

Bogactwo gatunkowe porostów w fitocenozach regenerujących na pożarzyskach obszarów wydmyowych Basenu Dolnego doliny Biebrzy

Piotr T. Zaniewski, Bartosz Potoczny, Łukasz Siedlecki, Róża Krasieńska, Adam Bernatowicz

Abstrakt. Pożary są jednym z największych zaburzeń w ekosystemach leśnych. Wiele gatunków porostów to organizmy pionierskie, związane z zaburzeniami. Celem podjętych badań było rozpoznanie składu gatunkowego porostów na trzech pożarzyskach znajdujących się w obrębie obszarów wydmyowych Basenu Dolnego Biebrzańskiego Parku Narodowego oraz porównanie ich bogactwa gatunkowego. Na terenie trzech obiektów dotkniętych pożarem oraz w obiektach kontrolnych wykonano po 14 spisów florystycznych o powierzchni 150 m² każdy. Uzupełniono je o spisy składu gatunkowego porostów naziemnych, epiksyliotów rosnących na martwym drewnie oraz epifitów na brzozie (*Betula pendula*) i na sośnie (*Pinus sylvestris*). Bogactwo gatunkowe porostów naziemnych dla poszczególnych obiektów obliczono i porównano metodą krzywych rozrzedzenia. Najwyższym bogactwem gatunkowym porostów naziemnych charakteryzują się pożarzyska sprzed 15 i 31 lat. Wyróżniają się one najwyższą liczbą gatunków humusolubnych, związanych z dojrzałymi murawami oraz wrzosowiskami. Najwięcej gatunków związanych z martwym drewnem odnotowano na pożarzysku 31 letnim. Najwyższą liczbą gatunków występujących na sośnie charakteryzowało się pożarzysko 59 letnie (20), oraz 31 letnie (16). Najwyższą liczbą gatunków występujących na brzozie charakteryzowały się obiekty 31 letnie (27) oraz 59 letnie (26). Na szczególną uwagę zasługuje odnalezienie stanowisk *Cladonia botrytes*, *Cl. stellaris* oraz *Cl. turgida* na terenie pożarzyska 31 letniego. Na omawianych obiektach zachodzi proces sukcesji wtórnej spontanicznej. Wysokie bogactwo gatunkowe porostów naziemnych jest cechą pożarzysk młodych, będących na wczesnych etapach sukcesji wtórnej spontanicznej. Wyższą liczbą gatunków nadrzewnych charakteryzują się pożarzyska starsze, co związane jest z rosnącą dostępnością mikrosiedlisk nadrzewnych skutkiem odtwarzaniem się warstwy drzew.

Słowa kluczowe: sukcesja wtórna spontaniczna, murawy, wrzosowiska, subkontynentalny bór świeży, porosty

Abstract. Lichen species richness of phytocoenoses regenerating on post-fire dune areas of the Lower Basin of the Biebrza valley. Fires belong to the most intensive disturbances in forest ecosystems. Many lichen species are pioneer organisms, connected with disturbances. The aim of this research was

to identify species composition on three post-fire areas, located in the Lower Basin of Biebrza Valley, as well as to compare their lichen species richness. For each post-fire area and control area, 14 inventory lists of species were prepared, on the area of 150 sq m each. They were supplemented with lists of all species of terrestrial lichens, lichens on dead wood, on birch (*Betula pendula*) and pine (*Pinus sylvestris*), occurring in the considered areas. Species richness of terrestrial lichens for each area was calculated by rarefaction curve method. Areas affected by fires 15 and 31 years ago are both distinguished by the highest richness of terrestrial lichens. These areas are also characterized by the highest level of humicolous species, connected with mature grasslands and heaths. Most of the epixylic species were found in the area affected by fire 31 years ago. The highest number of species on pine (20 and 16) were recorded in the 59 years and 31 years old post-fire spots respectively. The highest number of species on birch (27 and 26) were recorded in 31 and 59 years old post-fire areas. The records of the occurrence of *Cladonia botrytes*, *Cl. stellaris* and *Cl. turgida* in the 31 years old post-fire area deserve special attention. In all studied post-fire areas, a spontaneous secondary succession takes place. High richness of terrestrial lichens is a typical feature of young post-fire areas with the earlier stages of spontaneous secondary succession. Higher number of epiphytic species is a feature of older post-fire plots, brought about by higher availability of proper microhabitats resulting from the regeneration of tree layer.

Keywords: spontaneous secondary succession, grasslands, heaths, subcontinental mesic pine forest, lichens

Wstęp

Wystąpienie pożaru jest jednym z największych zagrożeń dla ekosystemów (Szczygieł i Urbisz 2003). Powoduje śmierć wielu organizmów i zniszczenie ich siedlisk. Spełnia tym samym definicję zaburzenia (Obidziński 2001). Powoduje zniszczenie środowiska w stopniu częściowym lub całkowitym (Grime 1979). Wywołuje on zniszczenie znacznej części flory, jednocześnie udostępniając miejsce do wzrostu i rozwoju innych gatunków. Powoduje również uwolnienie zasobów, które mogą być wykorzystane przez organizmy pojawiające się na pożarzysku ale również przez te, które przeżyły pożar (van der Maarel 1993). Ze względu na genę, pożary można zaliczyć do zaburzeń antropogenicznych, bądź też naturalnych. Wiele pożarów, zwłaszcza w suchych rejonach świata oraz w strefie borealnej, jest pochodzenia naturalnego (np. Kornaś 1958, Engelmark 1984). Główną przyczyną pożarów w Polsce są podpalenia oraz lekkomyślność dorosłych (Piwnicki i Szczygieł 2011).

