

PIOTR T. ZANIEWSKI, ANNA OTRĘBA

Reakcja roślinności runa na pożar pokrywy gleby w zespole *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 w Kampinoskim Parku Narodowym*

Response of vegetation to the surface fire in the pine forest *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 in the Kampinoski National Park

ABSTRACT

Zaniewski P. T., Otręba A. 2017. Reakcja roślinności runa na pożar pokrywy gleby w zespole *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 w Kampinoskim Parku Narodowym. Sylwan 161 (12): 991-1001.

Fires that are one of the most classic disturbance of plant communities have had a great impact on the development of Scots pine communities. Restoration of vegetation disturbed by fire in this type of community starts almost immediately after disturbance. The intensity of fire significantly influences the future composition of vascular plant species and also the rate of change. The aim of the study was to describe the effect of intensity of the surface fire on the forest floor vegetation response and to preliminary attempt to characterize the syndynamic processes occurring after the disturbance. The research was conducted in Scots pine forest *Peucedano-Pinetum* in the Kampinoski National Park (central Poland). We established 45 permanent study plots, including 17 not burnt (control) and 28 burnt ones. Each plot covered area of 100 m². On each plot at first we separated the areas which were not burnt, surface burnt and characterized by complete burnout of the organic horizon of the soil. Than we measured the thickness of this horizon. Additionally the volume of organic matter burnt within each plot was calculated. Vegetation was sampled using Londo scale in the year of fire (2015) and the year after (2016). We used DCA ordination and UPGMA classification methods. Recorded species were divided into forest and non-forest groups and additionally for trees and shrubs, and the others, containing dwarf shrub, herb, bryophyte and lichen species. The linear regression method was used to estimate the relationship between measured parameters, vegetation change and changes in the species richness of distinguished groups. Two processes of vegetation reaction were observed. The first was classified as regeneration and occurred within surface burnt plots. Its characteristic feature included the higher increase in forest species richness than in case of non-forest species. The other process was defined as secondary succession alike. It occurred on plots with highest burnout of soil organic matter horizon. The increase of richness of non-forest species predominated within it. The change between two processes is smooth and depends on the participation of area with complete burnout of soil organic horizon within plot. The results show, that more than one process of recovery of community can occur in the same site and it depends especially on the proportion of soil organic horizon area burnout.

KEY WORDS

regeneration, secondary succession, disturbance, species richness, Scots pine forest

*Badania zrealizowano w ramach tematu badawczego „Właściwości fizyczne, chemiczne gleb, różnorodność roślin, grzybów, mikrofauny na pożaryzysku w Palmirach w Kampinoskim Parku Narodowym – etap I” finansowanego z funduszu leśnego PGL Lasy Państwowe w roku 2016, nr umowy EZ.0290.1.28.2016.

ADDRESSES

Piotr T. Zaniewski ⁽¹⁾ – e-mail: piotr.zaniewski@wl.sggw.pl

Anna Otręba ⁽²⁾ – e-mail: aotreba@kampinoski-pn.gov.pl

⁽¹⁾ Samodzielny Zakład Botaniki Leśnej, SGGW w Warszawie; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa

⁽²⁾ Zespół ds. Nauki i Monitoringu Przyrody, Kampinoski Park Narodowy; ul. Tetmajera 38, 05-080 Izabelin

