

Pteridoflora gospodarczych borów sosnowych na siedliskach świeżych w Borach Dolnośląskich

The pteridophyte flora of managed Scots pine forests in mesic sites in the Bory Dolnośląskie forest

EWA STEFAŃSKA-KRZACZEK

E. Stefańska-Krzaczek, Katedra Bioróżnorodności i Ochrony Szaty Roślinnej, Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Wrocławski, ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław; e-mail: ewa.stefanska-krzaczek@uni.wroc.pl

ABSTRACT: In Scots pine forests, cryptogamous vascular plants were recorded in a wide gradient of site conditions. However, management practices, especially clear cut logging and intensive thinning may eliminate sensitive species, even if the site conditions are favourable. The aim of this work is to present the distribution of pteridophyte flora in mesic coniferous forest sites exemplified by the Bolesławiec Forest Inspectorate of the Bory Dolnośląskie forest. The occurrence of species was analysed in 464 plots examined in oligotrophic (Bśw) and mesotrophic (BMśw) sites. Percentage frequency and fidelity were computed for recorded species in subsequent stand age classes. Site conditions were assessed by the phytoindicative method.

Lycopods and horsetails were not observed. The ferns occurred only in mesotrophic sites, where merely three fern species were recorded: *Dryopteris carthusiana* (24 records), *Dryopteris filix-mas* (2 records) and *Pteridium aquilinum* (52 records). *Pteridium aquilinum* was the only species observed in each stand age class, although its frequency differed in the age classes.

KEY WORDS: disturbed forest, stand age class, ferns, sandy soils, indicative species, forest site types

Wstęp

W zbiorowiskach z przewagą sosny w drzewostanie zarodnikowe rośliny naczyniowe notowano w całym spektrum zróżnicowania siedliskowego fitocenozy – w borach chrobotkowych, świeżych, wilgotnych, bagiennych oraz mieszanych. Jednak ubogie i słabo uwilgotnione siedliska borów świeżych nie są optymalne dla występowania związanych z lasami paproci i skrzypów, choć odpowiadają wymaganiom siedliskowym części widłaków (Zarzycki i in. 2002).

Stefańska-Krzaczek E. 2013. Pteridoflora gospodarczych borów sosnowych na siedliskach świeżych w Borach Dolnośląskich. *Acta Botanica Silesiaca* 9: 121–134.

Na Dolnym Śląsku największe zwarte powierzchnie leśne z dominacją borów sosnowych znajdują się w zachodniej części regionu, w Borach Dolnośląskich. Na początku XX w. z terenu Borów Dolnośląskich znanych było 20 gatunków zarodnikowych roślin naczyniowych, w tym: *Diphasiastrum complanatum*, *D. tristachyum*, *Lycopodium clavatum*, *Dryopteris filix-mas*, *D. carthusiana*, *Osmunda regalis*, *Polypodium vulgare* i *Pteridium aquilinum* (Schube 1906). Płdrownicza gospodarka leśna, osuszanie terenów podmokłych oraz wygrabianie ściółki (Bena 2012) mogły przyczynić się do ograniczenia występowania tej grupy gatunków, ponieważ większość z nich to organizmy wrażliwe na zmiany warunków siedliskowych (Szczęśniak 2008). Ponadto, mimo zaprzestania tych działań, rekolonizacja była utrudniona ze względu na powtarzające się regularnie zaburzenia związane z upowszechnieniem zrębów zupełnych, sztucznych odnowień i pielęgnacji drzewostanów.

Biorąc pod uwagę wymagania siedliskowe większości paprotników i ich wrażliwość na zaburzenia można przypuszczać, że na świeżych siedliskach borowych Borów Dolnośląskich liczba gatunków zarodnikowych roślin naczyniowych będzie niewielka, zwłaszcza w młodocianych drzewostanach.

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie występowania zarodnikowych roślin naczyniowych w borach sosnowych wybranego fragmentu Borów Dolnośląskich oraz ocena dostępności dla paprotników dominujących tam siedlisk boru świeżego i mieszanego świeżego.

1. Charakterystyka terenu badań

1.1. Warunki przyrodnicze

Badania prowadzono w Obrębie Kliczków (Nadleśnictwo Bolesławiec, RDLP Wrocław). Teren ten, zgodnie z regionalizacją przyrodniczo-leśną, należy do Krainy Śląskiej (Zielony, Kliczkowska 2012). Zgodnie z typologią leśną, 55% powierzchni obrębu zajmują siedliska zaklasyfikowane do boru świeżego (Bśw), a 33% do boru mieszanego świeżego (BMśw) (Operat glebowo-siedliskowy 2004).

Teren badań leży w międzyrzeczu Kwisy i Bobru wyniesionym o kilkanaście metrów w stosunku do dolin rzecznych. Jego powierzchnia jest mało urozmaicona, a wysokość bezwzględna nie przekracza 200 m n.p.m. (Przybylski 2005). Dominują piaski wodnolodowcowe lub rzeczne, niekiedy przemodelowane przez wiatr, stąd gleby są raczej suche, przepuszczalne dla wody, kwaśne i ubogie w składniki pokarmowe (Bogda i in. 2005). Sieć wodna obszaru jest niezwykle uboga (Pawlak, Pawlak 1997).