Po wystąpieniu pożaru zaczyna się proces sukcesji wtórnej, przebiegającej w podobny sposób, jak w przypadku sukcesji na porzuconych polach. Jej przebieg jest jednak znacznie szybszy (Kwiatkowska-Falińska 2008). Istnieje wiele opracowań traktujących o sukcesji wtórnej na pożarzyskach. Dotyczą one jednak głównie obszarów, gdzie pożary są częstym zjawiskiem. Wiedza o sukcesji wtórnej na pożarzyskach w Europie Środkowej jest wciąż

stosunkowo uboga (Kwiatkowska-Falińska 2008). Badaniom podlegały przede wszystkim obiekty młode (Marozas i in. 2007), stąd niewiele wiadomo o bogactwie gatunkowym pożarzysk starszych. Pożarzyska odgrywają ważną rolę zarówno w procesie sukcesji pierwotnej, jak i wtórnej, w tym na porzuconych polach oraz pożarzyskach (Fałtynowicz 1986, Faliński i in. 1993, Lipnicki 1998, Grochowski 2012).

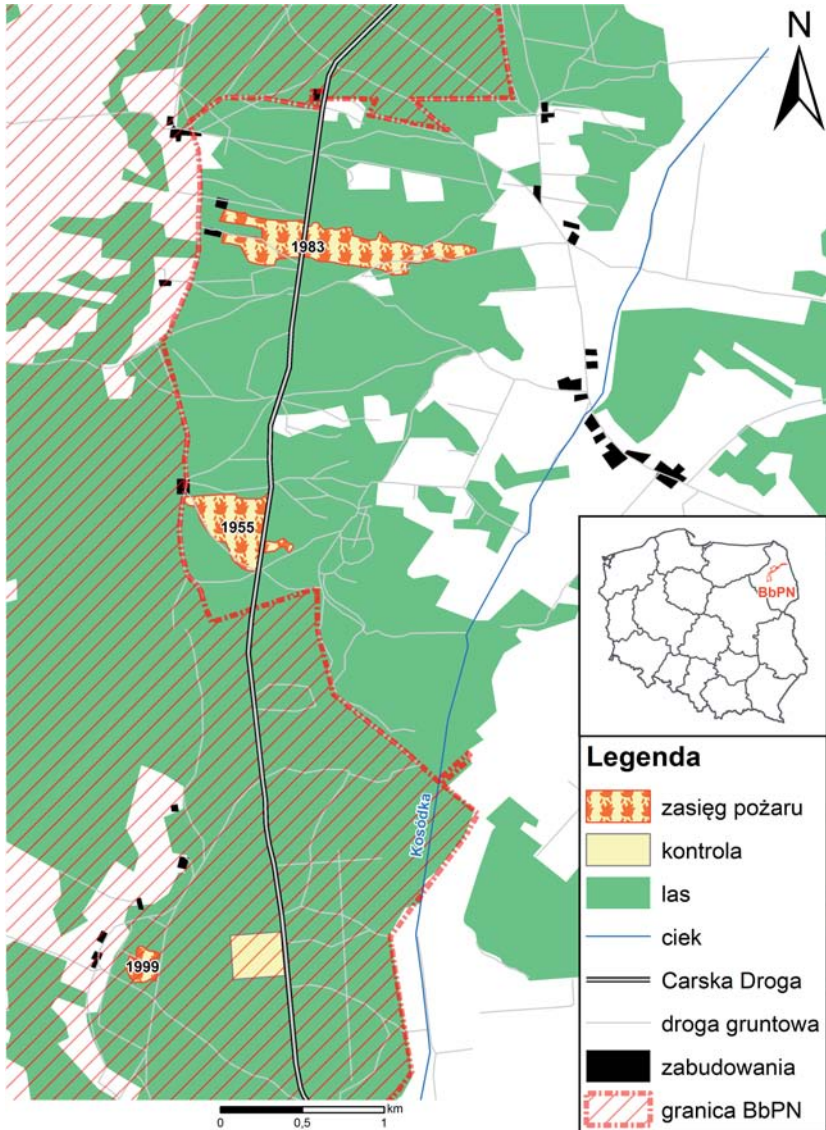
Celem niniejszych badań było określenie bogactwa gatunkowego porostów naziemnych trzech pożarzysk, zlokalizowanych na terenie Basenu Dolnego Doliny Biebrzy.

Teren badań

Kotlina Biebrzańska znajduje się w strefie klimatu umiarkowanego przejściowego, z uwydatniającymi się wpływami klimatu kontynentalnego. Specyfika układu czynników klimatycznych dała podstawy do wyróżnienia odrębnego subregionu biebrzańskiego. Średnia roczna suma opadów (wielolecie 1961-2000) wynosi 570 mm i jest to jedna z najniższych w regionie. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi 6,6°C. Amplituda średnich temperatur wynosi 21,8°C. Dominują wiatry zachodnie (Górniak 2000, 2004). W południowej części basenu, na stożku napływowym Narwi i w basenie Wizny, znajduje się największy w tej okolicy obszar wydmy, o długości 20 km. Ciągnie się on od Osowca do kolonii Nowa Wieś i oddziela strefę dolinową Biebrzy od zatorfionych rynien. Pomędzy wałami wydmy przecinającymi ten obszar znajduje się wiele zagłębień w których został zakumulowany torf leśny (Zurek 2005). Większość z omawianych wydym zajęta jest przez zespół subkontynentalnego boru świeżego (*Peucedano-Pinetum*). Miejscami zbiorowisku temu towarzyszą zbiorowiska zastępcze: murawy szczotlichowe (*Corynephorion*) i ciepłolubne (*Koelerion glaucae*) a także jałowczyska i wrzosowiska (*Nardo-Callunetea*). Występują one przede wszystkim w miejscach podlegających spontanicznej sukcesji po zaistnieniu pożarów, na zaburzonych przez ruch kołowy przydrożach leśnych oraz na terenach nieudanych upraw leśnych, intensywnie zgryzanych w tym rejonie przez łosie. Na terenach wydmy, w obrębie i sąsiedztwie pożarzysk, występują gleby rdzawe właściwe oraz rdzawe bielcowe (Czerwiński i in. 2000, RDLP Białystok).

