

WPŁYW CZYSZCZEŃ NA ROZWÓJ ROŚLINNOŚCI RUNA W SPONTANICZNYCH ODNOWIENIACH BRZOSOWYCH PO POŻARZE

Anna Orczewska, Artur Obidziński, Katarzyna Żołna

Abstrakt. Celem badań było poznanie wpływu czyszczeń na pokrycie, bogactwo i różnorodność gatunkową runa oraz jego specyfikę ekologiczną w spontanicznych odnowieniach brzosowych. Badania prowadzono w Nadleśnictwie Rudziniec (RDLP Katowice), w którym w 1992 r. wystąpił rozległy pożar. Objęto nimi naturalne odnowienia brzosowe po pożarze, poddane czyszczeniom oraz analogiczne odnowienia pozostawione bez zabiegów hodowlanych. W obu typach młodników w warstwie zielnej, o dużym pokryciu, dominującą rolę odgrywają liczne gatunki traw, przeważają hemikryptofity i fanerofity, rośliny leśne, o strategii konkurencyjnej, rozprzestrzeniające się anemochorycznie. W runie lasu poddanego czyszczeniom stwierdzono jednak większą przeciętną liczbę gatunków, ich większe średnie pokrycie oraz wyższe wartości wskaźnika różnorodności gatunkowej Shannona. Ponadto w lasach tych było więcej gatunków nieleśnych, hemikryptofitów i fanerofitów, o strategii konkurencyjnej i rozprzestrzeniających się anemochorycznie za pomocą nasion oskrzydłych. W runie lasu pozostawionego bez zabiegów obserwowano większy udział geofitów i chamefitów, o strategii tolerancji stresu i rozprzestrzeniających się baro-, myrmeko- i anemochorycznie, za pomocą diaspor o niewielkich rozmiarach. Runo to swym charakterem bardziej przypomina runo starych, trwałych lasów. Różnice we frekwencji gatunków pozwoliły wyróżnić grupy roślin przywiązanych do porównywanych wariantów odnowień.

Słowa kluczowe: odnowienie naturalne, cięcia pielęgnacyjne, różnorodność biologiczna, *Betula pendula*, Kotlina Raciborska

IMPACT OF THE CLEANING ON DEVELOPMENT OF HERB LAYER VEGETATION IN SPONTANEOUS BIRCH RENEWALS AFTER FIRE

Abstract. The aim of the reasearch was to study the impact of cleaning on cover, richness and diversity of herb layer and its ecological specificity

in spontaneous birch renewals, which appeared after fire. The study was conducted in the Rudziniec Forest District (RDSF Katowice), that had burned in large part in 1992. It included natural regeneration of birch subjected to cleaning and similar renewals left without treatment. In both types of stands in the herb layer of high coverage, dominant role is played by numerous species of grasses, and hemicryptophytes, phanerophytes, forest plants of the competitive strategy, and plants spreading anemochorically. In the herb layer of the treated forest, however, there were higher average numbers of species, greater coverage and higher average value of Shannon diversity index. In addition, there were more non-forest species, hemicryptophytes, phanerophytes, plants of a competitive strategy and plants spreading anemochorically by winged seeds. In the herb layer of renewals left without treatment a larger share of chamaephytes and geophytes, stress tolerant plants and baro-, myrmeko- and anemochorous plants that use small diaspores, was observed. The herb layer of renewals left without treatment resembles the one of old permanent forests. Differences in frequency of plant species allowed to distinguish the groups of plants linked to both of the types of birch renewals compared.

Keywords: natural regeneration, maintenance cuttings, biodiversity, *Betula pendula*, Raciborska Basin