Średnia temperatura roczna z okresu 1985–2005 r. wynosi 8,4°C, średnia temperatura w półroczu ciepłym 14,5°C, a w półroczu chłodnym 2,4°C. Średnia roczna suma opadów z tego okresu jest dość niska i wynosi niecałe 600 mm, w półroczu ciepłym (od kwietnia do września) – blisko 360 mm, a w półroczu chłodnym (od października do marca) – nieco ponad 200 mm (dane npbl. z IMGW, Oddział we Wrocławiu). Przeważają wiatry z kierunku zachodniego i południowo-zachodniego (Lorenz 1997). Teren znajduje się pod wpływem klimatu suboceanicznego.

1.2. Dawna eksploatacja zasobów leśnych

W epoce feudalnej, w związku z brakiem planowej gospodarki na terenie Borów Dolnośląskich, eksploatacja drewna miała charakter płądrowniczy. Niemal do połowy XIX w. pozyskiwano w lasach więcej drewna niż go przyrastało. Pod koniec pierwszej połowy XIX w. upowszechnił się system zrębów zupełnych i sztucznych odnowień (Bena 2012).

W XIX w. powszechną formą eksploatacji puszczy było grabienie ściółki leśnej (Bena 2012). Pozyskiwanie ściółki spowodowało obniżenie bonitacji siedlisk i spowodowało zanik mikrosiedlisk o większej wilgotności, niezbędnych dla odnawiania paproci i widłaków.

Znamienny wpływ na stan lasów, również obecny, miała trwająca od XV do XIX wieku akcja osuszania terenów podmokłych, a także eksploatacja surowców na potrzeby przemysłu szklarskiego i ceramicznego oraz wydobycie węgla brunatnego (Bena 2012). Działania te powodowały znaczne obniżenie poziomu wód gruntowych w wielu rejonach puszczy.

1.3. Zabiegi gospodarcze

Drzewostany sosnowe w Nadleśnictwie Bolesławiec powstały przez nasadzenia na oczyszczonych i przeoranych powierzchniach zrębowych.

W drzewostanach do 10 lat prowadzi się czyszczenia wczesne, a w drzewostanach od 10 do 20 lat czyszczenia późne (Rozwałka 2003). Biomasa pozostawiana jest do naturalnego rozkładu. Czyszczenia późne to zabieg intensywny usuwający 30–40% drzew.

W drzewostanach od 20 do 40 lat prowadzone są trzebieże wczesne, a od 40 roku życia drzewostanów trzebieże późne (Rozwałka 2003). W trzebieżach wczesnych pozyskuje się około 15m³ grubizny na hektar, a w trzebieżach późnych około 25m³ grubizny na hektar.

Na siedliskach boru świeżego stosuje się rębnię zupełną, a na siedliskach boru mieszanego obecnie eliminuje się rębnię zupełną na rzecz rębni gniazdowej zupełnej. Wiek rębności sosny wynosi 100 lat.

2. Materiał i metody

Udział zarodnikowych roślin naczyniowych przeanalizowano w 464 zdjęciach fitosocjologicznych wykonanych na siedliskach boru świeżego i boru mieszanego świeżego w Obrębie Kliczków. Dane zbierano w kolejnych klasach wieku drzewostanu: Ia (< 10 lat): drzewostany przed zwarciem się koron drzew wprowadzone na oczyszczone i przeorane zręby; Ib (11–20 lat): drzewostany po zwarciu się koron, intensywnie rosnące; II (21–40 lat): drzewostany intensywnie rosnące, w których silnie zaznacza się proces oczyszczania pni i wydzielania się drzew; III (41–60 lat): drzewostany po kulminacji wzrostu na wysokość, powiększające swoją biomasę; IV (61–80 lat): drzewostany powiększające swoją biomasę, o niewielkim przyroście na wysokość; V+ (>80 lat): drzewostany przed wyrębem.

Wydzielenia z drzewostanami w odpowiednich klasach wieku wybrano losowo z Mapy Przeglądowej Obrębu Kliczków (2004). Na siedliskach boru świeżego wykonano 236 zdjęć (Ia: 42, Ib: 38, II: 40, III: 36, IV: 40, V+: 40), na siedliskach boru mieszanego świeżego 228 zdjęć fitosocjologicznych (Ia: 38, Ib: 34, II: 40, III: 38, IV: 40, V+: 38). Zdjęcia wykonywano na powierzchniach kołowych o powierzchni ok. 200 m² (r=8m). Pokrycie gatunków szacowano z wykorzystaniem zmodyfikowanej skali Braun-Blanqueta (Pawłowski 1972): 5 (gatunek pokrywa 75,1–100% powierzchni), 4 (50,1–75%), 3 (25,1–50%), 2 (10,1–25%), 1 (1,1–10%), + (do 1%), r (pojedynczy okaz w próbie). Notowano rośliny naczyniowe oraz naziemne mszaki i porosty. Zdjęcia zostały włączone do bazy Polish Vegetation Database (Kački, Śliwiński 2012).

Dla klas wieku drzewostanów z siedlisk Bśw i BMśw obliczono procentową frekwencję stwierdzonych gatunków paprotników. W programie JUICE (Tichý 2002) obliczono również ich wierność w klasach wieku wykorzystując współczynnik phi jako miarę wierności. Obliczenia wykonano dla danych binarnych, a wartość wierności równa zero przyjęta była dla gatunków z $P < 0,05$ na podstawie dokładnego testu Fishera. Dla każdej klasy wieku podano także najważniejsze pozostałe gatunki runa (warstwa zielna i mszysto-porostowa) wraz z ich frekwencją oraz wiernością.