Metodyka

Badania terenowe przeprowadzono w drugiej połowie lipca 2014 r. Obiektem badań były trzy pożarzyska położone na terenach wydmy wschodniej części Dolnego Basenu Biebrzy, na granicy Biebrzańskiego Parku Narodowego. Obiekty te charakteryzują się przebiegiem spontanicznej sukcesji. Na ich terenie występują obecnie murawy, wrzosowiska, jałowczyska oraz drzewostany brzoźowo-sosnowe, wraz z przestojami starych sosen, które przeżyły zaburzenia. Z obiektów młodszych częściowo usunięto martwe, nadpalone drzewa, pozostawiając pniaki oraz jedynie pojedyncze kłody. Wszystkie obiekty położone są w pobliżu gospodarstw ludzkich, po ich wschodniej stronie, co wskazuje na ich antropogeniczne pochodzenie i rozprzestrzenienie się razem z dominującym kierunkiem wiatrów (ryc. 1).



Ryc. 1. Lokalizacje badanych pożaryszk oraz obiektu kontrolnego na terenie wydmowym Basenu Dolnego w Biebrzańskim Parku Narodowym

Fig. 1. Locations of the investigated post-fire areas and the control object within dune area of the Lower Basin of the Biebrza National Park

Na terenie każdego obiektu pobrano odwierty z 10 losowo wybranych sosen w celu uściślenia daty pożarów. Policzono liczbę i zmierzono szerokość przyrostów rocznych drewna. Następnie wykonano wykresy zależności pomiędzy wiekiem drzew, szerokością słoików a wiekiem historycznym. Na podstawie określenia nagłych zmian w przyrostach rocznych drewna ustalono daty wystąpienia poszczególnych pożarów.

Na terenie każdego obiektu założono 14 systematycznie rozmieszczonych powierzchni badawczych o wielkości 150 m². Miejsca lokalizacji powierzchni wyznaczono w siatkach 50 m (dla obiektów większych) oraz siatce 25 m (dla obiektu mniejszego), uzyskanych z wykorzystaniem pełnych wartości układu PUWG92. Dla każdej z powierzchni sporządzono spisy florystyczne. Ponadto wykonano 14 spisów florystycznych na terenie borów świeżych w przyległych, 40-65 letnich drzewostanach sosnowych pochodzących z nasadzenia, na których nie stwierdzono zaistnienia pożaru. Granice pożarów wyznaczono z wykorzystaniem ortofotomap z serwisu GEOPORTAL (www.geoportal.gov.pl), oraz odbiornika GPS. Powierzchnie pożarzyste oraz obiektu kontrolnego obliczono w oprogramowaniu ArcGIS 10.

Z wykorzystaniem metody marszrutowej (Faliński 1990) określono skład gatunkowy porostów inwentaryzowanych pożarzystych oraz powierzchni kontrolnej. W spisie uwzględniono porosty naziemne (z wyłączeniem zinwentaryzowanych uprzednio powierzchni spisów florystycznych), występujące na drewnie oraz na dwóch głównych forofitach omawianych obiektów: brzozie brodawkowatej (*Betula pendula*) i sośnie zwyczajnej (*Pinus sylvestris*).

Bogactwo gatunkowe porostów naziemnych na terenie badanych obiektów określono metodą krzywych rozrzedzenia (Collwell 2013), z wykorzystaniem zestawów systematycznie zebranych spisów florystycznych. Podział na grupy ekologiczne porostów naziemnych przyjęto za opracowaniem Ketner-Oostra i in. (2012), dostosowanym do warunków północno-wschodniej Polski z wykorzystaniem opracowania Falińskiego i in. (1993). Istnienie różnic pomiędzy liczbami gatunków z poszczególnych grup na badanych obiektach sprawdzono z wykorzystaniem testu Kruskal'a-Wallis'a, a następnie wielokrotnych porównań testem Manna-Whitney'a z korektą Bonferroni'ego, w oprogramowaniu PAST (Hammer i in. 2001). Częstość występowania poszczególnych gatunków określono z wykorzystaniem 14 spisów florystycznych oraz spisu florystycznego dla całego obiektu, potraktowanego jako uzupełniający, piętnasty spis. Uzyskane wyniki porównano przy wykorzystaniu metody chronosekwencji, ponieważ wszystkie obiekty znajdują się na wydmach o tej samej genezie oraz w niewielkiej odległości od siebie, na siedliskach boru suchego (Bs) i boru świeżego (Bśw), wszystkie o potencjale boru świeżego, na glebach rdzawych.

Wyniki

Uzyskane wyniki analizy przyrostu słoików sosen pozwoliły na określenie dat zaistnienia pożarów na terenach wszystkich trzech analizowanych obiektów. W każdym przypadku zaobserwowano gwałtowny wzrost przyrostów rocznych drzew które przeżyły pożar. Zinwentaryzowane obiekty pochodzą kolejno z następujących lat:

1. – 1998-2000 (przyjęto datę 1999 – 15 lat) – pożar na powierzchni 3,1 ha,
2. – 1982-1984 (przyjęto datę 1983 – 31 lat) – pożar na powierzchni 26,9 ha,
3. – 1955-1956 (przyjęto datę 1955 – 59 lat) – pożar na powierzchni 15,1 ha,
4. – powierzchnia kontrolna – 63 letni bór sosnowy świeży – na powierzchni 8,5 ha.

