 1998. Forest leaf litter quantity and seedling occurrence along an urban-rural gradient. Urban Ecosystems 2: 263-278.
- Kostel-Hughes F., Young T. P., Wehr J. D. 2005. Effect of leaf litter depth on the emergence and seedling growth of deciduous forest tree species in relation to seed size. J. Torrey Bot. Soc. 132 (1): 50-61.
- Krzehowski J., Piórek K., Falkowski M. 2010. Stan zachowania flory rezerwatu Biele (Nadleśnictwo Sokółów Podlaski) po 20 latach ochrony. Sylwan 154 (6): 429-436.
- Matuszkiewicz J. M. 2001. Zespoły leśne Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J. M. 2008. Regionalizacja geobotaniczna Polski. IGIPIZ, PAN, Warszawa.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W: Mirek Z. [red.]. Biodiversity of Poland 1. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H. 2003. Census catalogue of Polish mosses. W: Mirek Z., Ochyra R. [red.]. Biodiversity of Poland 3. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Olaczek R. 1974a. Kierunki degeneracji fitocenozy leśnych i metody ich badania. Phytocoenosis 3 (3-4): 179-190.
- Olaczek R. 1974b. Etapy pinetyzacji grądu. Phytocoenosis 3 (3-4): 201-214.
- Owen S. W. B., Sholes O. D. V. 1988. Leaf litter effect on plant species composition of deciduous forest treefall pits. Can. J. Forest Res. 18, 553-559.
- Pakalski J., Puchałka R., Nosowicz J. 2005. Materiały podstawowe do planu ochrony rezerwatu Dąbrowa Krzymowska na okres od 01.01.2006 do 31.12.2025. BUEiUL „OPERAT”, Toruń.
- Pawlaczyk P. 2012. 9190 Kwaśne dąbrowy (*Quercetum robori-petraeae*). W: Mróz W. [red.]. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa. 272-291.
- Pawlaczyk P., Kujawa-Pawlaczyk J. 1999. Operat ochrony ekosystemów leśnych Cedyńskiego Parku Krajobrazowego (CD). Wyd. LKP, Świebodzin.
- Ratyńska H., Grodzki M., Waldon B., Wachowiak E. 2011. Introduction of Alien Tree Species and its Influence on Floristical Composition and Vegetation Structure of Acidophilous Oak Forests: The Experimental Plots in the Zielonka Forest. Acta Univ. Lodz, Folia Biol. Oecol. 7: 177-190.
- Tichy L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. J. Veg. Sci. 13: 451-453.
- Vellend M., Lechowicz M. J., Waterway M. 2000. Germination and establishment of forest sedges (*Carex*, *Cyperaceae*): tests for home-site advantage and effect of leaf litter. Am. J. Bot. 87 (10): 1517-1525.
- Verheyen K., Hermy M. 2001. An integrated analysis of the spatio-temporal colonization patterns of forest plant species. J. Veg. Sci. 12 (4): 567-578.
- Winn A. A. 1985. Effects of seed size and microsite on seedling emergence of *Prunella vulgaris* in four habitats. J. Ecol. 73: 831-840.
- Załuski T., Gawenda D. 1999. Antropogeniczne przekształcenia grądu *Tilio-Carpinetum* w warunkach umiarkowanych form gospodarki leśnej w Górznieńsko-Lidzbarskim Parku Krajobrazowym. Przegl. Przyr. 10 (3-4): 111-116.
- Zaręba R. 1979. Nowa forma *Quercus petraea* Liebl. i inne ciekawsze rośliny drzewiaste w Puszczy Piaskowej. Rocznik Dendrologiczny 32: 29-31.
- Zaręba R. 1986. Puszcze, bory i lasy Polski. PWRiL, Warszawa.

SUMMARY

Natural vegetation of acidophilous oak forest and Scots pine, Douglas fir and beech plantation in the Dąbrowa Krzymowska nature reserve (Piaskowa Forest)

Dąbrowa Krzymowska nature reserve contains one of the best preserved fragments of an acidophilous oak forest *Calamagrostio-Quercetum* in Europe, as well as Scots pine, Douglas fir and beech plantations located in the same habitat. The analysis of plant communities showed that the flora of all the compared surfaces belong to the species typical for acidophilous oak forests. Natural and artificial forests clearly differed from each other in quantitative and qualitative composition of plant communities. Among the cultivated species, the pine turned out to affect

natural plant communities to the lowest extent. On the other hand, the beech exerted the strongest effect upon local communities, limiting other species by shadowing. The analysis of environmental factors using indicator values [Ellenberg et al. 1992] showed that light availability was the factor shaping species composition and abundances. No decrease of pH value was observed in the plantations of coniferous trees. The quality and thickness of leaf litter was likely an important factor determining the species composition and abundances of forest undergrowth. A thick layer of plant litter limits the growth of mosses, tuft plants and plants with small seeds, but, on the other hand, stimulates the development of stolonous plants. Agrotechnical works, preceding the creation of plantations of coniferous trees, damage forest undergrowth. Thus, a recolonization of habitats takes place in new plantations. Therefore, the undergrowth of the studied forests of III-IV age class is dominated by species with lightweight propagates, whereas species reproducing vegetatively are uncommon. The conducted analyses do not explain fully the effects of all the above-mentioned factors. However, they emphasize the need to revise current opinions on the impact of forest management on biodiversity. The recommended activities, aiming at forest renaturalization, may be ineffective, or even exert an adverse effect on plant diversity, thus being negative from the point of view of environmental protection. The present results are also important for the assessment of economic effectiveness of the cultivation of particular species in poor forest habitats.