Dla próby wyjaśnienia dystrybucji stwierdzonych gatunków w obrębie badanych siedlisk, dla każdej powierzchni badawczej na podstawie wartości liczb ekologicznych dla gatunków (Ellenberg i in. 1992) obliczono wskaźniki ekologiczne: natężenia światła, wilgotności podłoża, odczynu podłoża i trofizmu podłoża (L_{EIV} , F_{EIV} , R_{EIV} , N_{EIV}). W obliczeniach pominięto wartości liczb wskaźnikowych dla paprotników. Następnie obliczono wartości średnie wskaźników dla każdej klasy wieku na obu typach siedliskowych lasu. Aby wykazać różnice między wskaźnikami ekologicznymi dwóch typów siedlisk, ich wartości porównano parami (L_{EIV} dla klasy Ia na siedliskach Bśw i L_{EIV} dla klasy Ia na siedliskach BMśw, F_{EIV} dla klasy Ia na siedliskach Bśw i F_{EIV} dla

klasy Ia na siedliskach BMśw itd.). Istotność różnic zbadano testem nieparametrycznym U Manna-Whitneya. Porównano również wartości wskaźników dla kolejnych klas wieku na siedliskach boru mieszanego świeżego. Istotność różnic między średnimi zbadano przy pomocy testu Kruskala-Wallisa oraz testów porównań wielokrotnych w programie STATISTICA (StatSoft Inc. 2013).

3. Wyniki

Łącznie na powierzchniach badawczych odnotowano 233 gatunki (w tym rośliny naczyniowe, mszaki i porosty). Spośród zarodnikowych roślin naczyniowych nie zanotowano skrzypów ani widłaków, stwierdzono natomiast występowanie paproci.

Na siedliskach boru świeżego (Bśw) wśród 136 stwierdzonych gatunków nie było paproci. Występowały one wyłącznie na siedliskach boru mieszanego świeżego (BMśw). Wśród 208 gatunków stwierdzonych na siedliskach BMśw paprocie zanotowano na 72 powierzchniach badawczych. Były to: *Dryopteris carthusiana*, *D. filix-mas* i *Pteridium aquilinum*. Tylko *Pteridium aquilinum* występowała w każdej klasie wieku, choć z różną frekwencją (tab. 1).

Dryopteris carthusiana. Zanotowana w 24 zdjęciach fitosocjologicznych, przeważnie z niewielkim (+) pokryciem, w dwóch płatach z pokryciem znikomym (r). Najczęściej występowała w drzewostanach w wieku 61–80 lat i w stosunku do tych drzewostanów wykazuje wysoką wartość wierności (tab. 1). Frekwencja w drzewostanach młodszych była znikoma, niewielka także w drzewostanach w wieku powyżej 80 lat. W płatach z udziałem *Dryopteris carthusiana* najczęściej (frekwencja > 80%) występowały *Deschampsia flexuosa*, *Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*.

Dryopteris filix-mas. Zanotowana z niewielkim pokryciem (+) w 2 zdjęciach fitosocjologicznych. Występowała na jednej powierzchni z drzewostanem w przedziale wiekowym 11–20 lat oraz na jednej z drzewostanem z przedziału wiekowego 41–60 lat. Gatunki runa występujące w obu płatach z *Dryopteris filix-mas* to *Calamagrostis epigeios*, *Deschampsia flexuosa*, *Hypnum jutlandicum*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*.

Pteridium aquilinum. Najczęstsza i najobficiej występująca paproć. Zanotowana w 52 zdjęciach fitosocjologicznych i we wszystkich klasach wieku drzewostanu. Jej pokrycie wahało się od niewielkiego (+) na 13 powierzchniach do znacznego (4) na jednej powierzchni, lecz najczęściej (w 15 i 18 płatach) gatunek osiągał 1 lub 2 stopień ilościowości (pokrycie śr. 5 lub 17,5%). Najczęściej gatunek notowano w drzewostanach w wieku 41–60 lat i w stosunku do tych

Tabela 1. Procentowa frekwencja i wierność (indeks górny) gatunków stwierdzonych na badanym terenie w kolejnych klasach wieku drzewostanu na siedliskach boru mieszanego świeżego (tabela skrócona).

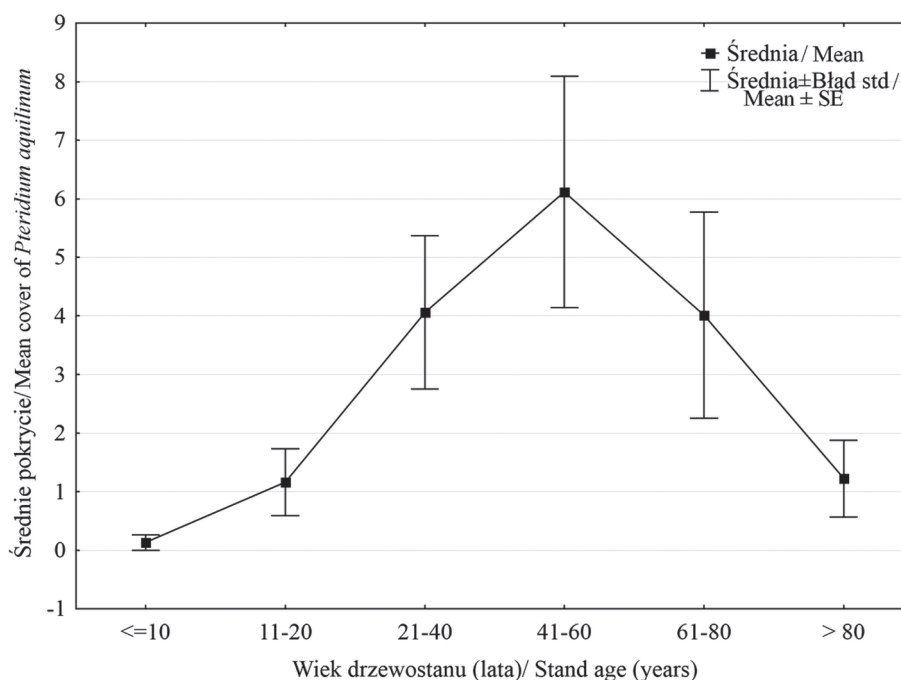
Table 1. Percentage frequency and fidelity (upper index) of species recorded in subsequent tree age classes in mesotrophic sites (shortened table).

