

Paweł Góras, Anna Orczewska

ZRÓŻNICOWANIE RUNA W LASACH SOSNOWYCH POSADZONYCH NA GRUNTACH POROLNYCH I W STARYCH LASACH SOSNOWYCH NA SIEDLISKU BORU MIESZANEGO ŚWIEŻEGO

Differentiation of the herbaceous layer of the post-arable and ancient pine forests developing on a habitat of recent mixed pine forests

Abstract

The objective of the research was to ascertain whether there are quantitative and qualitative differences in the species composition of the herb layer in pine forests of different history and continuity in the landscape. Thus, the plants of the herbaceous layer of ancient and recent post-agricultural pine forests were compared. Lists of species present in the 10x10m plots and their percentage cover were recorded. For the species found in both forest types, Raunkiaer life forms spectrum, Grime life strategies spectrum, and the spectrum of seed dispersal modes were calculated, whereas the mean values of the species richness, and of species representing all the categories of life forms, life strategies and dispersal modes, in plots from both forest types were compared with the Mann-Whitney U test. Significant quantitative and qualitative differences in the herbaceous layer between two forest types were recorded. The negative impact of former agricultural use of the forests is shown, among others, in the decreased representation of chamephytes as compared to ancient forest, and increased proportion of species tolerating disturbance (R – ruderals, CR – competitor-ruderals, and SR – stress-tolerant ruderals). In the post-agricultural forests there were only a few auto-, baro- and myrmecochorous species, whereas epi- and endozoochores were much more numerous than in ancient forest. An effective protection of the herb layer composition requires not only the large area of a forest but also its long existence in the landscape.

KEY WORDS: forest continuity, life forms, life strategies, modes of seed dispersal, south-western Poland

Wstęp

Tereny, na których obecnie występują lasy wtórne, w przeszłości najczęściej były wykorzystywane do celów rolniczych (Brunet i von Oheimb 1998). Badania dowodzą (Verheyen et al. 1999), że rodzaj użytkowania ziemi w przeszłości, nawet tej bardzo odległej, wciąż ma wpływ na właściwości fizykochemiczne gleby. W związku z powyższym zarówno w badaniach ekologicznych, jak i przy określaniu typu siedliska, wcześniejsze użytkowanie rolnicze gleby powinno być zawsze brane pod uwagę (Grashof-Bokdam i Geertsema 1998, Verheyen et al. 1999, Matlack 2005). Drzewostany na terenach porolnych nie tylko mają zaburzone stosunki ekologiczne (Obmiński 1977, Mazur 2002, Alig i Butle 2004), lecz także lasy te charakteryzują się niedostateczną produktywnością (Long i Nair 1999, Alig i Butle 2004). Długotrwałe rolnicze użytkowanie gleby przyczynia się do obniżenia jej jakości. Wpływa to także na liczbę i ilościowość gatunków typowych dla starego lasu w runie lasów wtórnych. Znaczną rolę w kształtowaniu się składu gatunkowego runa lasów porolnych pełni również proces spontanicznego wkraczania roślin zielnych typowych dla starego lasu. Ponieważ większość gatunków z tej grupy nie dysponuje efektywnymi sposobami rozsiewania swych diaspor (są to najczęściej gatunki myrmeko- baro- i autochoryczne), stąd proces formowania się runa leśnego w lasach o charakterze porolnym jest długotrwały. Tymczasem epizoo-, endozoo- i anemochoria są ważnym mechanizmem rozprzestrzeniania diaspor na dalekie odległości (Grashof-Bokdam i Geertsema 1998). Dlatego też rośliny korzystające z tych sposobów rozsiewania dominują w runie lasów wtórnych.

Celem przeprowadzonych badań było stwierdzenie czy istnieją różnice ilościowe i jakościowe w składzie gatunkowym runa w lesie porolnym w porównaniu do lasu starego na tym samym siedlisku. Analizy tego typu są ważne, ponieważ przedstawiają wpływ dawnych zaburzeń antropogenicznych, w tym przede wszystkim odmiennej historii użytkowania gruntów, na których dziś rosną lasy, na obecny skład gatunkowy ich runa. Pod pojęciem starego lasu (ang. ancient forest) autorzy rozumieją pozostałości lasów naturalnych lub też wtórnych, ale powstałych w miejscach odlesionych w czasach historycznych. Jest to koncepcja wprowadzona i ugruntowana w literaturze przez Peterkena (1977) i Rackhama (1980), a w Polsce przez Dzwonko i Loster (2001). Aby uniknąć ewentualnych nieporozumień i nieścisłości należy zaakcentować, że autorzy koncepcji starych lasów podkreślają wagę ciągłości siedliska leśnego w czasie, a nie sam aktualny wiek drzewostanu.