Wprowadzenie

Wpływ gospodarki leśnej na różnorodność gatunkową lasów jest rozpatrywany od dawna, ale większość dotychczasowych prac dotyczyła wpływu użytkowania rębego oraz odnawiania różnymi gatunkami na strukturę powstających lasów (np. Markowski 1982, Sokołowski 1990, Roberts i Zhu 2002, Bradbury 2004). Efekty zabiegów pielęgnacyjnych rozpatrywano głównie pod kątem hodowlanym (np. Bailey i Tappeiner 1998, Zajączkowski 1999, Brzeziecki 2005). Oddziaływanie pielęgnacji drzewostanu na skład gatunkowy runa nie było dotychczas przedmiotem wielu badań, a te, znane z literatury dotyczyły głównie trzebieży w lasach daglezjowych Ameryki Północnej. Najczęściej stwierdzanym efektem był wzrost pokrycia i różnorodności gatunkowej runa, głównie za sprawą wzrostu udziału gatunków jednorocznych i dwuletnich, a następnie bylin typowych dla faz wczesnosukcesyjnych. Nie obserwowano jednak reakcji gatunków późnosukcesyjnych (np. Hayes et al. 1997, Thysell i Carey 2001, Lindgren et al. 2006, Davis i Puettmann 2009). Prowadzona w ostatnich latach ekologizacja gospodarki leśnej za jeden z celów stawia sobie ochronę różnorodności gatunkowej lasów (Zarządzenie 1995, Polityka 1997, Zasady 2003). Dotychczas jednak uwagę kierowano na składy i strukturę drzewostanów (np. Jaworski et al.

1991, Bernadzki i Brzeziecki 1999), podczas gdy bogactwo gatunkowe runa nie było przedmiotem szerszych analiz w pracach prowadzonych przez leśników. Tymczasem właściwe prowadzenie czyszczeń i trzebieży może odpowiednio kształtować różnorodność gatunkową warstwy zielnej. Celem podjętych badań było zatem rozpoznanie wpływu czyszczeń na różnorodność gatunkową i właściwości ekologiczne runa oraz uzyskanie w ich oparciu przesłanek do doskonalenia zabiegów hodowlanych pod kątem zachowania różnorodności biologicznej lasów zagospodarowanych.

Teren badań

Badania przeprowadzono na terenie leśnictwa Łącza, w Nadleśnictwie Rudziniec, RDLP Katowice. Obszar Nadleśnictwa zalicza się do Mezoregionu Kotliny Raciborskiej, Makroregionu Niziny Śląskiej (Kondracki 1994). Zbudowany jest głównie z glin i pyłów, przykrytych glebami brunatnymi i płowymi. Średnia roczna temperatura powietrza wynosi tu 8,7°C, a średnia roczna suma opadów 630 mm (Plan 2006). Dominujące siedliskowe typy lasu to Lśw 32%, LMśw 31%, BMśw 17% (Plan 2006). W Nadleśnictwie Rudziniec, w roku 1992, w jednym z największych pożarów, jaki miał miejsce w Polsce, spłonęło 2154 ha lasu. Do 1997 r. założono w miejsce spalonych lasów 900 ha upraw i uznano 1147 ha przedplonów brzoźowych, w których 911 ha to odnowienia naturalne, a 236 ha uzupełnione sztuczne (Fronczak 2007). Odnowienia poddano czyszczeniom, metodami: selekcyjną i schematyczną, ukierunkowanymi głównie na usunięcie osiki. Dla celów doświadczalnych dwa oddziały z samosiewem pozostawiono bez zabiegów, zapewniając w nich spontaniczne odtwarzanie się lasu (Plan 2006).

Materiał i metody

Badania przeprowadzono dwa lata po czyszczeniach, w czterech oddziałach, z których dwa obejmowały młodniki pielęgnowane, a kolejne dwa niepielęgnowane. W obu przypadkach drzewostan lasów brzoźowych liczył 16 lat. Spisy roślin wykonano w czerwcu i lipcu 2008 r. na losowo rozmieszczonych poletkach o powierzchni 100 m²: 60 w odnowieniach pielęgnowanych i 61 w niepielęgnowanych. W każdym z poletek określono zwarcie drzew i krzewów oraz procentowe pokrycie runa. Zwarcie drzewostanu określono za pomocą densjometru sferycznego. Zwarcie warstwy krzewów i pokrycie runa oszacowano wizualnie, w przedziałach 10%, dodając dwie niższe kategorie, tj. do 1% i do 5%. Nazewnictwo gatunkowe roślin naczyniowych przyjęto za Mirkiem et al. (2002). W obu typach odnowień porównano: liczbę gatunków, wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona i równocенności, średnie wartości pokrycia warstw roślinności i indywidualnych gatunków. Porównano także frekwencję i średnie pokrycie procentowe gatunków reprezentujących poszczególne formy życiowe Raunkiaera, strategie życiowe Grime'a (Grime et al. 1996), typy roz-