Wstęp

Pożary są jednym z najbardziej klasycznych zaburzeń zbiorowisk roślinnych [Obidziński 2001; Seidl i in. 2011]. Chociaż obecnie ich rola w kształtowaniu lasów klimatu umiarkowanego jest niewielka, to w przeszłości miały znaczny wpływ na rozwój borów [Niklasson i in. 2010]. Odtwarzanie się roślinności zniszczonej przez ogień w zbiorowiskach borowych rozpoczyna się niemal natychmiast po zaistnieniu pożaru [Šomšák i in. 2009; Loster i in. 2011]. Odnowienie drzew po pożarze w zbiorowiskach borów zależy przede wszystkim od warunków siedliskowych [Dobrowolska 2008]. Obejmuje ono głównie brzozę brodawkowatą, sosnę i osikę. W zależności od warunków klimatyczno-siedliskowych mogą w domieszcze wystąpić również modrzew, brzoza omszona, wierzba iwa, topola biała, dziki bez czarny, wierzba szara, kruszyna, dąb szypułkowy, olsza czarna i świerk [Kuuluvainen, Rouvinen 2000; Dobrowolska 2008; Šomšák i in. 2009; Loster i in. 2011]. Podczas gdy szereg prac omawia tematykę odnowienia naturalnego lub sztucznego drzewostanu po pożarze [Dobrowolska 2008; Sewerniak 2010; Zadina i in. 2015], to nieliczne badania dotyczą roślinności runa. Długoterminowe badania nad rozwojem roślinności po uszkodzeniu przez ogień w warunkach Polski odnoszą się głównie do zbiorowisk w północno-wschodniej części kraju [Faliński 1998; Kwiatkowska-Falińska 2008] oraz boru trzęślicowego na Wyżynie Śląskiej [Loster i in. 2011]. Największa liczba gatunków roślin naczyniowych odnotowywana jest zwykle w dwa lata po pożarze [Loster i in. 2011]. Większa liczba gatunków obserwowana jest na powierzchniach mocno spalonych [Loster i in. 2011]. Możliwa jest również sytuacja odwrotna [Ivanova i in. 2014].

Dynamika fitocenoz leśnych jest przedmiotem wielu badań [Olaczek 1972, 1974; Faliński 1986, 1988; Kurowski 2007], a poznanie procesów zachodzących w ich obrębie ma walor praktyczny [Szwagrzyk 2004]. Istnieje kilka koncepcji podziału procesów ekologicznych zachodzących w zbiorowiskach roślinnych, czyli tzw. procesów syndynamicznych [van der Maarel 1988; Faliński 1991, 2001; Grime 2002]. Obecnie w Polsce upowszechniony jest podział na sześć głównych procesów syndynamicznych: fluktuację, degenerację, regenerację, sukcesję wtórną, sukcesję pierwotną oraz regresję [Faliński 1991]. Niektórzy autorzy definiują powyższe procesy bardziej szczegółowo, wyróżniając rytmikę sezonową, regresję pierwotną i regresję wtórną [Faliński 2001] czy też progresję [Solon 2007]. Odtwarzanie się zbiorowisk leśnych po pożarze uznawane jest zwykle za proces regeneracji [Faliński 1991, 2001; Kuuluvainen, Rouvinen 2000; Lampainen i in. 2004; Beghin i in. 2010], określane bywa jednak również jako sukcesja wtórna [Šomšák i in. 2009; Orczewska i in. 2010; Ivanova i in. 2014] lub sukcesja regeneracyjna [Dobrowolska 2008; Loster i in. 2011]. W wielu pracach pojęcia te są stosowane także wymiennie lub bardziej ogólnie [Gromtsev 2002; Smirnova 2003; Ruokolainen, Salo 2006; Zadina i in. 2015]. Dla procesów zachodzących w obrębie najmocniej spalonych obiektów Sewerniak [2010] dopuszcza również przyjęcie określenia sukcesja pierwotna. W związku z odmiennym nazewnictwem stosowanym w pracach badawczych pojawia się pytanie, czy w poszczególnych przypadkach może to być ten sam proces różnie definiowany lub nazywany, czy też odtwarzanie się lasów po pożarze może zachodzić na wiele sposobów.

Intensywność pożaru w znacznym stopniu wpływa na przyszły skład i udział gatunków roślin naczyniowych, jak i tempo zachodzących zmian [Gromtsev 2002; Loster i in. 2011; Ivanova i in. 2014]. W badaniach jako zróżnicowanie intensywności pożaru zwykle przyjmuje się podział na pożary pokrywy gleby (tzw. dolne) oraz pożary koron (całkowite). Zróżnicowanie w obrębie jednego typu pożaru rzadko jest brane pod uwagę, choć często zaznacza się, że pożar jest zaburzeniem heterogenicznym.