Materiał i metody

Badania przeprowadzono na obszarze pomiędzy miejscowościami: Namysłów, Kluczbork i Miejsce, na Równinie Oleśnickiej (województwo opolskie). Wybór powierzchni badawczych podyktowany był czterema kryteriami: 1. występowaniem obu

typów lasów, tj. starych i porolnych, na analogicznym siedlisku (według typologii siedlisk, a nie pod względem ekologicznym, albowiem wiadomo, że siedliska tych lasów były w przeszłości użytkowane w inny sposób); 2. jednolitym wiekiem lasów porolnych, mieszczącym się w tej samej klasie; aby wykluczyć różnice w składzie gatunkowym warstwy zielnej, wynikające z odmiennego wieku nasadzeń porolnych; 3. bliskością lasów starych i porolnych, aby wykluczyć wpływ izolacji przestrzennej lasów wtórnych na charakter ich runa; 4. jak najlepszym stanem zachowania runa starych lasów, wolnych tym samym od silnych zaburzeń, a w konsekwencji od różnych przejawów degeneracji ich roślinności. Jedyną formą degeneracji tych układów był brak domieszki dębu w drzewostanie, czym nie różniły się zatem od lasów pochodzenia porolnego.

Analizując skład jakościowy i ilościowy runa wykorzystano metodę spisów florystycznych. Polegały one na wyznaczeniu kwadratu o boku 10 m, w którym oszacowano projektywne pokrycie gatunków w skali 1, 5, 10, 20,...100% (Tab. 1.). Wszystkie spisy florystyczne wykonano w lasach sosnowych na siedlisku boru mieszanego, o wariancie siedliska silnie świeżym naturalnym, w 40-letnich lasach sosnowych posadzonych na gruntach porolnych i w starych, ponad 100-letnich lasach sosnowych. Wybór wieku lasów wtórnych nie był przypadkowy, lecz podyktowany faktem, iż lasy z tej klasy wieku są na badanym terenie najliczniej reprezentowane. W przypadku starych lasów wiek drzewostanu nie był kryterium istotnym w doborze powierzchni, albowiem najważniejsza była ciągłość siedliska leśnego. Tę z kolei potwierdzono dzięki analizie historycznych map tych terenów, pochodzących z XVIII wieku (Orczewska, materiały niepublikowane). Dzięki mapom potwierdzono status starych lasów, albowiem egzystują one w krajobrazie od ponad 200 lat. Dzisiejszy, rzeczywisty wiek drzewostanów tych lasów ma zatem drugorzędne znaczenie. Fakt, że w grupie tej znalazły się drzewostany ponad 100-letnie, wynikał w głównej mierze z ostatniego z wymienionych wcześniej kryteriów, jakimi kierowano się w doborze powierzchni badawczych, tj. wystarczająco dobrze zachowanego runa leśnego. Poza tym w lasach gospodarczych trudno byłoby znaleźć drzewostany dużo starsze, gdyż z chwilą osiągnięcia wieku rębności, ich drewno jest pozyskiwane. W lasach porolnych sporządzono łącznie 143 spisy florystyczne, a w starych lasach 86. Dla obu typów lasów sporządzono spektrum form życiowych Raunkiaera, strategii życiowych Grime'a oraz spektrum typów rozsiewania diaspor (Kimsa 1996). Nazewnictwo roślin podano za Mirkiem et al. (2002).

Średnie wartości ogólnej liczby gatunków runa oraz liczby gatunków reprezentujących poszczególne kategorie form życiowych, strategii życiowych i typów rozsiewania, stwierdzone w lasach starych i porolnych porównano testem Manna-Whitney'a (Statistica 7.0).

Wyniki

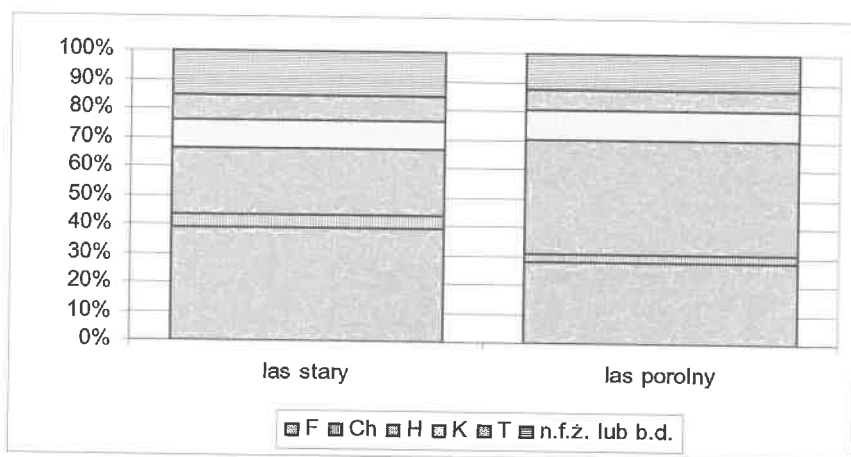
W starym lesie odnotowano łącznie występowanie 45 gatunków roślin. Średnie pokrycie warstwy runa kształtowało się na poziomie 79%. Tylko w starym lesie wystąpiło 7 następujących gatunków roślin: *Calluna vulgaris*, *Festuca ovina*, *Luzula pilosa*, *Rubus corylifolius*, *Rubus rudis*, *Salix cinerea* i *Ulmus laevis*. Średnia liczba gatunków w spisach pochodzących ze starych lasów wyniosła blisko 11. Na liście roślin naczyniowych, które odnotowano w lasach porolnych znalazły się 103 gatunki. Średnio w zdjęciu wystąpiło 14 gatunków, a średnie pokrycie warstwy zielnej wyniosło w lasach o tym charakterze 50%. Lasy z obu kategorii różniły się pod względem stwierdzonej w nich średniej liczby gatunków, o czym świadczył wynik testu Manna-Whitney'a ($Z=-6,22$, dla $p=0,00000$).