Klasa wieku / age class		Ia	Ib	II	III	IV	V+
Liczba zdjęć / relevé number	L	38	34	40	38	40	38
Liczba wszystkich gatunków / total number of species		128	106	96	104	105	103
<i>Pteridium aquilinum</i>	C	3	26 ^{14,3}	28 ^{15,2}	39 ^{26,6}	23 ^{10,5}	10
<i>Dryopteris carthusiana</i>	C	5	3	5	0	35 ^{40,9}	13 ^{11,0}
<i>Dryopteris filix-mas</i>	C	0	3	0	3	0	0
<i>Calluna vulgaris</i>	C	97 ^{24,3}	26	40	47	30	16
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	C	95 ^{8,5}	100 ^{12,9}	90	89	88	95 ^{8,5}
<i>Deschampsia flexuosa</i>	C	97	97	100 ^{8,6}	97	95	100
<i>Vaccinium myrtillus</i>	C	89	97 ¹¹	93	100 ^{13,4}	95 ^{9,3}	100 ^{13,4}
<i>Carex pilulifera</i>	C	74 ^{28,0}	79 ^{31,8}	63 ^{20,7}	45 ^{9,1}	35	13
<i>Pinus sylvestris</i>	C	61	76	83	84	88	84
<i>Quercus petraea</i>	C	53 ^{9,7}	62 ^{15,4}	85 ^{29,9}	79 ^{26,1}	68 ¹⁹	55 ^{11,4}
<i>Juncus effusus</i>	C	37 ^{51,1}	3	0	0	0	0
<i>Rubus</i> sp.	C	37 ^{36,8}	12	3	0	13	11
<i>Melampyrum pratense</i>	C	29	12	28	66 ^{30,1}	33	61
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	C	26 ^{36,3}	3	0	0	8	3
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	C	3	21 ^{31,1}	5	5	3	0
<i>Pleurozium schreberi</i>	D	97	91	100 ^{9,7}	97	100	100
<i>Pohlia nutans</i>	D	97	100	93	92	93	97
<i>Hypnum jutlandicum</i>	D	95	91	100	100	98	100
<i>Placynthiella oligotropha</i>	D	95 ^{60,9}	9	0	0	0	0
<i>Placynthiella uliginosa</i>	D	89 ^{43,7}	24	5	5	13	0
<i>Polytrichum juniperinum</i>	D	82 ^{29,9}	59 ^{15,5}	10	8	3	8
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	D	79 ^{45,6}	12	0	0	0	0
<i>Dicranella heteromalla</i>	D	74 ^{17,3}	85 ^{24,3}	75 ^{18,1}	58	58	34
<i>Polytrichum piliferum</i>	D	71 ^{40,7}	6	0	3	0	0
<i>Dicranum polysetum</i>	D	71	74	83 ^{8,8}	74	50	55
<i>Dicranum scoparium</i>	D	45	65	80	92	73	66
<i>Polytrichum commune</i>	D	13 ¹⁶	24 ^{33,1}	3	0	0	0
<i>Lophocolea heterophylla</i>	D	11	74 ^{23,4}	98 ^{38,5}	68 ^{20,2}	53 ^{10,2}	37
<i>Brachythecium rutabulum</i>	D	11	56 ^{20,9}	68 ^{28,9}	45 ^{13,2}	30	34
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i>	D	5	85 ^{24,2}	98 ^{31,6}	87 ^{25,1}	78 ^{19,5}	87 ^{25,1}
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	D	0	32	83 ^{41,2}	58 ^{23,8}	48 ^{16,5}	29

Objaśnienia: L – warstwa zbiorowiska: C – warstwa zielna, D – warstwa mszysto-porostowa; Ia (drzewostany do 10 lat), Ib (11–20 lat), II (21–40), III (41–60), IV (61–80) i >V+ (ponad 80 lat). Uwzględniono tylko gatunki o frekwencji wyższej niż 80% lub/i wierności wyższej niż 30 w przynajmniej jednej klasie wieku.

Explanations: L – community layer: C – herb layer, D – moss-lichen layer; Ia (stands up to 10 year old), Ib (11–20 years), II (21–40), III (41–60), IV (61–80) and >V+ (above 80 years). Only species with frequency higher than 80% and/or fidelity higher than 30 in at least one age class were included.

drzewostanów wykazuje najwyższą, choć nie bardzo wysoką, wartość wierności (tab. 1); w takich drzewostanach osiąga również najwyższe średnie pokrycie (ryc. 1), różnice nie są jednak istotne statystycznie. Najmniej wystąpięń miała w najmłodszych drzewostanach. W płatach z udziałem *Pteridium aquilinum* najczęściej (frekwencja > 80%) w runie występowały *Deschampsia flexuosa*, *Hypnum jutlandicum*, *Pinus sylvestris*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Sciuro-hypnum oedipodium*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*.