Celem badań było opisanie wpływu intensywności pożaru pokrywy gleby na reakcję runa, a także podjęcie wstępnej próby scharakteryzowania zachodzących po tym zaburzeniu procesów syndynamicznych. Badania wykonano w płacie boru świeżego *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 w Kampinoskim Parku Narodowym, podlegającym spontanicznym zmianom po pożarze pokrywy gleby.

Materiał i metody

Terenem badawczym były dwa przylegające do siebie pożarzyska, powstałe 7 maja oraz 4 czerwca 2015 roku. Były to pożary pokrywy gleby, które objęły łącznie powierzchnię około 11 hektarów. Pożary te miały miejsce na terenie Obrębu Ochronnego Laski, Obwodu Ochronnego Kaliszki w Kampinoskim Parku Narodowym, w drzewostanach sosnowych o zróżnicowanym wieku – od 60 do 200 lat.

Materiał badawczy obejmował zdjęcia fitosocjologiczne wykonane w 45 lokalizacjach, dwukrotnie: kilka miesięcy po pożarze w 2015 roku i w następnym sezonie wegetacyjnym (2016 rok). Łącznie odnotowano obecność 122 gatunków roślin naczyniowych, 22 gatunków mszaków oraz 9 gatunków porostów naziemnych. Ponadto zebrano dane o stopniu spalenia warstwy organicznej gleby w obrębie badanych powierzchni.

Na terenie pożarzyska założono sieć 45 stałych powierzchni badawczych o powierzchni 100 m² każda. Pierwszą grupę powierzchni zlokalizowano parami wzdłuż brzegu pożarzyska co 80 m, po jednej na częściach spalonej oraz niespalonej (kontrolnej) – łącznie 34 powierzchnie. Następnie założono 11 powierzchni w obrębie wewnętrznej części obiektu, w losowo wybranych płatach spośród 15 najsilniej spalonych fragmentów.

W celu określenia intensywności pożaru wykonano kartowanie stopnia spalenia warstwy organicznej (próchnicy nadkładowej) na wszystkich stałych powierzchniach badawczych. Przyjęto podział na fragmenty niespalone (z zachowanym runem i warstwą organiczną), częściowo spalone (ze spalonym runem oraz częściowo spaloną warstwą organiczną) oraz całkowicie spalone (ze spalonym runem oraz wypaloną warstwą organiczną). W losowo wybranych miejscach dokonano pomiarów miąższości warstwy organicznej gleby dla fragmentów niespalonych (w tym również wszystkich powierzchni kontrolnych), częściowo spalonych, a także całkowicie spalonych. Pomiarów dokonywano pięciokrotnie dla każdej powierzchni, osobno dla każdego wyróżnionego w kartowaniu stopnia spalenia. W przypadku braku fragmentów niespalonych, co często odnotowywano w obrębie powierzchni najmocniej dotkniętych przez pożar, pomiarów nienaruszonej warstwy organicznej dokonywano w miejscach najbliższych ich położonych. Miąższość warstwy organicznej fragmentów całkowicie spalonych we wszystkich pomiarach wynosiła 0 mm. Miąższość spalonej materii organicznej wyliczono jako różnicę uśrednionych dla danej powierzchni grubości warstw niespalonej i częściowo lub całkowicie spalonej. Z wykorzystaniem pochodzącej z kartowania informacji o udziale [%] fragmentów o danym stopniu spalenia obliczono objętość spalonej warstwy organicznej [m³/a], indywidualnie dla każdej powierzchni próbnej. W tym celu posłużono się wzorem na objętość prostopadłościanu.