siewania (Müller-Schneider 1986) i przynależność fitosocjologiczną (Matuszkiewicz 2001). Istotności różnic sprawdzono testem U Manna-Whitney'a, a za pomocą testu Fishera wyróżniono gatunki przywiązane do porównywanych wariantów odnowień. Zależności między wybranymi zmiennymi określono testem korelacji rang Spearmana. Obliczenia wykonano posługując się programami STATISTICA 8.0 i MVSP 3.1.

Wyniki

Skład gatunkowy runa

Wszystkich gatunków razem odnotowano 100, w tym 66 wspólnych dla obu typów powierzchni. W analizowanej florze dominują gatunki rodzime, w tym apofity liczą 78, natyfity 10, a antropofity reprezentowane są przez 7 gatunków. W odnowieniach niepielęgowanych drzewostan i podszyt osiągały większe zwarcie, a runo niższe pokrycie niż w lesie poddanym czyszczeniom. W młodnikach pielęgowanych stwierdzono większe bogactwo i różnorodność gatunkową runa (tab. 1).

Tab. 1. Właściwości warstw roślinności lasu niepielęgowanego i pielęgowanego. Różnice określone testem U Manna-Whitney'a: ns – nieistotne statystycznie; * – pokrycie sumaryczne wszystkich gatunków runa

Table 1. Properties of layers of vegetation in maintained and not maintained forest. Differences according to the Mann-Whitney U test: ns – not significant; * – total cover of all herb layer species

	Las niepielęgowany (N=61)	Las pielęgowany (N=60)	Poziom p
Zmienna	Średnia (±SD)	Średnia (±SD)	
Zwarcie drzewostanu	92,58 (±8,50)	70,79 (±10,15)	0,000
Zwarcie podszytu	25,26 (±13,22)	11,05 (±11,96)	0,000
Sumaryczne pokrycie warstwy zielnej *	126,95 (±54,32)	154,70 (±47,75)	0,0041
Pokrycie warstwy mszystej	36,43 (±30,13)	38,25 (±25,89)	ns
Liczba gatunków runa	18,79 (±4,25)	21,10 (±4,30)	0,0034
Wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona dla runa	2,22 (±0,31)	2,40 (±0,29)	0,0009

W odnowieniach niepielęgowanych odnotowano 78 gatunków runa, w tym 5 (6,4%) gatunków o piątym stopniu stałości: *Calamagrostis epigejos*, *C. villosa*, *Trientalis europaea*, *Betula pendula* oraz *Rubus fruticosus*. Najwięcej było gatunków sporadycznych – 51 (65,4%). W odnowieniach pielęgowanych stwierdzono występowanie 88 gatunków runa, w tym 6 (6,8%) gatunków o piątym stopniu stałości: *Calamagrostis epigejos*, *Deschampsia flexuosa*, *Juncus conglomeratus*, *Salix aurita*, *Pinus sylvestris* i *Rubus fruticosus*. Podobnie jak w lesie niepielęgowanym, tu także najwięcej było gatunków sporadycznych – 58 (65,9%). Dwanaście gatunków uznano za związane z lasem niepielęgowanym, a 14 z lasem pielęgowanym (tab. 2).

W runie obu wariantów odnowień powierzchniowo przeważają trawy i turzycy oraz siewki drzew i krzewów. Najwyższe wartości średniego pokrycia w obu typach lasu uzyskały: *Calamagrostis villosa*, *Carex brizoides* i *Deschampsia flexuosa*. Ponadto duże pokrycie w lesie niepielęgowanym miały *Pteridium aquilinum* i *Molinia caerulea*, a w lesie pielęgowanym *Calamagrostis epigejos* i *Holcus lanatus*. W odnowieniach pielęgowanych większość gatunków osiągało wyższe pokrycie niż w niepielęgowanych (tab. 3).