Ryc. 1. Średnie procentowe pokrycie *Pteridium aquilinum* w klasach wieku drzewostanu. Różnice nie są istotne statystycznie zgodnie z testem Kruskala-Wallisa przy $p=0,05$; uwzględniono powierzchnie z pokryciem 0.

Fig. 1. Mean percentage cover of *Pteridium aquilinum* in stand age classes. Differences are not statistically significant according to the Kruskal-Wallis test with $p=0.05$; plots with the zero cover value were included.

Dla preferowanych przez paprocie siedlisk BMśw wskaźnik świetlny jest niższy, a wskaźniki: wilgotności, odczynu i trofizmu podłoża są wyższe niż dla siedlisk Bśw (tab. 2). Dla drzewostanów klasy Ia na siedliskach BMśw wyższy niż dla wszystkich innych klas jest wskaźnik świetlny i nieco wyższy wskaźnik wilgotności podłoża, ale tylko w porównaniu z drzewostanami najstarszymi. Dla klas Ia i Ib wyższy niż dla klas starszych jest wskaźnik trofizmu podłoża.

Tabela 2. Średnie wartości wskaźników ekologicznych dla klas wieku drzewostanów na badanych typach siedliskowych lasu.
Table 2. Mean ecological indices for stand age classes in the study forest site types.

Siedlisko / habitat	BMśw						Bśw					
	Ia	Ib	II	III	IV	V+	Ia	Ib	II	III	IV	V+
L_{EIV}	6.4	6.0 ^a	6.0 ^a	6.1 ^a	6.0 ^a	5.9 ^a	6.7	6.7	6.3	6.1	6.2	6.1
F_{EIV}	4.8^a	4.7^{ab}	4.6^{ab}	4.6^{ab}	4.7^{ab}	4.4^b	3.6	3.4	3.0	3.7	3.8	3.8
R_{EIV}	2.4^{ab}	2.5^a	2.3^{ab}	2.3^b	2.4^{ab}	2.4^{ab}	2.1	2.0	1.9	2.0	1.9	2.0
N_{EIV}	3.0^a	2.9^a	2.5^b	2.4 ^b	2.6^b	2.4^b	2.6	2.5	2.1	2.3	2.1	2.2

Objaśnienia: Ia–V+ patrz tab.1, L_{EIV} , F_{EIV} , R_{EIV} , N_{EIV} – wskaźniki ekologiczne: natężenia światła, wilgotności podłoża, odczynu podłoża, trofizmu podłoża. Pogrubiono wartości istotnie wyższe przy porównaniu wskaźników dla tych samych klas, lecz różnych siedlisk ($p < 0,05$, zgodnie z testem U). Wartości z tą samą literą w wierszu nie są istotne statystycznie zgodnie z testem Kruskala-Wallisa. Test K-W był wykonany tylko dla siedlisk BMśw.

Explanations: Ia–V+ see tab. 1, L_{EIV} , F_{EIV} , R_{EIV} , N_{EIV} – ecological indices for: light, ground moisture, ground acidity, ground trophy. Values in bold are higher with statistical significance within the same class but of the different site type ($p < 0,05$, according to the U test). Values within each line, followed by the same letter, are not significantly different according to the Kruskal-Wallis test at $p < 0.05$. The K-W test was performed only for mesotrophic sites (BMśw).

4. Dyskusja

Na badanym terenie pteridoflora jest bardzo uboga. Nie jest zaskakujący brak skrzypów, ponieważ leśne gatunki tej grupy preferują siedliska wilgotne i dość żyzne (Zarzycki i in. 2002). Interesująca jest jednak nieobecność przedstawicieli widłaków, które mogą mieć w borach rangę diagnostyczną. Oberdorfer (1994) podaje *Huperzia selago* i *Lycopodium annotinum* jako gatunki charakterystyczne rzędu *Piceetalia*, Matuszkiewicz (2001) włącza *Diphasiastrum complanatum* do gatunków charakterystycznych związku *Dicrano-Pinion*. Wprawdzie widłaki należą do gatunków rzadkich i zagrożonych na Dolnym Śląsku (Kącki i in. 2003), jednak badane siedliska pod względem uwilgotnienia, zakwaszenia, czy trofizmu podłoża mogłyby być dogodne dla niektórych z nich np. *Diphasiastrum complanatum*, *D. tristachyum*, *Lycopodium annotinum* czy *L. clavatum* (Zarzycki i in. 2002). Gatunki te były w ostatnich latach sporadycznie notowane w zachodniej części Borów Dolnośląskich (Bena 1999, 2001, 2002, 2012). Ich brak na badanych powierzchniach tłumaczyć można wyginieciem na skutek dawnej eksploatacji lasów (głównie grabienia ściółki), a następnie wprowadzeniem regularnej gospodarki leśnej i użytkowania lasów rębnią zupełną, co ograniczyło rekolonizację. Usunięcie drzewostanu, nawet na małych powierzchniach (gniazdach) powoduje znaczne zmiany mikroklimatu, a przygotowanie powierzchni zrębowej pod odnowienie (usunięcie lub rozdrobnienie pozostałości zrębowych oraz orka) uniemożliwia tym gatunkom przetrwanie ze względu na fizyczne zniszczenie osobników (Gorzelał 2009). Wprawdzie odsłonięcie mineralnej warstwy gleby może sprzyjać kiełkowaniu zarodników widłaków i rozwojowi ich gametofitów (Nauertz, Zasada 2001), jednak nie jest to efektywny sposób odbudowy populacji ze względu na ich bardzo długi cykl życiowy (Winther, Friedman 2008). Dodatkowo, młode drzewostany sosnowe są intensywnie pielęgnowane (Rozwałka 2003), co powoduje kolejne zaburzenia w siedliskach.