Zdjęcia fitosocjologiczne wykonano w skali Londo [1976] w sezonach wegetacyjnych 2015 oraz 2016. Zebrany materiał poddano transformacji arytmetycznej metodą Tüxena i Ellenberga [1937]. Klasyfikację zdjęć fitosocjologicznych wykonano metodą UPGMA z wykorzystaniem dystansu Braya-Curtisa, a porządkowanie zdjęć metodą nietendencyjnej analizy zgodności (DCA). Metoda ta pokazuje zróżnicowanie analizowanych zbiorowisk w przestrzeni wielowymiarowej, a odległości (różnorodność beta) pomiędzy poszczególnymi punktami reprezentującymi powierzchnie próbné (zdjęcia fitosocjologiczne) mierzone są jednostką odchylenia standardowego (SD) i są tym samym miarą ich podobieństwa. Najważniejsze kierunki zróżnicowania analizowanych zbiorowisk uzyskiwane są w pierwszych gradientach DCA [Hill, Gauch 1980; ter Braak, Šmilauer 2012]. Prędkość zmian w charakterze zbiorowisk [SD/rok] obliczono jako różnicę w położeniu danej powierzchni w obrębie głównego gradientu DCA [Zaniewski i in. 2016] między latami 2015 i 2016. Obliczono liniowe modele regresji oraz współczynniki determinacji pomiędzy prędkością zmian uzyskaną w analizie DCA a udziałem powierzchni objętej pożarem [%], udziałem powierzchni o całkowicie przepalanej warstwie organicznej [%] oraz objętością spalonej materii organicznej [m³/a]. Następnie zbadano zależność pomiędzy analizowanymi zmiennymi objaśniającymi a zmianami liczby gatunków z grup związanych z inicjalnymi fazami sukcesji oraz z dojrzałymi zbiorowiskami leśnymi. Przyjęto dwa kryteria podziału gatunków na grupy. Pierwszy z nich to podział na gatunki drzew i krzewów w runie oraz pozostałe gatunki runa i warstwy mszysto-porostowej, dalej zwane „pozostałymi”. Drugi podział przeprowadzono w oparciu o przywiązanie gatunków do siedlisk inicjalnych oraz dojrzałych. Za gatunki związane z inicjalnymi fazami sukcesji, dalej zwane „nieleśnymi”, uznano gatunki terenów otwartych, czyli muraw piaskowych (*Koelerio-Corynephoretea*), muraw kserotermicznych (*Festuco-Brometea*), segetalne (*Stellarietea mediae*), ruderalne (*Artemisienea*), namulisk (*Bidentetea tripartiti*) i łąk (*Molinio-Arrhenatheretea*). Za gatunki związane z dalszymi fazami sukcesji oraz lasami, dalej zwane „leśnymi”, uznano gatunki borowe (*Vaccinio-Piceetea*), lasów liściastych (*Quercus-Fagetetea*), łągów (*Salicetea purpureae*), wrzosowisk i muraw bliźniczkowych (*Nardo-Callunetea*), zbiorowisk porębowych (*Epilobietea angustifolii*) oraz okrajkowych i oszyjkowych (*Trifolio-Geranietea*, *Rhamno-Prunetea*, *Galio-Utricenea*). Przynależność syntaksonomiczną gatunków roślin naczyniowych przyjęto za Matuszkiewiczem [2008], uzupełniając ją o opracowanie Zarzyckiego i in. [2002]. Za miarę bogactwa gatunkowego przyjęto liczbę gatunków zarejestrowaną w próbach. W analizach wykorzystano informacje o występowaniu gatunków w warstwach runa oraz mszysto-porostowej. Analizy wykonano w oprogramowaniu PAST [Hammer i in. 2001] oraz LibreOffice Calc.

Wyniki

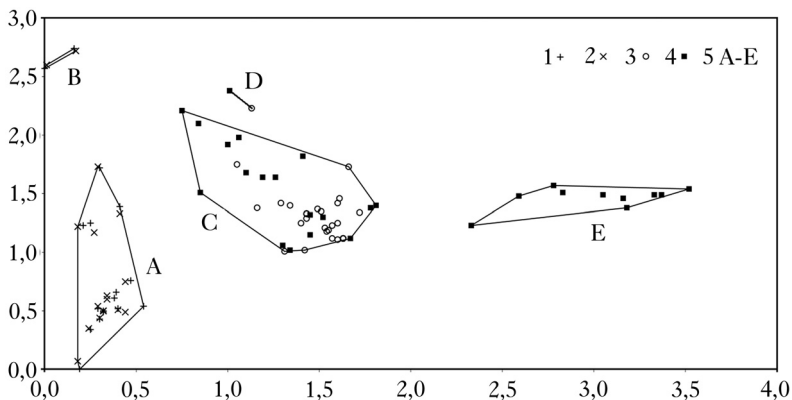
Na podstawie wyników grupowania zdjęć fitosocjologicznych metodą UPGMA wyróżniono pięć grup (ryc. 1):