W składzie gatunkowym runa lasów porolnych największy udział w pokryciu miały *Deschampsia flexuosa* (ponad 27%), *Calamagrostis epigejos* (prawie 6%) i *Vaccinium myrtillus* (blisko 5%). Znaczny udział ilościowy w tym typie lasu posiadały też gatunki z rodzaju *Rubus*. W starym lesie bezwzględnie dominowała borówka czernica, ze średnim pokryciem osiągającym ponad 70%. W obu typach lasów wśród wszystkich gatunków największą różnicę w pokryciu zaobserwowano w przypadku *Vaccinium myrtillus*.

Analizując listy gatunków występujących w obu grupach lasów stwierdzono blisko o połowę mniej hemikryptofitów w starych lasach niż w porolnych, jednak około 1/3 więcej fanerofitów, niż w lasach wtórnych (Ryc. 1). Z porównań statystycznych średniej liczby gatunków reprezentujących poszczególne formy życiowe wynika, że lasy nie różniły się jedynie pod względem udziału terofitów. Średnia liczba chamefitów i kryptofitów w zdjęciu była wyższa w przypadku starego lasu (odpowiednio $Z=8,08$, $p=0,00000$ i $Z=2,76$, $p=0,00000$), a pozostałych form, tj. fanerofitów i hemikryptofitów w lasach porolnych (odpowiednio $Z=-4,73$, $p=0,00000$ i $Z=-9,39$, $p=0,00000$).

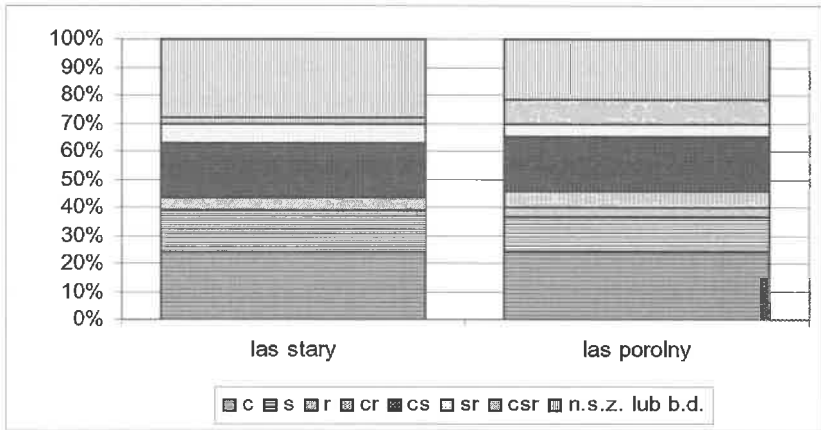
W oparciu o listy gatunków stwierdzonych w lasach z obu kategorii zauważono, że w starych lasach wystąpiło więcej roślin zdolnych do tolerowania zaburzeń (o strategii R) oraz odpornych na stres (o strategii S), niż w lasach porolnych. W tych drugich wystąpiło też o 1/5 mniej roślin o strategii SR. W lasach wtórnych zaobserwowano ponad 5% udział roślin o strategii CR, natomiast w lasach starych nie wystąpił ani jeden gatunek tego typu (Ryc. 2). Zgoła odmienne rezultaty uzyskano porównując średnią liczbę roślin reprezentujących różne strategie życiowe w spisach odnoszących się do starych i wtórnych lasów. Test Manna-Whitney'a dowiódł bowiem, że gatunków tolerujących zaburzenia o różnym nasileniu, tj. o strategii R, CR oraz SR, było więcej w lasach porolnych niż w starych (dla strategii R wartość $Z=-2,77$, $p=0,0056$; dla CR $Z=-2,48$, $p=0,01$, a dla strategii SR wartość testu wyniosła $-6,37$, $p=0,00000$). Średni udział roślin o strategii CSR także był statystycznie większy w lasach pochodzenia porolnego ($Z=-3,01$, $p=0,0026$), a udział pozostałych typów strategów, tj. C, S oraz CS, był w obu kategoriach lasów zbliżony.

Z analizy list florystycznych dla badanych lasów wynika, że w lesie porolnym wystąpiło blisko dwa razy więcej gatunków epizoochorycznych, niż w starym, a także więcej roślin endozoo- i anemochorycznych. Dla odmiany udział gatunków roślin myrmekochorycznych w starym lesie był dwukrotnie większy aniżeli w lasach wtórnego pochodzenia (Ryc. 3). Część z tych tendencji potwierdzono również porównując średnie liczby gatunków o różnym sposobie rozsiewania diaspor w zdjęciach pochodzących z obu lasów. Okazało się bowiem, że w spisach sporządzonych w lasach wtórnych było więcej gatunków endozoo- i epizoochorycznych, niż w starych lasach (odpowiednio $Z=-7,45$, $p=0,00000$ i $Z=-5,33$, $p=0,00000$). Co ciekawe jednak, w lasach porolnych stwierdzono też więcej roślin barochorycznych ($Z=-4,76$, $p=0,00000$), a pod względem udziału pozostałych grup lasy nie różniły się na tyle znacząco, aby znalazło to odbicie w wartości testu Manna-Whitney'a.