Tab. 2. Gatunki runa związane z odnowieniami pielęgowanymi i niepielęgowanymi, wyróżnione na podstawie wyników testu Fishera

Table 2. Herb layer species associated with renewals maintained and not maintained, distinguished on the basis of Fisher's test results

Odnowienia niepielęgowane		Odnowienia pielęgowane	
Gatunek	Poziom p	Gatunek	Poziom p
<i>Calamagrostis villosa</i>	0,0001	<i>Agrostis stolonifera</i>	0,0000
<i>Maianthemum bifolium</i>	0,0079	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0,0006
<i>Molinia caerulea</i>	0,0006	<i>Carex pallescens</i>	0,0050
<i>Mycelis muralis</i>	0,0299	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	0,0278
<i>Pteridium aquilinum</i>	0,0026	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0020
<i>Viola mirabilis</i>	0,0299	<i>Hieracium lachenalii</i>	0,0028
<i>Betula pendula</i>	0,0073	<i>Holcus lanatus</i>	0,0059
<i>Carpinus betulus</i>	0,0159	<i>Holcus mollis</i>	0,0243
<i>Fagus sylvatica</i>	0,0000	<i>Juncus conglomeratus</i>	0,0000
<i>Frangula alnus</i>	0,0041	<i>Lysimachia vulgaris</i>	0,0000
<i>Padus serotina</i>	0,0159	<i>Stellaria longifolia</i>	0,0290
<i>Salix caprea</i>	0,0299	<i>Pinus sylvestris</i>	0,0000
		<i>Salix aurita</i>	0,0096
		<i>Sorbus aucuparia</i>	0,0000

Tab. 3. Pokrycie gatunków runa o różnicach istotnych statystycznie w obu typach lasów. Wynik testu U Manna-Whitney'a

Table 3. Herb layer species' cover with significant statistical differences in both types of forests. Results according to the Mann-Whitney U test

Gatunek	Las niepielęgowany średnia (\pm SD)	Las pielęgowany średnia (\pm SD)	Poziom p
<i>Calamagrostis epigejos</i>	8,14 (\pm 5,45)	23,75 (\pm 15,63)	0,0000
<i>Holcus lanatus</i>	5,37 (\pm 7,04)	8,367 (\pm 6,29)	0,0154
<i>Juncus conglomeratus</i>	2,48 (\pm 2,29)	3,85 (\pm 2,44)	0,0169
<i>Maianthemum bifolium</i>	1,52 (\pm 1,37)	3,00 (\pm 2,11)	0,0250
<i>Molinia caerulea</i>	16,37 (\pm 14,47)	5,25 (\pm 4,57)	0,0009
<i>Stellaria media</i>	3,50 (\pm 3,02)	1,00 (\pm 0,00)	0,0124
<i>Betula pendula</i>	3,30 (\pm 2,39)	15,00 (\pm 9,27)	0,0000
<i>Populus tremula</i>	2,42 (\pm 1,93)	4,64 (\pm 2,07)	0,0000
<i>Salix aurita</i>	2,56 (\pm 1,97)	7,46 (\pm 5,11)	0,0000

Właściwości ekologiczne roślin runa

W runie obu typów odnowień dominowały hemikryptofity oraz fanerofity, ale w lesie pielęgnowanym było ich istotnie więcej. Geofitów, chamefitów oraz terofitów było wyraźnie mniej w obu lasach, z tym że chamefitów i geofitów więcej stwierdzono w lesie niepielęgowanym niż w pielęgnowanym (tab. 4). Porównywane odnowienia nie różniły się między sobą pod względem liczby i pokrycia gatunków leśnych, natomiast gatunków nieleśnych stwierdzono więcej w lesie poddanym czyszczeniom (tab. 4). W runie obu lasów dominowały gatunki o dużej zdolności do konkurencji (strategia c), konkurencji połączonej ze stresem (cs) oraz o strategii mieszanej (csr). Jednak ich udział w lasach pielęgnowanych był istotnie wyższy niż w lesie nie poddanym zabiegom. W lesie niepielęgowanym więcej było gatunków tolerujących stres (s) oraz umiarkowany poziom konkurencji i zaburzeń (cr). Nieliczne gatunki tolerujące zaburzenia (r) wystąpiły tylko w odnowieniach pielęgnowanych (tab. 4). Najliczniejszą grupę roślin w obu typach lasów stanowiły gatunki anemochoryczne. Wśród nich rośliny o lekkich, drobnych diasporach osiągały wyższe pokrycie w lesie niepielęgowanym, a o diasporach szybujących w lesie pielęgnowanym. Ponadto w lesie nie poddanym czyszczeniom stwierdzono więcej gatunków baro- i myrmekochorycznych (tab. 4).