Paprocie na badanym terenie są nieliczne, a odnalezione gatunki występują rzadko. Może to wynikać z niekorzystnych warunków siedliskowych, badane siedliska są bowiem stosunkowo suche, kwaśne i ubogie w składniki pokarmowe. Większość paproci toleruje wprawdzie siedliska świeże, ale preferuje też podłoża słabo zakwaszone i przynajmniej mezotroficzne (Zarzycki i in. 2002). W zbiorowiskach leśnych są więc raczej wskaźnikami siedlisk w typie lasów mieszanych lub lasów i na oligotroficznych siedliskach borowych ich występowanie będzie sporadyczne. W przypadku świeżych siedlisk borowych w typologii leśnej istotne są dwa gatunki: *Dryopteris carthusiana* i *Pteridium aquilinum*, które różnicują siedliska boru mieszanego świeżego od boru świeżego (Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004), co potwierdzają również zaprezentowane wyniki. Można jednak przypuszczać, że nie tylko brak korzystnych warunków ogranicza

dostępność badanych siedlisk dla paproci, stwierdzono bowiem, że niektóre gatunki leśne, zwłaszcza *Dryopteris filix-mas*, a także *Athyrium filix-femina* i *Dryopteris carthusiana* mogą tolerować miejsca o ekstremalnych warunkach życia – zabudowę miejską czy infrastrukturę kolejową (Wittig 2002; Szczeńiak 2009). Ograniczeniem dla paproci mogą być zatem zręby zupełne i intensywne pielęgnacja, o czym świadczy niewielka frekwencja stwierdzonych gatunków w młodych drzewostanach. Nawet *Pteridium aquilinum*, która posiada duże zdolności do namnażania wegetatywnego (Cieszko 1999; Marrs, Watt 2006), a na porębach może być gatunkiem ekspansywnym i osiągać znaczne pokrycie (Markowski 1971), na badanym terenie w najmłodszych klasach wieku drzewostanów była spotykana rzadko. Kluczowe dla paproci jest zapewne nie samo usunięcie drzewostanu, ale przygotowanie zrębu pod odnowienie. Regeneracja po mechanicznym zniszczeniu runa oraz wymieszaniu i przesuszeniu górnych warstw gleby jest utrudniona, nie można wykluczyć także konkurencji ze strony innych gatunków (Godefroid i in. 2005), zwłaszcza gatunków nieleśnych kolonizujących odsłoniętą powierzchnię. Ponadto, w przypadku *Pteridium aquilinum* stwierdzono, że nie kolonizuje ona zrębów, a odnawia się w miejscach, gdzie już występowała wcześniej (Dolling 1999). Powolne odnawianie populacji powoduje, że zarówno *Pteridium aquilinum*, jak i *Dryopteris carthusiana* notowane są częściej dopiero w drzewostanach starszych. Orlica jest jednak częstsza w drzewostanach w wieku średnim, co opisywane było także przez innych autorów (Sikorska i in. 2008). Spadek jej udziału w drzewostanach najstarszych może być spowodowany przejściem roślin w fazę degeneracyjną (Cieszko 1999). Na skutek akumulacji własnej materii organicznej tworzy się mało korzystne podłoże, które powoduje, że kłącza stają się bardziej narażone na uszkodzenia przez mróz i suszę (Marrs, Watt 2006).

Badane typy siedliskowe: bór świeży i bór mieszany świeży mają duży udział w całym kompleksie Borów Dolnośląskich. Według planów urządzenia lasu dla nadleśnictw będących w zasięgu RDLP we Wrocławiu (Bolesławiec, Chocianów, Pieńsk, Przemków, Ruszów, Świętoszów, Węgliniec) siedliska boru świeżego zajmują blisko 50% powierzchni lasów, a siedliska boru mieszanego świeżego prawie 20% (Biuletyn Informacji Publicznej). Zatem, większość powierzchni jednego z największych zwartych kompleksów leśnych w Europie Środkowej zajmują siedliska raczej niedostępne dla widłaków i trudnodostępne dla paproci. Jednak występujące na nich gatunki mają ważne znaczenie praktyczne, ze względu na swoją rolę wskaźnikową. W przypadku degradacji siedlisk i gospodarki leśnej preferującej w odnowieniach i zalesieniach sosnę zwyczajną, silnie zaznaczona może być unifikacja roślinności (Łaska 2006). Wskaźniki roślinne, obok niezbędnych badań glebowych (Sikorska, Lasota 2007), mogą mieć zatem dodatkowe znaczenie w procesie oceny potencjału siedlisk i planowaniu przebudowy drzewostanów. Spośród wskaźników rozróżniających

lokalnie bór świeży od boru mieszanego świeżego większość to mszaki i porosty (Stefańska 2007). W takich układach szczególnego znaczenia nabierają nawet rzadsze lub mniej liczne, lecz łatwe w identyfikacji rośliny naczyniowe, jak np. *Pteridium aquilinum*.

5. Wnioski

- Świeże siedliska borowe Borów Dolnośląskich są trudnodostępne dla paprotników, nawet tych, które tolerują podłoża słabo wilgotne, kwaśne i ubogie w składniki pokarmowe.
- Prawdopodobną przyczyną wyeliminowania widłaków z badanych siedlisk były dawna eksploatacja lasów (grabienie ściółki) oraz intensywne zabiegi gospodarcze związane z rębnią zupełną i pielęgnacją drzewostanów sosnowych.
- Świeże siedliska borowe nie są korzystne dla paproci, mimo to gatunki z tej grupy mogą pełnić pomocniczą rolę diagnostyczną w rozróżnianiu oligotroficznych i mezotroficznych siedlisk borowych. Na badanym terenie dla siedlisk BMśw dobrym wskaźnikiem jest *Pteridium aquilinum*.
- Regeneracja paproci po zrębie i odnowieniu jest utrudniona ze względu na zniszczenia mechaniczne oraz znaczną zmianę warunków siedliskowych.