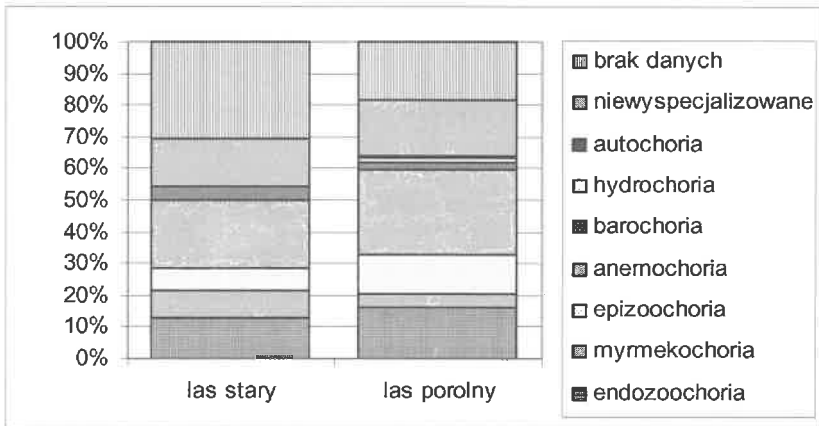
Ryc. 1. Udział form życiowych Raunkiaera w runie badanych lasów (w oparciu o listy gatunków, jakie w nich odnotowano); n.f.ż. – nieokreślona forma życiowa, b.d. – brak danych.

Fig. 1. Participation of Raunkiaer life forms in the herb layer of forests studied (based on species lists); n.f.ż. – undefined life form, b.d. – no data available.



Ryc. 2. Spektrum strategii życiowych Grime'a dla badanych lasów (w oparciu o listy gatunków, jakie w nich odnotowano); n.s.z. – nieokreślona strategia życiowa, b.d. – brak danych.

Fig. 2. Grime's life strategies spectrum for forests studied (based on species lists); n.s.z. – undefined life strategy, b.d. – no data available.



Ryc. 3. Procentowy udział roślin runa w badanych lasach ze względu na sposób rozprzestrzeniania ich diaspor (w oparciu o listy gatunków, jakie w nich odnotowano).

Fig. 3. Spectrum of the modes of seed dispersal for the herb layer species occurring in forests studied (based on species lists).

Tab. 1. Gatunki roślin runa leśnego i ich średnie pokrycie

Tab. 1. Herb layer species and their average coverage

Legenda:

>10%	9,99-1%	0,99-0,5%	0,49-0,1%	0,09-0,01%	0,01%>
------	---------	-----------	-----------	------------	--------

L.p.	Gatunki	las	
		stary	porolny
1	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	0,01%	0,04%
2	<i>Achillea millefolium</i> L. S. STR.	0%	0,01%
3	<i>Agrostis capillaris</i> L.	0,04%	0,54%
4	<i>Agrostis gigantea</i> ROTH.	0%	0,01%
5	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	0%	0,01%
6	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L. S. STR.	0%	0,01%
7	<i>Avena sativa</i> L.	0%	0,01%
8	<i>Betula pendula</i> ROTH	0,64%	0,74%
9	<i>Bromus hordeaceus</i> L.	0%	0,21%
10	<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) ROTH	1,09%	5,72%
11	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) HULL	0,16%	0%
12	<i>Carex brizoides</i> L.	0%	0,02%
13	<i>Carex hirta</i> L.	0%	0,01%
14	<i>Carex ovalis</i> GOODEN.	0%	0,06%
15	<i>Carex sp.</i>	0,01%	0,02%
16	<i>Chamaenerion angustifolium</i> (L.) SCOP.	0%	0,09%
17	<i>Chelidonium majus</i> L.	0%	0,01%
18	<i>Corylus avellana</i> L.	0%	0,01%
19	<i>Danthonia decumbens</i> DC.	0%	0,01%
20	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P. BEAUV.	0%	0,01%
21	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) TRIN.	1,54%	27,09%
22	<i>Dryopteris carthusiana</i> (VILL.) H. P. FUCHS	0,49%	2,02%
23	<i>Dryopteris dilatata</i> (HOFFM.) A. GRAY	0,01%	0,3%
24	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) SCHOTT	0%	0,21%
25	<i>Equisetum arvense</i> L.	0%	0,02%
26	<i>Equisetum sylvaticum</i> L.	0%	0,16%
27	<i>Fagus sylvatica</i> L.	0,35%	0,03%