- Grupa A (30 zdjęć fitosocjologicznych, *Peucedano-Pinetum*). Należą tu zbiorowiska kontrolne, z dobrze wykształconą warstwą mszystą (dominacja *Pleurozium schreberi* oraz znaczna domieszka *Dicranum polysetum*), obecnością m.in. *Convallaria majalis*, *Festuca ovina*, *Melampyrum pratense*, *Polygonatum odoratum* i *Rumex acetosella* oraz niewielką domieszką *Vaccinium myrtillus* i *V. vitis-idaea*.
- Grupa B (4 zdjęcia fitosocjologiczne, *Peucedano-Pinetum* z *Quercus robur*). Zbiorowiska kontrolne, bory świeże z udziałem *Quercus robur* w dolnej warstwie drzew, zdominowane w runie przez *Vaccinium myrtillus*.
- Grupa C (44 zdjęcia fitosocjologiczne, zbiorowisko spalonego *Peucedano-Pinetum*). Obejmuje zbiorowiska spalonego boru świeżego w roku pożaru (2015) oraz lżej spalone płyty

- boru, w rok po pożarze. Wyróżnia się ona powolnym powrotem gatunków runa, które przeżyły pożar, m.in. *Convallaria majalis*, *Vaccinium myrtillus* i *V. vitis-idaea*.
- Grupa D (2 zdjęcia fitosocjologiczne, spalone *Peucedano-Pinetum* z *Quercus robur*). Zbiorowisko pożarzystkowe, lżej spalone, ze znacznym udziałem *Betula pendula* w drzewostanie, wysokim udziałem *Quercus robur* w warstwie krzewów, niewielkim pokryciem runa oraz występowaniem mchu *Plagiomnium affine* w warstwie mszystej.
 - Grupa E (10 zdjęć fitosocjologicznych, zbiorowisko z *Populus tremula*). Zbiorowiska silnie spalone, w rok po pożarze. Wyróżniają się przede wszystkim wysokim pokryciem runa przez *Populus tremula* oraz obecnością wielu gatunków roślin nieleśnych. Pojawiły się tu również *Populus alba*, *Salix triandra* i *S. caprea* oraz rozwinęły się darnie mchów: *Ceratodon purpureus* oraz *Polytrichum juniperinum*.

Pomiędzy rokiem pożaru (2015) a rokiem 2016 odnotowano obecność zmian kierunkowych w obrębie zbiorowisk roślinnych dotkniętych pożarem (ryc. 1). Najwyższym współczynnikiem determinacji ($R^2=0,83$) charakteryzuje się zależność między prędkością odnotowanych zmian w obrębie głównego gradientu DCA a udziałem procentowym powierzchni całkowitego przepalenia warstwy organicznej gleby (ryc. 2A). Korelacja pomiędzy odnotowaną prędkością zmian a objętością spalonej warstwy organicznej okazała się słabsza ($R^2=0,30$, ryc. 2B). Najniższym współczynnikiem determinacji ($R^2=0,27$, $p<0,05$) charakteryzowała się zależność pomiędzy prędkością zmian a udziałem powierzchni objętej pożarem. Nie odnotowano zmian kierunkowych w obrębie powierzchni kontrolnych.

Odnótowane w obrębie gradientu pierwszego (oś 1) DCA zmiany w położeniu prób (zdjęć fitosocjologicznych) pomiędzy latami 2015 i 2016 skorelowane są najmocniej ze zmianami liczby leśnych gatunków drzew i krzewów w warstwie runa (ryc. 3A) oraz zmianami liczby pozostałych gatunków nieleśnych (ryc. 3B). Nie odnotowano istotnych zależności pomiędzy zmianami w obrębie głównego gradientu DCA i przyrostem liczby pozostałych gatunków leśnych w runie (ryc. 3C) oraz zmianami w występowaniu jedyne go nieleśnego gatunku drzewiastego – *Juniperus communis*.