Na terenie badanych obiektów odnaleziono 30 gatunków porostów naziemnych, 25 gatunków wystąpiło na martwym drewnie, 21 na sośnie (*Pinus sylvestris*) oraz 37 na brzozie (*Betula pendula*).

Najwięcej gatunków naziemnych (28) zaobserwowano na pożarzysku z 1983 roku, nieco mniej na obiekcie z 1999 roku (24). Znacznie mniej gatunków zaobserwowano na pożarzysku najstarszym (16) oraz na obiektach kontrolnych (14). Na szczególną uwagę zasługuje odnalezienie stanowisk *Cladonia stellaris* oraz *Cladonia turgida* na terenie pożarzyska z 1983 roku (tab. 1). Najwięcej gatunków związanych z martwym drewnem wystąpiło na pożarzysku z 1983 roku, gdzie odnaleziono również stanowisko rzadkiego gatunku chrobotka – *Cladonia botrytes*. Najwyższą liczbą gatunków występujących na sośnie (*Pinus sylvestris*) charakteryzuje się pożarzysko z 1955 roku (20), nieco mniej odnaleziono na obiekcie z 1983 roku (16). Najwyższą liczbą gatunków występujących na brzozie (*Betula pendula*) charakteryzowały się pożarzyska z 1983 roku (27) oraz z 1955 roku (26). Charakterystyczne dla omawianych obiektów, w tym przede wszystkim dla pożarzyska z 1983 roku jest obfite występowanie *Cetraria sepincola* na cienkich gałązkach brzoź, w tym największych okazów osiągających 4 cm średnicy, a także obfite występowanie *Usnea hirta*, których największe osobniki osiągają 10 cm długości.

Tab. 1. Występowanie porostów na terenie trzech pożarzysk oraz kontroli (liczba wystąpień na danym obiekcie w przypadku porostów naziemnych wynosi od 0 do 15, podkreślenie liczby oznacza, iż w skład otrzymanego wyniku wchodzi również stwierdzenie gatunku w sąsiedztwie 14 systematycznych powierzchni próbnych), w przypadku pozostałych wyróżnionych podłoży notowano jedynie obecność lub jej brak na terenie obiektu)

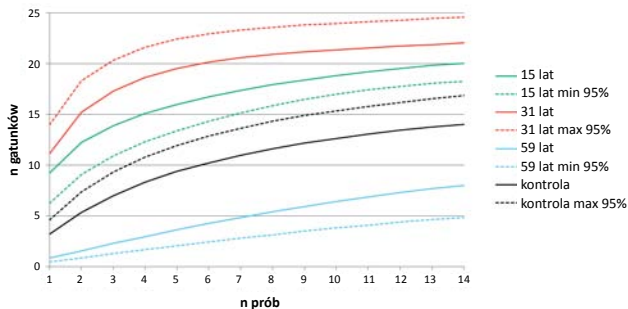
Table 1. The occurrence of lichens on the three investigated post-fire areas and the control (number of occurrence for terrestrial lichen ranges from 0 to 15, underlining the number means that the result also includes a finding of species in the vicinity of 14 systematic sample plots for other substrates only presence of species were noted)

Obiekt	Pożar 1999				Pożar 1983				Pożar 1955				Kontrola			
	gleba	drewno	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i>	gleba	drewno	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i>	gleba	drewno	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i>	gleba	drewno	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Betula pendula</i>
<i>Baeomyces rufus</i> (Huds.) Rebert.	<u>1</u>				0				0				0			
<i>Cetraria aculeata</i> (Schreb.) Fr.	<u>2</u>				<u>1</u>				0				0			
<i>Cetraria islandica</i> (L.) Ach.	<u>3</u>				<u>6</u>				<u>1</u>				2			
<i>Cetraria sepincola</i> (Ehrh.) Ach.	0			+	0			+	0			+	0			+
<i>Chaenotheca ferruginea</i> (Turner ex Sm.) Mig.	0				0		+		0		+	+	0		+	
<i>Cladonia arbuscula</i> ssp. <i>squarrosa</i> (Wallr.) Ruoss	0				<u>5</u>				<u>1</u>				2			
<i>Cladonia botrytes</i> (K.G. Hagen) Willd.	0				0	+			0				0			
<i>Cladonia cenotea</i> (Ach.) Schaer.	0				<u>4</u>	+		+	<u>3</u>			+	0			+
<i>Cladonia cervicornis</i> (Ach.) Flot.	<u>3</u>				<u>2</u>				0				0			
<i>Cladonia rangiformis</i> Hoffm.	2				0				0				0			