Liczba gatunków, wskaźnik różnorodności Shannona oraz pokrycie runa wykazały ujemne korelacje ze zwarcie warstw drzew oraz krzewów (tab. 5).

Tab. 4. Cechy ekologiczne flory. Różnice określone testem U Manna-Whitney'a: ns – nieistotne statystycznie

Table 4. Ecological characteristics of flora. Differences according to the Mann-Whitney U test: ns – not significant

Zmienna		Las niepielęgowany (N=61) średnia \pm SD	Las pielęgnowany (N=60) średnia \pm SD	Poziom p
formy życiowe Raunkiaera				
fanerofity	liczba	6,82 (\pm 1,58)	6,75 (\pm 1,31)	ns
	pokrycie	2,59 (\pm 1,29)	4,47 (\pm 1,84)	0,0000
chamefity	liczba	0,72 (\pm 0,84)	0,80 (\pm 0,82)	ns
	pokrycie	7,77 (\pm 10,44)	3,69 (\pm 2,84)	0,0206
hemikryptofity	liczba	8,98 (\pm 2,83)	11,75 (\pm 3,24)	0,0000
	pokrycie	10,24 (\pm 4,77)	10,23 (\pm 3,91)	ns
geofity	liczba	1,92 (\pm 0,84)	1,32 (\pm 0,77)	0,0004
	pokrycie	7,62 (\pm 11,99)	3,54 (\pm 3,18)	ns
terofity	liczba	0,34 (\pm 0,60)	0,48 (\pm 0,70)	ns
	pokrycie	2,21 (\pm 1,79)	1,70 (\pm 1,55)	ns

Tab. 4. – kontynuacja

Zmienna		Las niepielęgnowany (N=61) średnia \pm SD	Las pielęgnowany (N=60) średnia \pm SD	Poziom p
strategie życiowe Grime'a				
c	liczba	10,21 (\pm 1,85)	10,57 (\pm 1,43)	ns
	pokrycie	6,34 (\pm 3,48)	7,86 (\pm 2,55)	0,0034
s	liczba	1,41 (\pm 0,67)	0,97 (\pm 0,61)	0,0018
	pokrycie	2,39 (\pm 1,71)	2,92 (\pm 1,93)	ns
r	liczba	0,00 (\pm 0,00)	1,00 (\pm 0,00)	ns
	pokrycie	0,00 (\pm 0,00)	1,00 (\pm 0,00)	ns
cs	liczba	3,20 (\pm 1,79)	3,85 (\pm 1,59)	0,0474
	pokrycie	8,70 (\pm 7,22)	8,39 (\pm 11,31)	ns
cr	liczba	0,33 (\pm 0,60)	0,33 (\pm 0,63)	ns
	pokrycie	1,91 (\pm 1,53)	1,00 (\pm 0,00)	0,0222
przynależność fitosocjologiczna				
leśne	liczba	10,48 (\pm 2,28)	10,28 (\pm 2,58)	ns
	pokrycie	6,17 (\pm 3,02)	7,03 (\pm 3,12)	ns
nieleśne	liczba	5,62 (\pm 2,05)	7,68 (\pm 2,38)	0,0000
	pokrycie	6,57 (\pm 3,45)	7,73 (\pm 2,83)	0,0050
niespecyficzne	liczba	2,69 (\pm 1,54)	3,13 (\pm 1,21)	0,0413
	pokrycie	10,79 (\pm 12,82)	8,11 (\pm 8,18)	ns
sposób rozsiewania				
autochoryczne	liczba	0,70 (\pm 0,67)	0,72 (\pm 0,61)	ns
	pokrycie	19,17 (\pm 20,52)	22,58 (\pm 23,38)	ns
barochoryczne	liczba	2,51 (\pm 0,72)	1,90 (\pm 0,84)	0,0000
	pokrycie	2,06 (\pm 1,31)	2,39 (\pm 1,50)	ns
anemochoryczne drobne	liczba	1,38 (\pm 0,88)	1,25 (\pm 0,91)	ns
	pokrycie	11,76 (\pm 20,00)	3,49 (\pm 4,56)	0,0131
anemochoryczne oskrzydłone	liczba	8,93 (\pm 1,74)	10,75 (\pm 2,14)	0,0000
	pokrycie	8,54 (\pm 3,81)	10,07 (\pm 3,82)	0,0304
myrmekochoryczne	liczba	1,57 (\pm 0,94)	1,12 (\pm 1,06)	0,0387
	pokrycie	1,99 (\pm 1,49)	2,72 (\pm 1,80)	ns
endozochoryczne	liczba	2,93 (\pm 1,47)	2,90 (\pm 1,40)	ns
	pokrycie	3,69 (\pm 3,08)	3,12 (\pm 1,58)	ns
epizochoryczne	liczba	1,05 (\pm 0,23)	1,12 (\pm 0,70)	ns
	pokrycie	6,97 (\pm 4,61)	9,45 (\pm 8,28)	ns
hydrochoryczne	liczba	1,00 (\pm 0,00)	1,50 (\pm 0,71)	ns
	pokrycie	4,00 (\pm 2,00)	2,00 (\pm 1,41)	ns