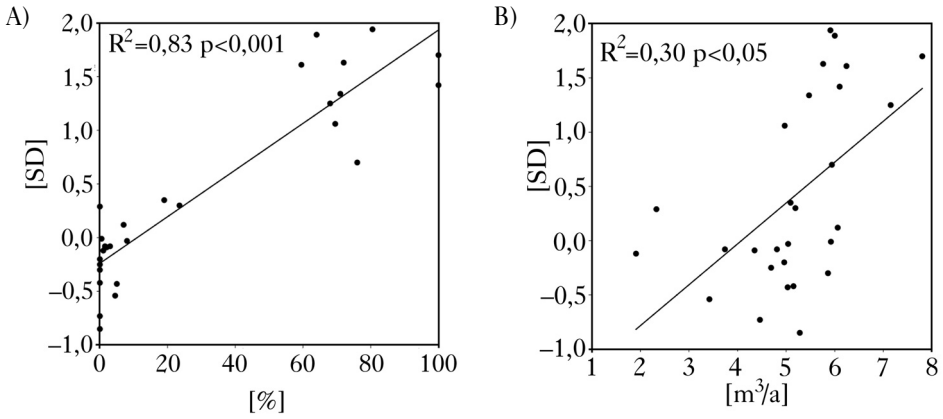
Ryc. 1.

Porządkowanie powierzchni próbnych metodą DCA w układzie dwóch pierwszych osi z uwzględnieniem grup wyróżnionych metodą UPGMA

Orderliness of the study plots with DCA (first and second axes) divided into phytosociological groups distinguished with UPGMA

1 – kontrola z roku 2015; 2 – kontrola z roku 2016; 3 – powierzchnie dotknięte pożarem – stan z 2015 roku; 4 – powierzchnie dotknięte pożarem – stan z 2016 roku; 5 – zbiorowiska roślinne opisane w tekście

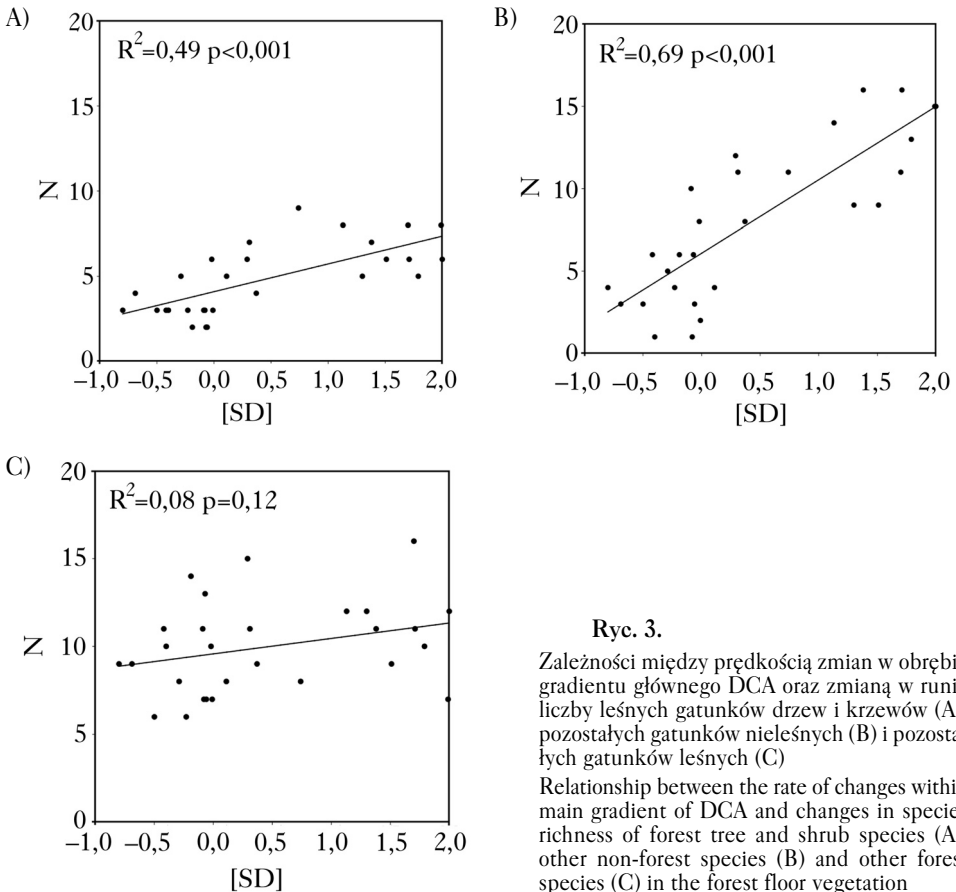
1 – control in 2015; 2 – control in 2016; 3 – fire-affected areas in 2015; 4 – fire-affected areas in 2016; 5 – plant communities described in the text