<i>Cladonia chlorophaea</i> agg	<u>3</u>				<u>6</u>	+	+	+	<u>3</u>			+	1	+		
<i>Cladonia coccifera</i> agg	0				<u>2</u>				0				0			
<i>Cladonia ciliata</i> Stirt. var. <i>tenuis</i> (Flörke) Ahti	0				<u>5</u>				0				1			
<i>Cladonia coniocraea</i> (Flörke) Spreng.	<u>1</u>	+			<u>1</u>	+		+	<u>1</u>	+	+		0	+	+	+
<i>Cladonia cornuta</i> (L.) Hoffm.	<u>14</u>				<u>10</u>	+		+	<u>2</u>	+			4			+
<i>Cladonia crispata</i> (Ach.) Flot.	<u>2</u>				<u>1</u>	+			0				0			
<i>Cladonia deformis</i> (L.) Hoffm.	<u>6</u>	+			<u>6</u>	+			<u>1</u>	+		+	1	+		+
<i>Cladonia digitata</i> (L.) Hoffm.	0				0				0	+	+		0	+	+	
<i>Cladonia fimbriata</i> (L.) Fr.	<u>12</u>	+			<u>13</u>	+		+	<u>2</u>	+		+	<u>3</u>			+
<i>Cladonia furcata</i> (Huds.) Schrad.	<u>9</u>				<u>9</u>	+			<u>2</u>				6			
<i>Cladonia glauca</i> Flörke	<u>6</u>	+			<u>13</u>	+			<u>2</u>		+	+	0			
<i>Cladonia gracilis</i> (L.) Willd.	<u>9</u>				<u>8</u>	+			<u>1</u>				3			
<i>Cladonia macilenta</i> Hoffm.	<u>14</u>	+	+	+	<u>14</u>	+	+		<u>2</u>	+	+	+	0	+	+	+
<i>Cladonia mitis</i> Sandst.	<u>14</u>	+			<u>13</u>	+			<u>1</u>				3			
<i>Cladonia phyllophora</i> Hoffm.	<u>12</u>				<u>10</u>				0				3			
<i>Cladonia rangiferina</i> (L.) F.H. Wigg.	1				<u>11</u>	+			<u>3</u>				<u>10</u>			
<i>Cladonia stellaris</i> (Opiz) Pouzar & Vězda	0				<u>6</u>				0				5			
<i>Cladonia subulata</i> agg	<u>14</u>				<u>14</u>	+			<u>1</u>				1			
<i>Cladonia turgida</i> (Ehrh.) Hoffm.	0				<u>1</u>				0				0			
<i>Cladonia uncialis</i> (L.) F.H. Wigg.	<u>1</u>				<u>3</u>				<u>1</u>				0			+
<i>Dimerella pineti</i> (Ach.) Vězda	0				0				0	+			0	+	+	
<i>Evernia prunastri</i> (L.) Ach.	0			+	0			+	0			+	0			
<i>Hypocomyce scalaris</i> (Ach. Ex Lilj.) M. Choisy	0		+	+	0	+	+	+	0	+	+	+	0		+	+
<i>Hypogymnia physodes</i> (L.) Nyl.	0		+	+	0	+	+	+	0	+	+	+	0	+	+	
<i>Hypogymnia tubulosa</i> (Schaer.) Hav.	0			+	0			+	0			+	0			
<i>Imshaugia aleurites</i> (Ach.) S. L. F. Meyer	0				0		+		0	+			0	+		
<i>Lecania cyrtella</i> (Ach.) Th. Fr.	0				0			+	0				0			
<i>Lecanora conizaeoides</i> Nyl. Ex Cromb.	0		+	+	0		+	+	0		+		0		+	+
<i>Lecanora pulicaris</i> (Pers.) Ach.	0			+	0		+	+	0		+	+	0		+	+
<i>Lecanora symmicta</i> (Ach.) Ach.	0			+	0			+	0			+	0			+
<i>Lepraria incana</i> (L.) Ach.	0			+	0			+	0			+	0		+	+
<i>Lepraria jackii</i> Tonsberg	0				0		+		0	+	+		0		+	+
<i>Melanelixia subaurifera</i> (Nyl.) O. Blanco at all.	0			+	0			+	0				0			
<i>Melanohalea exasperatula</i> (Nyl.) O. Blanco at all.	0				0			+	0				0			
<i>Micarea denigrata</i> (Fr.) Hedl.	0	+			0	+	+		0	+			0		+	
<i>Micarea micrococca</i> (Körb.) Gams ex Coppins	0				0				0	+			0		+	+
<i>Parmelia sulcata</i> Taylor	0			+	0		+	+	0			+	0			+
<i>Parmeliopsis ambigua</i> (Wulfen) Nyl.	0				0	+	+		0	+			0		+	+
<i>Peltigera rufescens</i> (Weiss) Humb.	<u>1</u>				<u>1</u>				0				0			
<i>Physcia tenella</i> (Scop.) DC.	0			+	0			+	0			+	0			
<i>Placynthiella dasaea</i> (Stirt.) Tonsberg	<u>3</u>				<u>1</u>				0			+	0			+

<i>Placynthiella oligotropha</i> (J.R. Laundron) Coppins & P.James	9				11	+			0			0			
<i>Platismatia glauca</i> (L.) W. L. Culb & C. F. Culb.	0				0				0		+	0			+
<i>Pseudevernia furfuracea</i> (L.) Zopf	0			+	0		+	+	0		+	+	0		+
<i>Scoliosporum chlorococcum</i> (Graewe ex Stenh.) Vězda	0			+	0		+	+	0		+	+	0		+
<i>Trapeliopsis granulosa</i> (Hoffm.) Lumbsch, in Hertel	8	+			6	+		+	0	+	+	+	0		
<i>Trapeliopsis flexuosa</i> (Fr.) Coppins & P. James	0				0	+	+		0		+	+	0		
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i> (Willd.) Hale	0			+	0			+	0			+	0		
<i>Usnea hirta</i> (L.) Weber ex F. H. Wigg.	0				0	+	+	+	0		+	+	0		
<i>Vulpicida pinastri</i> (Scop.) J.-E. Mattsson & M.J.Lai	0				0			+	0				0		
<i>Xanthoria parietina</i> (L.) Th. Fr.	0			+	0			+	0				0		
<i>Xanthoria polycarpa</i> (Hoffm.) Th. Fr. Ex Rieber	0			+	0			+	0				0		
łączna liczba taksonów	24	8	4	18	28	23	16	27	16	9	20	26	14	7	15

Pożarzyska z 1999 (15 letnie) i 1983 roku (31 letnie) charakteryzują się istotnie ($p < 0,05$) wyższym bogactwem gatunkowym porostów naziemnych, niż pożarzysko z 1955 roku oraz kontrola (ryc. 2). Pod względem bogactwa gatunkowego porostów naziemnych pożarzyska młode (15 i 31 letnie) nie różnią się istotnie. Pożarzysko stare (59 lat) oraz kontrola również nie różnią się bogactwem gatunkowym (ryc. 2).