Tab. 5. Korelacje pomiędzy zmiennymi dla obu wariantów lasu (wyniki testu korelacji rang Spearmana)
Table 5. Correlations between variables for both variants of the forest (the results of Spearman rank correlation test)

Zmienna I runo	Zmienna II zwarcie	R	Poziom p
liczba gatunków	drzewostanu	-0,25	0,004851
	warstwy krzewów	-0,25	0,005275
pokrycie	drzewostanu	-0,20	0,027214
	warstwy krzewów	-0,43	0,000001
różnorodność gatunkowa	drzewostanu	-0,29	0,001354
	warstwy krzewów	-0,20	0,026337

Dyskusja

Po intensywnym pożarze, takim jaki miał miejsce na badanym terenie, odradzanie się lasu może zachodzić głównie na drodze sukcesji wtórnej. W wyniku pożaru następuje bowiem wypalenie gleby i wywianie popiołu, wskutek wiatrów i towarzyszących im zjawisk erozyjnych (Whelan 1995, Zwoliński et al. 2004). Swobodnie wiejące na otwartej przestrzeni wiatry stwarzają duże możliwości rozprzestrzeniania się gatunków anemochorycznych (Whelan 1995). Znajduje to potwierdzenie w badanym przypadku, gdyż zaznacza się tu dominacja anemochorów, połączona ze śladowym udziałem gatunków tolerujących stres, geofitów i gatunków rozsiewanych przez mrówki. W formowaniu się lasu na pożarzysku widać wiele analogii do procesu powrotu lasu na porzucone pola. Długotrwała uprawa, tak jak i intensywny pożar, niszczy bowiem rośliny leśne, które ponadto nie mają zdolności do tworzenia trwałego banku nasion (Dzwonko i Loster 2001). Pomimo tych analogii sukcesja wtórna po pożarze postępuje szybciej niż sukcesja na porzuconych polach. Nie można bowiem wykluczyć, że w pewnych miejscach pożar przetrwały propagule wegetatywne niektórych traw (Kwiatkowska-Falińska 2008).

Podobnie jak tu, w innych pracach notowano po czyszczeniach wzrost pokrycia runa, bogactwa i różnorodności gatunkowej. Jako przyczynę tych zmian podawano poprawę oświetlenia na dnie lasu oraz wzrost wilgotności i żyzności. Notowano też wzrost udziału terofitów i gatunków wczesnych faz sukcesyjnych. Nie stwierdzano natomiast ubytku gatunków typowo leśnych ani też wzrostu udziału gatunków obcych (Thomas et al. 1999, Thysell i Carey 2001, Lindgren et al. 2006, Davis i Puettmann 2009).