28	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á. LÖVE	0%	0,06%
29	<i>Festuca gigantea</i> (L.) VILL.	0%	0,01%
30	<i>Festuca ovina</i> L. S. STR.	0,01%	0%
31	<i>Festuca rubra</i> L. S. STR.	0%	0,03%
32	<i>Fragaria vesca</i> L.	0%	0,01%
33	<i>Frangula alnus</i> MILL.	0,62%	1,27%
34	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	0%	0,01%
35	<i>Galeopsis pubescens</i> BESSER	0%	0,13%
36	<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	0,01%	0,13%
37	<i>Galium mollugo</i> L. S. STR.	0%	0,01%
38	<i>Hedera helix</i> L.	0%	0,01%
39	<i>Hieracium lachenalii</i> C. C GMEL.	0%	0,01%
40	<i>Hieracium pilosella</i> L.	0%	0,01%
41	<i>Holcus lanatus</i> L.	0%	0,02%
42	<i>Holcus mollis</i> L.	0,06%	0,48%
43	<i>Humulus lupulus</i> L.	0%	0,01%
44	<i>Hypericum perforatum</i> L.	0%	0,01%
45	<i>Impatiens parviflora</i> DC.	0,01%	0,13%
46	<i>Juncus effusus</i> L.	0%	0,05%
47	<i>Lactuca serriola</i> L.	0%	0,03%
48	<i>Larix decidua</i> MILL.	0%	0,04%
49	<i>Luzula pilosa</i> (L.) WILLD.	0,04%	0%
50	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	0%	0,01%
51	<i>Maianthemum bifolium</i> (L.) F. W. SCHMIDT	0%	0,1%
52	<i>Melampyrum pratense</i> L.	0,69%	0,14%
53	<i>Milium effusum</i> L.	0,01%	0,01%
54	<i>Moehringia trinervia</i> (L.) CLAIRV.	0,01%	0,11%
55	<i>Molinia caerulea</i> (L.) MOENCH S. STR.	0%	0,09%
56	<i>Mycelis muralis</i> (L.) DUMORT.	0%	0,05%
57	<i>Nardus stricta</i> L.	0%	0,01%
58	<i>Oxalis acetosella</i> L.	0,06%	0,94%
59	<i>Oxalis fontana</i> BUNGE	0%	0,01%
60	<i>Picea abies</i> L. H. KARST.	0,56%	0,14%
61	<i>Pinus sylvestris</i> L.	0,73%	0,84%

62	<i>Poa pratensis</i> L. S. STR.	0%	0,02%
63	<i>Populus tremula</i> L.	0,01%	0,07%
64	<i>Padus serotina</i> (EHRH.) BORKH.	0,09%	1,01%
65	<i>Prunus spinosa</i> L.	0%	0,01%
66	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) KUCHN	4,11%	1,13%
67	<i>Pyrus communis</i> L.	0,01%	0,03%
68	<i>Quercus robur</i> L.	0,95%	0,84%
69	<i>Quercus rubra</i> L.	0,06%	0,59%
70	<i>Ribes uva-crispa</i> L.	0%	0,01%
71	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	0%	0,04%
72	<i>Rosa canina</i> L.	0%	0,01%
73	<i>Rubus bifrons</i> VEST	0,02%	0,78%
74	<i>Rubus capitulatus</i> UTSCH	0,02%	0,73%
75	<i>Rubus corylifolius</i> SM. AGG.	0,09%	0%
76	<i>Rubus gracilis</i> J. PRESL & C. PRESL	0,06%	1,05%
77	<i>Rubus guentheri</i> WEIHE	0%	0,01%
78	<i>Rubus hirtus</i> WALDS. & KIT. AGG.	0%	1,28%
79	<i>Rubus idaeus</i> L.	0,08%	3,27%
80	<i>Rubus orthostachys</i> G. BRAUN	0%	0,07%
81	<i>Rubus plicatus</i> WEIHE & NEES	0,04%	1,47%
82	<i>Rubus rudis</i> WEIHE	0,01%	0%
83	<i>Rubus siemianicensis</i> SPRIB.	0,01%	0,02%
84	<i>Rubus sprengelii</i> WEIHE	0%	0,21%
85	<i>Rubus sulcatus</i> VEST	0%	0,01%
86	<i>Rubus sp.</i>	0,33%	0,04%
87	<i>Rumex acetosa</i> L.	0%	0,09%
88	<i>Rumex acetosella</i> L.	0,05%	0,62%
89	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	0%	0,01%
90	<i>Salix alba</i> L.	0%	0,01%
91	<i>Salix cinerea</i> L.	0,01%	0%
92	<i>Sambucus nigra</i> L.	0%	0,09%
93	<i>Sambucus racemosa</i> L.	0%	0,2%
94	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	0%	0,01%
95	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	0%	0,01%

96	<i>Senecio ovatus</i> (P. GAERTN., B. Mey. & SCHERB.) WILLD.	0%	0,01%
97	<i>Senecio vulgaris</i> L.	0%	0,01%
98	<i>Solidago gigantea</i> AITON	0%	0,01%
99	<i>Solidago virgaurea</i> L.	0%	0,01%
100	<i>Sonchus arvensis</i> L.	0%	0,01%
101	<i>Sorbus aucuparia</i> L. EMEND. HEDL.	0,32%	0,61%
102	<i>Stellaria media</i> (L.) VILL.	0,02%	0,23%
103	<i>Tilia cordata</i> MILL.	0%	0,01%
104	<i>Trientalis europaea</i> L.	0,26%	0,59%
105	<i>Ulmus laevis</i> PALL.	0,02%	0%
106	<i>Urtica dioica</i> L.	0%	0,01%
107	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	73,65%	4,99%
108	<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.	0,6%	0,07%
109	<i>Vicia cracca</i> L.	0%	0,01%
110	<i>Viola reichenbachiana</i> JORD. EX BOREAU	0%	0,02%

Dyskusja

Miarą degeneracji lasu są zmiany roślinności w stosunku do potencjalnej roślinności naturalnej danego terenu. Jest to element łatwo rozpoznawalny i jednocześnie dosyć obiektywny. Różnice dotyczą zarówno liczby gatunków, jak i ich pokrycia (Olaczek 1974). Diagnoza fitosocjologiczna siedliska oparta jest na założeniu, że skład fitocenozy jest przede wszystkim wypadkową układu czynników siedliskowych. Zmiana tych ostatnich stwarza zatem nową kombinację gatunków, a tym samym powstanie innych zbiorowisk (Sienkiewicz i Kloss 2001).