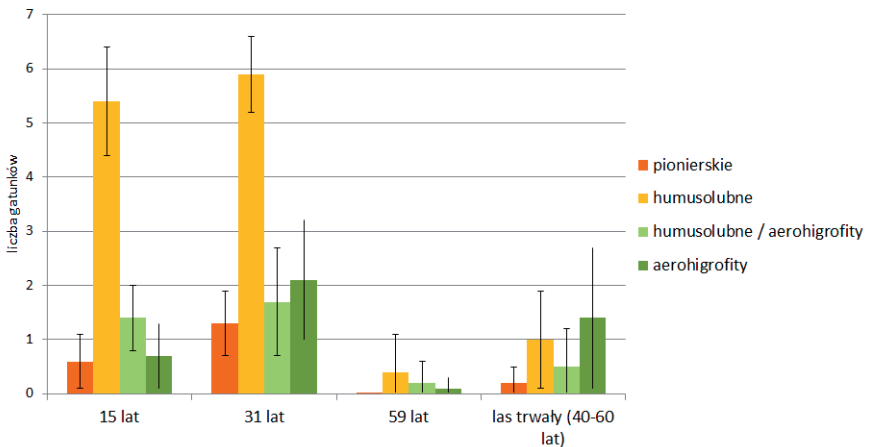


Ryc. 2. Bogactwo gatunkowe porostów naziemnych na pożarzyskach oraz na powierzchni kontrolnej (metoda krzywych rozrzedzenia, dla zwiększenia czytelności na wykresie pominięto nakładające się na siebie przedziały 95% prawdopodobieństwa)

Fig. 2. Species richness of the terrestrial lichens on the three post-fire areas and the control areas (rarefaction curves method, in order to increase readability of the figure all overlapping 95% probability intervals were omitted)

Pożarzyska 15 i 31 letnie wyróżniają się kilkukrotnie wyższym udziałem gatunków humusolubnych, niż obiekt 59 letni oraz obiekty kontrolne (ryc. 3). Wyniki testu Kruskala-Wallisa potwierdziły istnienie różnic pomiędzy liczbą gatunków pomiędzy obiektami

w przypadku wszystkich rozpatrywanych grup ekologicznych porostów. Wynikiem zastosowania wielokrotnych porównań testem Mann'a-Whitney'a było określenie potencjalnych różnic pomiędzy poszczególnymi obiektami. Nie stwierdzono istotnych różnic w bogactwie gatunków pionierskich pomiędzy obiektem kontrolnym oraz 59 letnim, a także pomiędzy obiektami 15 i 31 letnimi. Istotnie mniej gatunków pionierskich w stosunku do pożarzyska 15 i 31 letniego odnotowano na terenie pożarzyska 59 letniego oraz kontroli. Identyczne wyniki uzyskano przy porównaniu bogactwa gatunków humusolubnych oraz humusolubnych/aerohigrofitów na poszczególnych obiektach. W przypadku aerohigrofitów, na pożarzysku 31 letnim odnotowano istotnie więcej gatunków, niż na na 15 letnim, oraz 59 letnim. Obiekty 15 i 59 letnie, a także 59 i kontrolny nie różniły się między sobą. Obiekt 59 letni posiadał istotnie mniej gatunków aerohigrofitów, niż kontrolny.



Ryc. 3. Średnie liczby (+/- SD) gatunków porostów naziemnych z poszczególnych grup ekologicznych na pożarzyskach oraz obiektach kontrolnych

Fig. 3. Average numbers (+/- SD) of the terrestrial lichen species from the distinguished ecological groups on the three post-fire areas and the control areas

Dyskusja

Odnowienie sosny i brzozy na pożarzyskach jest znanym zjawiskiem (Dobrowolska 2008). Są to gatunki pionierskie, wydajnie kolonizujące siedliska zaburzone na dużych powierzchniach. Gleby dotknięte pożarem charakteryzują się niższymi stężeniami mikro i makroelementów w glebie oraz obniżoną aktywnością mikroorganizmów (Zwoliński i in. 2004). Warunki takie sprzyjają kolonizacji przez porosty, w tym przede wszystkim gatunki pionierskie i humusolubne. Wysoka degradacja gleby oraz roślinności widoczna była przede wszystkim na pożarzysku najmłodszym (15 letnie), gdzie na rozległych powierzchniach nie odnotowano obecności warstwy organicznej gleby. Na pożarzysku 31 letnim odnotowano

obecność w pełni rozwiniętych wrzosowisk. Oprócz dobrze wykształconej warstwy porostów, nastąpił tutaj już znaczny rozwój mchów. Najniższe bogactwo gatunkowe porostów naziemnych odnotowano na pożarzysku najstarszym, jest ono niższe (choć nieistotnie) nawet od bogactwa gatunkowego w lasach gospodarczych. Na terenie Nadleśnictwa Lubsko zaobserwowano najlepszy rozwój porostów w około 20-30 lat po zaistnieniu pożaru (Grochowski 2012). Na terenie badawczym istotnie najwyższe bogactwo gatunkowe porostów naziemnych odnotowano dla obiektów 15 i 31 letniego, co jest zgodne z uzyskanymi przez Grochowskiego (2012) wynikami. Młode drzewostany sosnowe (I i II klasa wieku) nasadzone na obszarach uprzednich rębni zupełnych charakteryzują się również podwyższonym bogactwem gatunkowym chrobotków (Stefańska-Krzaczek i Fałtynowicz 2013). Dla podwyższonego bogactwa gatunkowego najprawdopodobniej największe znaczenie ma przede wszystkim odpowiedni czas od wielkopowierzchniowego zaburzenia. Charakter zaburzenia wydaje się być również istotny. Zaburzenie w postaci pożaru jest zdecydowanie bardziej heterogeniczne, niż zaburzenie spowodowane rębnią zupełną.