Jako cenne przyrodniczo uważane są w głównej mierze drzewostany dojrzałe i charakterystyczna dla ich runa flora leśna (Hermy 1999, Dzwonko i Loster 2001). Fazy młodociane oraz przywiązane do nich gatunki traktowane są jako mniej pożądane, mimo że las naturalny charakteryzuje się zrównoważonym udziałem wszystkich faz rozwojowych, w tym także tych najmłodszych (Mayer et al. 1980). Odnowienie w lesie naturalnym, zwłaszcza po pożarze, rozwija się powoli i nierównomiernie. Powoduje to obecność gatunków pionierskich przez okres przekraczający 20 lat. W lasach gospodarczych drzewostan w uprawach szybko ulega zwarceniu i eliminacja gatunków wczesnosukcesyjnych zachodzi w ciągu kilku lat (Markowski 1982, Thomas et al. 1999). Widać zatem, że gatunki wczesnych faz sukcesji są bardziej efemeryczne w krajobrazie niż te, charakterystyczne dla faz późnych. Szybkie zwieranie koron w uprawach jeszcze bardziej ogranicza obecność gatunków pionierskich. Tymczasem bujne, pionierskie runo w młodnikach zapewnia duże bogactwo gatunkowe, a także pokarm i siedlisko dla zwierząt. Inicjuje też właściwe procesy glebowe, stwarza możliwość wzrostu interakcji między organizmami, zwiększa odporność lasu na erozję lub pożar, co stabilizuje ekosystem (Hayes et al. 1997, Lindgren et al. 2006). Z tych powodów gatunkom pionierskim, podobnie jak w lasach naturalnych, warto zapewnić dłuższą obecność w uprawach i młodnikach. Sposobem na to może być odpowiednie prowadzenie czyszczeń.

Wnioski

1. Skład gatunkowy i charakter ekologiczny runa młodników 16 lat po pożarze świadczą o tym, że odtwarzanie lasów na pożarzyskach w Kotlinie Raciborskiej odbywa się głównie w drodze sukcesji wtórnej.
2. Czyszczenia w młodnikach powodują większe pokrycie, bogactwo i różnorodność gatunkową runa oraz większy udział gatunków nieleśnych, hemikryptofitów i fanerofitów, co może wynikać z większego dopływu światła do dna lasu.
3. W młodnikach pielęgnowanych w porównaniu z niepielęgnowanymi dłużej trwają gatunki inicjalnych faz sukcesji.
4. Utrzymanie gatunków pionierskich i wczesnosukcesyjnych w młodnikach przyczynia się do wzrostu bogactwa i różnorodności gatunkowej w ich obrębie. Dzięki temu zwiększa się między innymi baza pokarmowa dla roślinożerców.
5. Dalsze obserwacje, na większej liczbie powierzchni, mogą wskazać optymalne sposoby prowadzenia czyszczeń, zarówno dla kształtowania drzewostanu, jak i roślinności runa. Warto jednak przy tej okazji zastanowić się nad metodami pielęgnacyjnymi, które stworzyłyby szansę szybkiego powrotu do runa młodników gatunków typowo leśnych, a przynajmniej na właściwą równowagę między gatunkami wczesnych i późnych faz rozwojowych lasu.