W starych lasach odnotowano mniejszą liczbę gatunków roślin, niż w lasach porolnych. Z kolei Singleton et al. (2001) stwierdzają, że ogólne bogactwo i różnorodność gatunkowa były większe w lasach porolnych niż w starych. Inne badania (Brunet i von Oheimb 1998, Bossuyt et al. 1999, Dzwonko 2001a) nie potwierdzają tego i wskazują, że nie było znaczących różnic w ogólnej liczbie gatunków występujących w starych i wtórnych lasach. Różnice w otrzymanych przez nas wynikach w stosunku do danych niektórych autorów wynikają prawdopodobnie z tego, że prowadziliśmy badania w starych lasach sosnowych, w których bogactwo gatunkowe runa jest mniejsze, niż w lasach liściastych czy mieszanych. W lasach sosnowych o porolnym charakterze na początku pojawia się wiele gatunków, które następnie przegrywają w konkurencji z gatunkami

właściwymi dla borów sosnowych. Dlatego w młodych lasach porolnych obserwuje się większe bogactwo gatunkowe, niż w lasach starych.

Z przeprowadzonych badań wynika, że stopień pokrycia warstwy zielnej w starych lasach był większy niż we wtórnych. Zbieżne rezultaty otrzymał Dzwonko (2001a). Z kolei wyniki uzyskane przez innych autorów (Bossuyt et al. 1999), prowadzących swe badania w obrębie siedlisk grądowych, nie potwierdzają znaczących różnic pomiędzy lasami w średnim pokryciu ich runa. Można na tej podstawie wnioskować, że pokrycie warstwy zielnej w znacznym stopniu zależy od typu zbiorowiska i dlatego nasze rezultaty są podobne do tych, jakie otrzymał Dzwonko (2001a), który także badał nasadzenia sosnowe.

Pomimo ponad 40 lat sukcesji skład gatunkowy runa w lasach sosnowych na gruncie porolnym jest znacząco inny niż w starych lasach. Podobne dane podaje Dzwonko (2001a) dla sosnowych lasów w wieku 52 lat. Oznacza to, że lasy porolne na tych siedliskach, pomimo blisko pół wieku swego istnienia, w dalszym ciągu są ekosystemami o zaburzonym charakterze. Nie jest to jednak wynik zaskakujący, gdyż wszystkie dotychczasowe prace dotyczące procesu renaturalizacji runa w lasach wtórnego pochodzenia dowodzą, że jest to proces długotrwały, liczony w dziesiątkach, a czasem i setkach lat.

W lasach porolnych stwierdzono obecność cespityzacji, formy degeneracji runa, którą wyróżnił Olaczek (1974). Odnotowano w nich bowiem większe pokrycie *Calamagrostis epigejos* i *Deschampsia flexuosa*, niż w starych zbiorowiskach borowych (Tab. 1.).

Z przeprowadzonych badań wynika, że w starych lasach największy udział mają fanerofity, drugą pod względem liczebności grupą są hemikryptofity, a trzecią kryptofity. Z kolei badania Hermyego et al. (1999), a także Dzwonko i Loster (2001), Verheyena et al. (2003), Wulf (2003) oraz Orczewskiej (2004) wskazują, że w starych lasach największy udział mają hemikryptofity, a trochę mniejszy geofity. Największa więc różnica występuje w udziale fanerofitów. Badania Orczewskiej i Fernes (2006) potwierdzają znaczny udział fanerofitów w starych lasach sosnowych, chociaż nie jest to najliczniejsza grupa roślin. Wyniki Orczewskiej i Fernes (2006) są podobne do wyników naszych badań pod tym względem, że w starych lasach sosnowych najliczniejsze dwie grupy roślin to fanerofity i hemikryptofity. Wulf (2003) pisze, że w lasach wtórnych dominują terofity. Tendencji takiej jednak nie stwierdziliśmy w przypadku badanych przez nas lasów porolnych. Odnotowaliśmy natomiast więcej chamefitów w spisach pochodzących ze starych lasów, aniżeli w lasach o wtórnym charakterze. Prawdopodobnie ta, obserwowana także m. in. przez Hermiego et al. (1999), Wulf (2003) oraz Orczewską i Fernes (2006) dowodzi, że wcześniejsze użytkowanie rolnicze odbija się negatywnie na strukturze i charakterze ekologicznym runa lasów mających takie pochodzenie. Innym tego przejawem jest mniejsza liczba geofitów w lasach wtórnych niż w starych, co także zaobserwowaliśmy w wyniku przeprowadzonych badań. Tendencja ta wypływa z faktu,

że geofity zazwyczaj produkują mało nasion, ponadto wolno kolonizują nowe obszary (Verheyen et al. 2003), a przede wszystkim nie są odporne na zaburzenia. Z kolei większy udział fanerofitów, a mniejszy hemikryptofitów w lasach starych niż porolnych prawdopodobnie wynika z tego, że znaczna część hemikryptofitów jako roślin nie tylko leśnych, ale także charakterystycznych dla wielu siedlisk nieleśnych, ustępuje z upływem czasu miejsca fanerofitom, jako gatunkom bardziej odpowiednim w ekosystemie leśnym na tym terenie.