Zmiany w składzie gatunkowym porostów odpowiadają zmianom w procesie sukcesji wtórnej spontanicznej na gruntach porolnych opisanych na terenie rezerwatu „Jelonka” (Faliński i in. 1993). Porosty naziemne pojawiają się w 4-5 roku po zaburzeniu. Od tego momentu ich znaczenie rośnie aż do stadium optymalnego murawy, w którym osiągają pełnię swojego rozwoju (około 25 lat). W kolejnych fazach udział porostów murawowych spada pod względem liczby gatunków i ilościowości na rzecz mchów, które zyskują na znaczeniu podczas formowania się zbiorowiska leśnego (Cieśliński i Czyżewska 1993). Bardzo niskie bogactwo gatunkowe porostów stwierdzone na pożarzysku 59 letnim jest najprawdopodobniej znacznie niższe niż w przypadku podobnych wiekowo obiektów porolnych rezerwatu Jelonka. Obiekt 59 letni jest niemal pozbawiony gatunków pionierskich i humusolubnych. Liczba odnotowanych tu gatunków jest niższa, niż dla drzewostanów w podobnym wieku, kształtujących się na gruntach porolnych. Oznacza to, że proces sukcesji wtórnej spontanicznej na pożarzyskach najprawdopodobniej zachodzi znacznie szybciej. Znacznie większą szybkość procesu sukcesji wtórnej spontanicznej po pożarze w porównaniu do gruntów porolnych odnotowała również Kwiatkowska-Falińska (2008). Spadek bogactwa gatunkowego porostów wraz z wiekiem pożarzyska zachodzi w obrębie Basenu Dolnego Biebrzy znacznie szybciej, niż w np. na pożarzyskach Kanady. Okres znacznego udziału porostów w runie borów sosnowych Kolumbii Brytyjskiej przypada na 50-100 lat od pożaru, a stadia z dominacją warstwy mszystej występują dopiero od 150 lat od zaistnienia pożaru (Coxson i Marsh 2001). Z kolei w regionie Quebec sukcesja po pożarze prowadzi do wykształcenia się borów świerkowo-chrobotkowych, które w ciągu 100-250 lat od zaistnienia pożaru są zbiorowiskiem trwałym (Morneau i Payette 1989).

Wyraźnie mniejsza liczba gatunków związanych z martwym drewnem oraz porostów nadrzewnych odnotowana została na pożarzysku 15 letnim. Na pozostałych obiektach odnotowano wyższe liczby gatunków porostów związanych z tymi mikrosiedliskami. Spowodowane jest to przede wszystkim ograniczoną dostępnością tych podłoży na obiekcie najmłodszym (15 letnim), oraz po części najkrótszym czasem, jaki upłynął od zaburzenia. W skład gatunkowy porostów nadrzewnych na obiektach młodych (15 i 31 letni) wchodzi wciąż wiele gatunków pionierskich, np. z rodzaju *Xanthoria*. Są to gatunki często najszybciej kolonizujące siedliska nadrzewne (Lipnicki 1998, Cieśliński 2003), zwane „gatunkami inicjującymi kolonizację” (Lipnicki 1998). Towarzyszy im grupa „pionierskich porostów

leśnych” (Lipnicki 1998), w skład których wchodzi m.in. *Hypogymnia physodes*, *Lecanora symmicta*, czy *Parmelia sulcata*. Na obiektach 31 i 59 letnim, oprócz obecności wielu gatunków z wymienionych grup, pojawiają się gatunki porostów z grupy „właściwych porostów leśnych” (Lipnicki 1998), jak np. *Usnea hirta*. W drzewostanie kontrolnym, pochodzącym z nasadzenia, wystąpiły gatunki ze wszystkich wymienionych grup, przy czym odnotowano jedynie minimalną liczbę gatunków z grupy „inicjujących kolonizację” (np. *Lecanora conizaeoides*). Czas potrzebny dla pojawiania i częściowej wymiany gatunków z poszczególnych grup w procesie sukcesji wtórnej spontanicznej na gruntach porolnych został określony dla osiki (*Populus tremula*) na około 40-70 lat (Lipnicki 1998). Na omawianych pożarzyskach proces ten (choć dla innych gatunków drzew) zachodzi w podobny sposób i ze zbieżną szybkością. Zebrane dane nie pozwalają jednak na przeprowadzenie bardziej dokładnego porównania. Na powierzchni kontrolnej (sukcesja wtórna wspomagana) proces wymiany gatunków nadrzewnych z wyróżnionych przez Lipnickiego (1998) grup wydaje się być znacznie bardziej posunięty. Spowodowane jest to najprawdopodobniej typowo leśnym charakterem zbiorowiska w 63 lata po nasadzeniu.

Wnioski

Najwyższym bogactwem gatunkowym porostów naziemnych charakteryzują się pożarzyska młode (15 i 31 letnie). Proces sukcesji wtórnej spontanicznej przebiegający na pożarzysku zachodzi najprawdopodobniej szybciej, niż w przypadku takiego samego procesu zachodzącego na gruntach porolnych. Zmiany składu gatunkowego porostów na korze drzew pokazują przemiany w kierunku zbiorowisk leśnych, przy czym proces ten wydaje się zachodzić z podobną szybkością, jak w przypadku sukcesji na gruntach porolnych. Proces sukcesji wtórnej spontanicznej prowadzi do kształtowania się zbiorowisk o wysokim bogactwie gatunkowym porostów naziemnych w jego pierwszych etapach i może być wykorzystywany w celu podniesienia bogactwa gatunkowego porostów w zbiorowiskach roślinnych.