Badania wykonano w ramach projektu N30406431/2479 finansowanego przez MNiSW.

Literatura

- BENA W. 1999. Obserwacje florystyczne z Łużyc (1). – Przyr. Sud. Zach. **2**: 11–14.
- BENA W. 2001. Obserwacje florystyczne z Łużyc (3). – Przyr. Sud. Zach. **4**: 39–42.
- BENA W. 2002. Obserwacje florystyczne z Łużyc (4). – Przyr. Sud. Zach. **5**: 31–34.
- BENA W. 2012. Dzieje Puszczy Zgorzelecko-Osiecznickiej. – Zgorzelec, 344 ss.
- BIULETYN INFORMACJI PUBLICZNEJ. Państwowe Gospodarstwo Leśne. Lasy Państwowe. http://bip.lasy.gov.pl/pl/bip/dg/rdlp_wroclaw
- BOGDA A., KABAŁA C., KARCZEWSKA A. 2005. Gleby. – W: BLACHOWSKI J., MARKOWICZ-JUDYCKA E., ZIĘBA D. (red.), Opracowanie ekofizjograficzne dla województwa dolnośląskiego. – Zarząd Województwa Dolnośląskiego & Wojewódzkie Biuro Urbanistyczne we Wrocławiu, Wrocław, s. 93–107.
- CIESZKO J. 1999. Ekologia populacji paprotników (Pteridophyta). – Wiad. Bot. **43**(3/4): 7–17.

- DOLLING A. 1999. The vegetative spread of *Pteridium aquilinum* in a hemiboreal forest – invasion or revegetation? – For. Ecol. Manage. **124**: 177–184.
- ELLENBERG H., WEBER H., DÜLL R., WIRTH V., WERNER W., PAULIßEN D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica **18**: 5–258.
- GODEFROID S., RUCQUOIJ S., KOEDAM N. 2005. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? – For. Ecol. Manage. **210**: 39–53.
- GORZELAK P. 2009. A new locality of *Diphasiastrum complanatum* L. (Lycopodiaceae) in Lower Silesia and possibilities of its protection from the viewpoint of a forester. – Acta Bot. Siles. **4**: 125–133.
- KĄCKI Z., DAJDOK Z., SZCZĘŚNIAK E. 2003. Czerwona lista roślin naczyniowych Dolnego Śląska. – W: KĄCKI Z. (red.), Zagrożone gatunki flory naczyniowej Dolnego Śląska. – Instytut Biologii Roślin, Uniwersytet Wrocławski & PTPP „ProNatura”, Wrocław, s. 9–65.
- KĄCKI Z., ŚLIWIŃSKI M. 2012. The Polish Vegetation Database: structure, resources and development. – Acta Soc. Bot. Pol. **81**(2): 75–79.
- LORENZ H. 1997. Wiatr. – W: Atlas Śląska Dolnego i Opolskiego. – Uniwersytet Wrocławski, Pracownia Atlasu Dolnego Śląska, PAN, Wrocław, s. 49.
- ŁASKA G. 2006. Tendencje dynamiczne zbiorowisk zastępczych w Puszczy Knyszyńskiej. – Politechnika Białostocka, Instytut Inżynierii i Ochrony Środowiska, Bogucki Wyd. Nauk., Białystok-Poznań, 503 ss.
- MAPA PRZEGLĄDOWA 2004. Nadleśnictwo Bolesławiec, Obręb Kliczków. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych we Wrocławiu. Stan na 1 stycznia 2004 r. Skala 1:25000. Wykonano w Biurze Urządzanie Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Brzegu.
- MARKOWSKI R. 1971. Regeneracja acidofilnych zbiorowisk leśnych na porębach wysp Wolina i południowo-wschodniego Uznamu. – Prace Komis. Biol. PTPN **35**(1): 3–28.
- MARRS R. H., WATT A. S. 2006. Biological Flora of the British Isles: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. – J. Ecol. **94**: 1272–1321.
- MATUSZKIEWICZ W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Wyd. Naukowe PWN, Warszawa, 537 ss.
- NAUERTZ E. A., ZASADA J. C. 2001. *Lycopodium*: growth form, morphology, and sustainability of a non-timber forest product. – W: DAVIDSON-HUNT I., DUCHESNE L. C., ZASADA J. C. (red.), Forest Communities in the Third Millennium: Linking Research, Business, and Policy Toward a Sustainable Non-Timber Forest Product Sector. Proceedings of meeting held October 1-4, 1999, Kenora, Ontario, Canada, s. 110–115.
- OBERDORFER E. 2001. Pflanzensoziologische Exkursionsflora: Für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8 Auflage. – Verl. Eugen Ulmer, 1050 ss.
- OPERAT GLEBOWO-SIEDLISKOWY 2004. Nadleśnictwo Bolesławiec, Obręby: Bolesławiec, Kliczków. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych we Wrocławiu. Wykonano w Biurze Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych „OPERAT” S.C. w Toruniu, 2004.
- PAWLAK W., PAWLAK J. 1997. Sieć rzeczna. – W: Atlas Śląska Dolnego i Opolskiego. – Uniwersytet Wrocławski, Pracownia Atlasu Dolnego Śląska, PAN, Wrocław.