Otrzymane przez nas wyniki wskazują, że zarówno w starych lasach, jak i w lasach porolnych dominowały rośliny o strategii C, czyli zdolne do konkurencji. Zarówno Dzwonko i Loster (2001) jak i Orczewska (2004) dowodzą, że runo w starych lasach liściastych cechuje się większym udziałem roślin o strategii S, czyli zdolnych do znoszenia stresu, niż runo lasów wtórnych czy też silnie zaburzonych. Z naszych badań wynika, że gatunki tolerujące stres także liczniej reprezentowane były w starych lasach, niż w tych o porolnym charakterze (niemniej jednak nie jest to różnica istotna statystycznie). Obserwacje nasze są zgodne z tymi, uzyskanymi przez Orczewską i Fernes (2006) z których wynika, że w starych lasach sosnowych oraz w lasach porolnych najliczniejsze są rośliny o strategii C i CS (nie uwzględniając roślin o nieokreślonej strategii życiowej i dla których brak danych). Wulf (2003) wskazuje, że w starych lasach dominują rośliny o strategii CSR, podczas gdy w badanych przez nas lasach grupa ta stanowiła niewiele ponad 2%. Uzyskaliśmy natomiast rezultaty podobne do danych Wulf (2003), która stwierdziła, że w lasach wtórnych najliczniejsze są rośliny o strategiach CR i CS. Warto także podkreślić, że lasy różniły się istotnie średnią liczbą gatunków odpornych na zaburzenia o różnym nasileniu, albowiem strategów R, CR oraz SR było znacząco więcej w lasach pochodzenia porolnego.

Większy udział procentowy gatunków myrmekochorycznych odnotowano w lasach starych, niż we wtórnych. Wyniki te są zgodne z rezultatami, jakie uzyskali m. in. Brunet i von Oheimb 1998, Bossuyt et al. 1999, Dzwonko (2001a,b) oraz Singleton et al. (2001), którzy stwierdzili, że liczba gatunków rozsiewanych przez mrówki była mniejsza w lasach wtórnych i zmniejszała się wraz z odległością do starego lasu. Badania Bruneta i von Oheimba (1998), Bossuyt et al. (1999) i Dzwonko (2001a,b) wskazują, że w lasach porolnych większy jest też udział gatunków anemochorycznych. Podobne rezultaty uzyskaliśmy w naszych badaniach, choć nie były to tendencje odnoszące się do średniej liczby gatunków o danym typie rozsiewania, obecnych w spisach pochodzących z lasów obu typów, a tylko uzyskane w oparciu o udział tychże reprezentantów na liście gatunków stwierdzonych w obu kategoriach lasów. Rośliny anemochoryczne stanowiły najliczniejszą grupę zarówno w lasach starych jak i porolnych. Pod tym względem wyniki jakie uzyskaliśmy są zbieżne z tymi, otrzymanymi przez Hermiego et al. (1999). Z badań naszych wynika też, że w starych lasach znaczny jest udział nie tylko gatunków

anemo-, ale także epizoochorycznych. Te ostatnie jednak, obok roślin rozsiewanych na drodze endozoochorii, były znacznie częściej odnotowywane w lasach wtórnych niż w starych, co potwierdzono w sposób statystyczny. Badania nasze nie potwierdziły zatem obserwacji podanych przez Singletona et al. (2001), świadczących o braku różnic w liczbie gatunków endozoochorycznych pomiędzy lasami obu typów. W lasach porolnych, które zbadaliśmy, z grupy roślin dysponujących efektywnymi sposobami rozsiewania, gatunki epizoo- i endozoochoryczne mają największe znaczenie w kształtowaniu się runa tychże lasów.

Odmienny skład jakościowy i ilościowy roślin zielnych w porównywanych typach lasów świadczy o tym, że gatunki migrują w różnym tempie, a proces migracji zależy w znacznym stopniu od sposobu rozprzestrzeniania diaspor roślin runa leśnego. Podobne informacje podają Matlack (1994), Brunet i von Oheimb (1998), Bossuyt et al. (1999), Dzwonko (2001a) oraz Singleton et al. (2001). Autorzy ci dowodzą, że sposób rozprzestrzeniania diaspor jest istotnym czynnikiem decydującym o tempie kolonizacji lasów wtórnych przez typową florę leśną, jednak nie jest jedynym czynnikiem o tym decydującym. Ważne jest oczywiście to, że historyczne użytkowanie danego terenu ma także wpływ na skład chemiczny i strukturę gleby oraz na skład gatunkowy banku nasion w glebie.