Podziękowania

Autorzy pragną serdecznie podziękować Dyrekcji Biebrzańskiego Parku Narodowego za udostępnienie niezbędnych do badań materiałów, a także anonimowym recenzentom za ich cenne uwagi i sugestie.

Literatura

- Colwell R.K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 1993. Dynamika roślinności a zachowanie się roślin zarodnikowych W: Faliński J.B., Cieśliński S. i Czyżewska K. (red.) Atlas dynamiczno florystyczny rezerwatu Jelonka i przyległych obszarów. Phytocenosis 5, Supplementum Cartographiae Geobotanicae 3, Warszawa-Białowieża, 48-50.

- Coxson D.S., Marsh J. 2001. Lichen chronosequences (*postfire and postharvest*) in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests of northern interior British Columbia. *Canadian Journal of Botany* 79: 1449-1464.
- Czerwiński A., Matowicka B., Kołos A. 2000. Operat: Ochrona terenów leśnych. Plan Ochrony Biebrzańskiego Parku Narodowego (projekt), BPN.
- Dobrowolska D. 2008. Odnowienie naturalne na powierzchniach uszkodzonych przez pożar w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie. *Leśne Prace Badawcze* 69 (3): 255-264.
- Engelmark O. 1984. Forest fires in the Muddus national park (northern Sweden) during the past 600 years. *Canadian Journal of Botany* 62 (5): 893-898.
- Faliński J.B., Cieśliński S., Czyżewska K. 1993. Dynamic-Floristic Atlas of Jelonka. *Phytocenosis 5, Supplementum Cartographiae Botanicae 3, Warszawa-Białowieża*: 1-139.
- Fałtynowicz W. 1986. The dynamics and role of lichens in manager *Cladonia*-Scots pine forest (*Cladonio-Pinetum*) *Monographiae Botanicae* 69: 1-96.
- Górnjak A. 2000. Klimat województwa podlaskiego. IMGW Białystok.
- Górnjak A. 2004. Klimat i termika wód powierzchniowych Kotliny Biebrzańskiej. [w:] *Kotlina Biebrzańska i Biebrzański Park Narodowy. Aktualny stan, walory, zagrożenia i potrzeby czynnej ochrony środowiska* (red.) Banaszuk H.; Wydawnictwo Ekonomia i Środowisko, Białystok, 345-354.
- Grime J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*, John Willey and Sons, Wichester – New York – Brisbane – Toronto.
- Grochowski P. 2012. Secondary succession with the participation of protected species of lichens in the charred areas of the forest inspectorate of Lubsko. W: Lipnicki L. (red) *Lichen protection – Protected lichen species*, Sonar Literacki, Gorzów Wielkopolski: 205-212.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Ketner-Oostra R., Aptroot A., Jungerius P. D., Sýkora K. V. 2012. Vegetation succession and habitat restoration in Dutch lichen-rich inland drift sands. *Tuexenia* 32: 245-268.
- Kornaś J. 1958. Succession régressive de la vegetation de garrigue sur calcaires compacts dans la Montagne de la Gardiole près de Montpellier. *Acta Soc. Bot. Pol.* 27 (4): 563-596.
- Kwiatkowska-Falińska A. 2008. Post-fire succession on abandoned fields in coniferous forest habitat (Nord-East Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 77 (3): 245-254.
- Lipnicki L. 1998. Kształtowanie się flor porostów na podłożach o cechach pionierskich. *Monographiae Botanicae* 84: 1-150.
- Marozas V., Racinkas J., Bartkevicius E. 2007. Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forest. *Forest Ecology and Management* 250: 47-55.
- Morneau C., Payette S. 1989. Postfire lichen-spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Canadian Journal of Botany* 67 (9): 2770-2782.
- Obidziński A. 2001. Zaburzenie jako element dynamiki lasu. *Sylvan* 145 (5): 51-59.
- Piwnicki J., Szczygieł R. 2011. Pożary lasu w roku 2010. In: J. Wawrzoniak (ed.), *Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2010 roku na podstawie badań monitoringowych*. Instytut Badawczy Leśnictwa. Sękocin Stary: 89-92.
- RDLP Białystok, Leśna Mapa Numeryczna, Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku.

- Stefańska-Krzaczek E., Fałtynowicz W. 2013. Wzrost różnorodności gatunkowej chrobotków jako efekt rębni zupełnej na ubogich siedliskach borowych. *Sylwan* 157 (12): 929-936.
- Szczygieł R., Urbisz B. 2003. Pożary – przyczyna klęsk w lasach w Polsce i na świecie. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 84: 1-71.
- Van der Maarel E. 1993. Some remarks on disturbance and its relations to diversity and stability. *Journal of Vegetation Science*, 4: 733-736.
- Zwoliński J., Matuszczyk I., Hawryś Z. 2004. Właściwości chemiczne gleb i igieł sosny oraz aktywność mikrobiologiczna gleb na terenie pożarysk leśnych z 1992 roku w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie i Potrzebowice. *Leśne Prace Badawcze* 2004 (1): 119-133.
- Żurek S. 2005. Rzeźba i budowa geologiczna doliny Biebrzy W: Drycz A. i Werpachowski C. (red.) *Przyroda Biebrzańskiego Parku Narodowego*. Biebrzański Park Narodowy, Osowiec-Twierdza, 19-32.

**Piotr T. Zaniewski¹, Bartosz Potoczny², Łukasz Siedlecki²,
Róża Krasinska², Adam Bernatowicz³**

¹Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, Wydział Leśny,
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

²Sekcja Botaniki Leśnej, Koło Naukowe Leśników, Wydział Leśny,
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

³Biebrzański Park Narodowy

piotr.zaniewski@wl.sggw.pl

bartosz.potoczny.sggw@o2.pl,

lukasz0207@googlemail.com,

roza.krasinska@gmail.com

abernatowicz@biebrza.org.pl