Ryc. 2.

Zależność między prędkością zmian w obrębie głównego gradientu DCA a powierzchnią całkowitego przepalenia (A) i objętością spalonej (B) warstwy organicznej gleby

Relationship between the rate of change within the main gradient of DCA and the area of total burnout (A) and volume (B) of organic layer burnout



Ryc. 3.

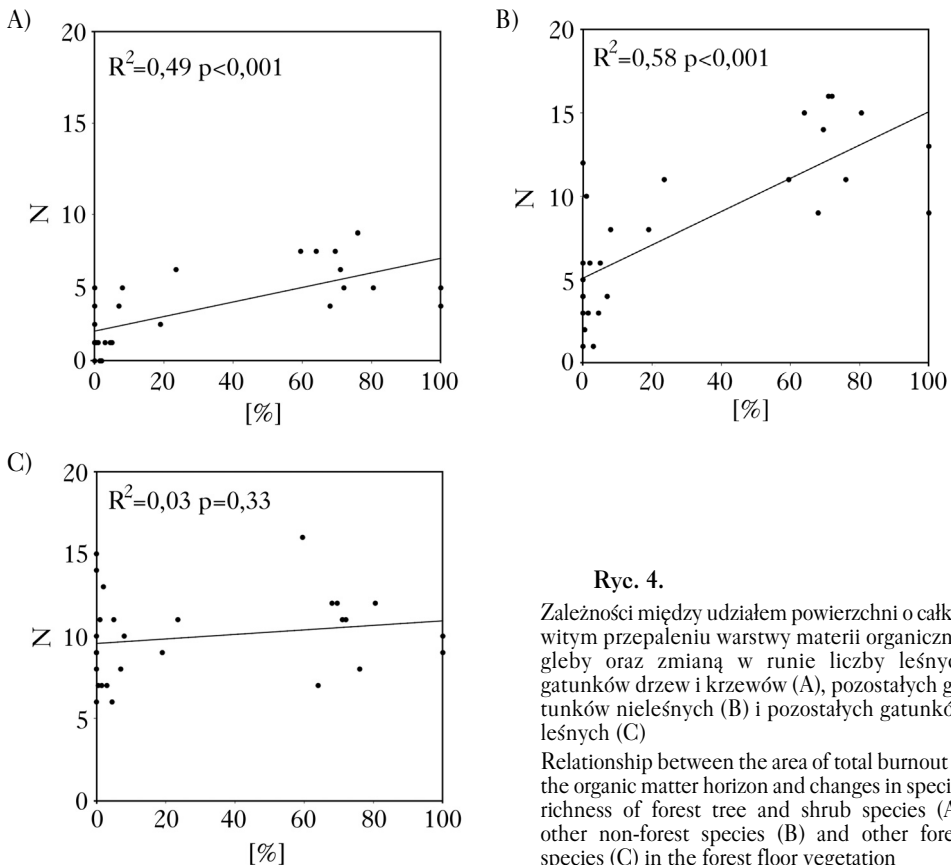
Zależności między prędkością zmian w obrębie gradientu głównego DCA oraz zmianą w runie liczby leśnych gatunków drzew i krzewów (A), pozostałych gatunków nieleśnych (B) i pozostałych gatunków leśnych (C)

Relationship between the rate of changes within main gradient of DCA and changes in species richness of forest tree and shrub species (A), other non-forest species (B) and other forest species (C) in the forest floor vegetation