Literatura

- Bailey J. D., Tappeiner C. J. 1998. Effects of thinning on structural development in 40- to 100-year-old Douglas-fir stands in western Oregon. *Forest Ecology and Management* 108: 99-113.
- Bernadzi E., Brzeziecki B. 1999. Wpływ metod odnowienia na różnorodność biologiczną lasów zagospodarowanych w Polsce. s. 21-38. (W:) Rykowski K., Matuszewski G., Lenart E (red.). Ocena wpływu praktyki leśnej na różnorodność biologiczną w lasach w Europie Środkowej. Studium w zakresie polskiej Ustawy o lasach i innych przepisów prawnych. IBL. Warszawa.
- Bradbury S. 2004. Understorey plant communities in boreal cutblocks with different sizes and numbers of residual tree patches. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1220-1227.
- Brzeziecki B. 2005. Wpływ trzebieży na zróżnicowanie strukturalne drzewostanów sosnowych. *Sylvan* 149(10): 11-19.
- Davis L. R., Puettmann K. J. 2009. Initial response of understorey vegetation to three alternative thinning treatments. *Journal of Sustainable Forestry* 28: 904-934.
- Dzwonko Z. i Loster, S. 2001. Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne* 178: 119-132.
- Fronczak K. 2008. Ślady tamtych dni. *Echa Leśne* 08: 14-17.
- Grime J. P. Hodgson J. G., Hunt R. 1996. Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. Unwin Hyman, London.
- Hayes J. P., Chan S. S., Emmingham W. H., Tappeiner J. C., Kellogg L. D. Bailey J. D. 1997. Wildlife response to thinning young forests in the Pacific Northwestern. *Journal of Forestry* 95: 28-33.
- Hermly M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bogdam 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.
- Jaworski A., Skrzyszewski J., Karczmarski J. 1991: Wpływ różnej intensywności trzebieży selekcyjnej na kształtowanie się cech biomorfologicznych i przyrostu jodły i świerka (na przykładzie powierzchni trzebieżowych w LZD w Krynicy). *Zeszyty Naukowe AR w Krakowie, Leśnictwo* 20.
- Kondracki J. 1994. Geografia Polski – mezoregiony fizyczno-geograficzne. PWN. Warszawa.
- Kwiatkowska-Falińska A. J. 2008. Post-fire succession on abandoned fields in coniferous forest habitat (north-east Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 77: 245-254.
- Lindgren P. M. F., Ransome D. B., Sullivan D. S., Sullivan T. P. 2006. Plant community attributes 12 to 14 years following pre-commercial thinning in a young lodgepole pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 48-61.
- Markowski R. 1982. Sukcesja wtórna roślinności na porębach lasów liściastych. PTPN, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy, Prace Komisji Biologicznej. PWN. Warszawa-Poznań. 61. ss. 78.
- Matuszkiewicz W. 2001. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
- Mayer H., Neumann M., Sommer G. 1980. Bestandesaufbau und Verjungungsdynamik unter dem Einfluss naturlivher Wilddichten im kroatischen Urwaldreservat Corkova Uvala / Plitvicer Seen, Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen. *Journal Forestier Suisse* 1: 45-70.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridophytes of Poland, a checklist. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences. Kraków.
- Müller-Schneider P. 1986. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens – Veröff Geobot Inst ETH, Stiftung Rübel, Zürich.
- Plan Urządzenia Lasu dla Nadleśnictwa Rudziniec na okres od 1 I 2006 r. do 31 XII 2015 r. Tom I. Ogólny opis lasu, elaborat.
- Polityka leśna państwa, 1997, MOŚZNiL, Warszawa.
- Roberts M. R., Zhu L. 2002. Early response of the herbaceous layer to harvesting in a mixed coniferous-deciduous forest in New Brunswick, Canada. *Forest Ecology and Management* 155: 17-31.
- Sokołowski A. W. 1990. Wpływ użytkowania rębego na skład gatunkowy zbiorowisk leśnych w Puszczy Białowieskiej. *Prace IBL* 712: 35-75.

- Thomas S. C., Halpern C. B., Falk D. A., Liguori D. A., Austin K. A. 1999. Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9: 864-879.
- Thysell D. R., Carey A. B. 2001. Manipulation of density of *Pseudotsuga menziesii* canopies: preliminary effects on understory vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1513-1525.
- Whelan R. J. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press.
- Zarządzenie Nr 11 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dn. 14.02.1995 r. w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych, 1995, MOŚZNIŁ, Warszawa.
- Zasady Hodowli Lasu. 2003. Praca zbiorowa. Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych. Bedoń.
- Zwoliński J., Matuszczyk I., Hawryś Z. 2004. Właściwości chemiczne gleb i igieł sosny oraz aktywność mikrobiologiczna gleb na terenie pożarysk w nadleśnictwach Rudy Raciborskie i Potrzebowice. *Leśne Prace Badawcze* 1: 119-133.

Anna Orczewska

Uniwersytet Śląski,
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska,
Katedra Ekologii
anna.orczewska@us.edu.pl

Artur Obidziński

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego,
Wydział Leśny,
Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej
Artur.Obidzinski@wl.sggw.pl

Katarzyna Żoła

Uniwersytet Śląski,
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska,
Katedra Ekologii
katarzynazolna@interia.pl