Wnioski

1. Runo badanych typów lasów, pomimo występowania na tym samym siedlisku, cechuje wiele różnic jakościowych i ilościowych. Przyczyn tego faktu należy szukać w odmiennej historii użytkowania dzisiejszych lasów, a co za tym idzie w ich różnym okresie trwania w krajobrazie.
2. Lasy porolne cechują się większym bogactwem gatunkowym, aniżeli runo starych lasów. Jest to często obserwowana w układach tego typu tendencja, wynikająca najprawdopodobniej w głównej mierze z tego, że w skład warstwy zielnej lasów porolnych wchodzi szereg gatunków siedlisk nieleśnych, których brak w starym lesie. Spadek liczby gatunków w lesie porolnym, będący przejawem stabilizowania się charakteru jego runa, odbywa się zatem w lasach sosnowych reprezentujących wyższe klasy wieku, niż badane przez nas nasadzenia.
3. Jednym z przejawów negatywnego wpływu wcześniejszego użytkowania rolniczego w przypadku lasów wtórnych jest mniejszy niż w starych lasach udział w ich runie gatunków odpornych na stres oraz większy udział gatunków o strategii R, CR i SR. Dowodem ujemnego wpływu zaburzeń jest także mniejsza liczba chamefitów w lasach porolnych w stosunku do starych borów sosnowych.
4. Niewielki udział gatunków rozsiewanych przez mrówki oraz liczny udział gatunków epizoo-, endozoo-, a także anemochorycznych w runie lasów porolnych jest kolejnym

dowodem negatywnego wpływu wcześniejszego użytkowania rolniczego gleb tychże lasów na charakter ekologiczny ich runa.

5. Pragnąc zachować naturalny skład gatunkowy runa w lasach, należy zadbać nie tylko o dużą powierzchnię arealów leśnych, ale również o ich dostatecznie długi czas egzystencji w przyrodzie.

LITERATURA

- ALIG R. J., BUTLE B. J. 2004. Projecting large-scale area changes in land use and land cover for terrestrial carbon analyses. *Environmental Management* 33 (4): 443-456.
- BOSSUYT B., HERMY M., DECKERS J. 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology* 87: 629-638.
- BRUNET J., von. OHEIMB G. 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86: 429-438.
- DZWONKO. Z. 2001a. Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* 38: 942-951
- DZWONKO Z. 2001b. Effect of proximity to ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. *Ecography* 24:198-204.
- DZWONKO. Z., LOSTER S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. Typologia zbiorowisk i kartografia roślinności w Polsce – rozważania nad stanem współczesnym. *Prace Geograficzne* 178: 119-132.
- GRASHOF-BOKDAM C., GEERTSEMA W. 1998. The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. *Journal of Biogeography* 25: 837-846.
- HERMY M., HONNAY O., FIRBANK L., GRASHOF-BOKDAM C. LAWESSON J. E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation* 91: 9-22.
- KIMSA T. 1996. Liczby wskaźnikowe flory Polski wraz z synonimami. Katowice. (maszynopis)
- LONG A. J., NAIR P. K. R. 1999. Trees outside forests: agro-, community, and urbanoforestry. *New Forests*. 17(1/3):145-174.
- MATLACK G. R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75(5): 1491-1502.
- MATLACK G. R. 2005. Slow plants in a fast forest: local dispersal as a predictor of species frequencies in a dynamic landscape. *Journal of Ecology* 93: 50-59.
- MAZUR S. 2002. Wpływ wielkości biogrup na zgrupowania mrówek epigeicznych. *Sylwan* 6: 13-19.
- MIREK Z., PIĘKOŚ-MIRKOWA H., ZAJĄC A., ZAJĄC M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland. A checklist. W. Szafer Institute of Botany PASC. Kraków.
- OBMIŃSKI Z. 1977. *Ekologia lasu*. PWN. Warszawa.
- OLACZEK R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenoz leśnych i metody ich badania. *Phytocenosis* 3.(3/4): 179-190.

- ORCZEWSKA A. 2004. Isolated forest remnants as refugia of ancient woodland flora. *Ecological Questions* 4: 91-98.
- ORCZEWSKA A., FERNES M. 2006. Life history traits as tools in understanding the distribution patterns of herb layer plants in forests of different history (continuity of habitat) and disturbance level. *Scripta Facultatis Rerum Naturalium Universitatis Ostraviensis* 163: 21-27.
- PETERKEN G. 1977. Habitat conservation priorities in British and European woodlands, *Biological Conservation* 11: 223-236.
- RACKHAM O. 1980. Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England, Edward Arnold, London: 1-406.
- SIENKIEWICZ J., KLOSS M. 2001. Wskaźnikowa rola roślinności leśnej w diagnozie stanu siedlisk - fitoindykacyjna waloryzacja siedlisk leśnych ze sztucznie wprowadzoną sosną na Niżu Polskim: monografia. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
- SINGLETON R., GARDESCU S., MARKSA P. L., GEBER M. A. 2001. Forest herb colonization of postagricultural forest in central New York State, USA. *Journal of Ecology* 89: 325-338.
- VERHEYEN K., BOSSUYT B., HERMY M., TACK G. 1999. The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography* 26: 1115-1128.
- VERHEYEN K., BOSSUYT B., HONAAAY O., HERMY M. 2003. Herbaceous plant community structure of ancient and recent forests in two contrasting forest types. *Basic and Applied Ecology* 4: 537-546.
- WULF M. 2003. Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. *Flora* 198: 444-460.

Adresy autorów:

Uniwersytet Śląski, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska
Katedra Ekologii, ul. Bankowa 9, 40-007 Katowice,
tel. (0 32) 359 15 48, goraspawel@o2.pl, anna.orczewska@us.edu.pl