- PAWŁOWSKI B. 1972. Skład i budowa zbiorowisk roślinnych oraz metody ich badania. – W: SZAFER W., ZARZYCKI K. (red.), Szata roślinna Polski. Tom 1. – PWN, Warszawa, s. 237–269.
- PRZYBYLSKI B. 2005. Rzeźba terenu. – W: BŁACHOWSKI J., MARKOWICZ-JUDYCKA E., ZIĘBA D. (red.), Opracowanie ekofizjograficzne dla województwa dolnośląskiego. – Zarząd Województwa Dolnośląskiego & Wojewódzkie Biuro Urbanistyczne we Wrocławiu, Wrocław, s. 21–24.
- ROZWAŁKA Z. 2003. Zasady hodowli lasu. – DGLP, Warszawa, 159 ss.
- SCHUBE T. 1903. Die Verbreitung der Gefasspflanzen in Schlesien, preussischen und österreichischen Anteils. – R. Nischowsky, Breslau, 361 ss.
- SIEDLISKOWE PODSTAWY HODOWLI LASU. Załącznik do Zasad Hodowli Lasu (2004). – Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa, 264 ss.
- SIKORSKA D., SIKORSKI P., WIERZBA M. 2008. Ancient forest species in tree stands of different age as indicators of the continuity of forest habitat. – Ann. Warsaw Univ. of Life Sc. - SGGW, Horticult. and Landsc. Architect. **29**: 155–162.
- SIKORSKA E., LASOTA J. 2007. Typologiczny system klasyfikacji siedlisk a fito-socjologiczna ocena siedlisk. – W: ANDERWALD D. (red.), Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach. – Stud. Mat. CEPL w Rogowie **2/3**(16): 44–51.
- StatSoft Inc. 2013. Electronic Statistics Textbook. – Tulsa, OK: StatSoft. <http://www.statsoft.com/textbook/>.
- STEFAŃSKA E. 2007. Wskaźniki siedlisk boru świeżego i mieszanego świeżego w borach sosnowych Polski południowo-zachodniej. – W: ANDERWALD D. (red.), Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach. – Stud. Mat. CEPL w Rogowie **2/3**(16): 141–152.
- SZCZĘŚNIAK E. 2008. Endangered, expansive and invasive species in pteridoflora of Lower Silesia. – W: SZCZĘŚNIAK E., GOLA E. (red.), Club mosses, horsetails and ferns in Poland - resources and protection. – Polish Botanical Society & Institute of Plant Biology, University of Wrocław, Wrocław, s. 213–223.
- SZCZĘŚNIAK E. 2009. The *Dryopteris* Adans. species in Wrocław (SW Poland) - occurrence and distribution in urban habitats. – W: SZCZĘŚNIAK E., GOLA E. (red.), Genus *Dryopteris* in Poland. – Polish Botanical Society & Institute of Plant Biology, University of Wrocław, Wrocław, s. 69–80.
- TICHÝ L. 2002. JUICE, software for vegetation classification. – J. Veg. Sci. **13**: 451–453.
- WINTHER J. L., FRIEDMAN W. E. 2008. Arbuscular mycorrhizal associations in Lycopodiaceae. – New Phytol. **177**: 790–801.
- WITTIG R. 2002. Ferns in a new role as a frequent constituent of railway flora in Central Europe. – Flora **197**: 341–350.
- ZARZYCKI K., TRZCIŃSKA-TACIK H., RÓŻAŃSKI W., SZELĄG Z., WOŁEK J., KORZENIAK U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. – W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 183 ss.
- ZIELONY R., KLICZKOWSKA A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. – Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 356 ss.

Summary

The aim of this work is to show the occurrence of pteridophytes in Scots pine stands of different stand age classes in mesic sites of the Bory Dolnośląskie forest based on the Bolesławiec Forest Inspectorate. The species composition of 464 research plots was examined. The plots were situated in subsequent stand age classes in oligotrophic (Bśw) and mesotrophic (BMśw) sites. Percentage frequency and fidelity were computed for recorded species in each age class. Ellenberg's ecological numbers were used to assess the site conditions.

A total of 233 species were identified in the study area. Only the representatives of Polypodiaceae were observed; the species of Lycopodiaceae and Equisetaceae families were not present. The ferns were found only in mesotrophic sites, where among 208 species only three fern species were recorded: *Dryopteris carthusiana*, *Dryopteris filix-mas* and *Pteridium aquilinum*. *Dryopteris carthusiana* was found in 24 plots with a low cover. Its frequency and fidelity were the highest in stands of 61–80 years. *Dryopteris filix-mas* was recorded only twice and with a low cover. *Pteridium aquilinum* was the most frequent species (52 records), observed in each stand age class with a low or high cover. It preferred stands of 41–60 years, where also its fidelity was the highest. The lowest frequency of *Pteridium aquilinum* was observed in the youngest stands.

The phytoindicative method showed that mesotrophic sites were shady, but moister, less acidic and of the better trophy than the oligotrophic sites. In mesotrophic sites, the light and moist indices were higher in the younger stands than in the oldest, moreover trophy indices of up to 20 year old stands were higher than in the following stand age classes.

The pteridoflora of the examined sites is very limited. The large area of the Bory Dolnośląskie forest is hardly colonized by cryptogamous vascular plants. Litter removal and the site drainage in the past and current management practices, especially clear cut logging and artificial restocking may be a cause of the limited distribution of pteridophytes in the study area.