Zależności pomiędzy całkowitym udziałem powierzchni dotkniętej przez pożar oraz objętością spalonej warstwy organicznej a zmianami liczby gatunków z wyróżnionych grup okazały się nieistotne ($p > 0,05$) bądź znalazły się na granicy istotności. Stwierdzono istotną statystycznie dodatnią korelację pomiędzy udziałem całkowicie przepalanej warstwy organicznej a zmianą liczby gatunków leśnych drzew i krzewów (ryc. 4A) oraz pozostałych gatunków nieleśnych w runie (ryc. 4B). Oznacza to, że im większy był udział części całkowicie spalonej w obrębie danej powierzchni próbnej, tym większy był wzrost liczby leśnych gatunków drzew i krzewów oraz wzrost pozostałych gatunków nieleśnych. Zależność ta w stosunku do pozostałych gatunków leśnych okazała się nieistotna (ryc. 4C).

Dyskusja

Zaobserwowana w pierwszym roku po pożarze reakcja roślinności zbiorowiska boru świeżego zależy od natężenia zaburzenia (ryc. 2A). Na powierzchniach, na których pożar nie doprowadził do całkowitego przepalenia warstwy organicznej gleby, odnotowano powrót gatunków borowych w runie (ryc. 3C, 4C), głównie borówek (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*) oraz pospolitych mchów (*Dicranum polysetum*, *Pleurozium schreberi*). Wzrost liczby pozostałych gatunków nieleśnych (ryc. 3B, 4B) jest o wiele mniejszy niż w przypadku gatunków leśnych (ryc. 3C, 4C). Bezpośrednie powolne przekształcanie się dotkniętego zaburzeniem zbiorowiska w kierunku boru świeżego (ryc. 1) jest odzwierciedlone jako ujemna prędkość zmian w obrębie głównego gradientu DCA (ryc. 2A).



Ryc. 4.

Zależności między udziałem powierzchni o całkowitym przepaleniu warstwy materii organicznej gleby oraz zmianą w runie liczby leśnych gatunków drzew i krzewów (A), pozostałych gatunków nieleśnych (B) i pozostałych gatunków leśnych (C)

Relationship between the area of total burnout of the organic matter horizon and changes in species richness of forest tree and shrub species (A), other non-forest species (B) and other forest species (C) in the forest floor vegetation

Można przyjąć, że odtworzenie zbiorowiska w tym przypadku zachodzi z pomocą propagul pochodzących z tej samej biochory, z możliwym niewielkim udziałem gatunków lekkonasieniowych w pierwszych etapach procesu. Taki proces można nazwać regeneracją zbiorowiska boru świeżego [Faliński 1991, 2001].

Drugi odnotowany proces charakteryzuje się przekształceniem się dotkniętych pożarem zbiorowisk w kierunku innym niż zbiorowiska kontrolne boru świeżego (ryc. 1). Uwidacznia się to poprzez dodatnią prędkość zmian w obrębie pierwszego gradientu DCA (ryc. 2A). W zbiorowiskach tych znacząco przyrasta liczba pozostałych gatunków nieleśnych (ryc. 3B, 4B). Wiele z tych gatunków, m.in. *Cirsium arvense*, *Conyza canadensis*, *Sonchus arvensis*, *S. oleraceus* czy *Tussilago farfara*, związanych jest również ze zbiorowiskami podlegającymi stałym zaburzeniom, jak np. przeorywane corocznie leśne pasy przeciwpożarowe [Bomanowska, Adamowski 2013]. Zarówno wśród gatunków nieleśnych, które pojawiły się na badanym pożarzysku, jak i pasie przeciwpożarowym w Puszczy Białowieskiej najliczniej reprezentowaną rodziną jest *Asteraceae*. W jej obrębie występują przede wszystkim gatunki lekkonasienne, zdolne do kolonizacji na duże odległości. Gatunki łąkowe (*Molinio-Arrhenatheretea*) oraz segetalne (*Stellarietea mediae*) należą do najbardziej licznych również w obydwu obiektach. Ze względu na piaszczyste gleby na pożarzysku w Kampinoskim Parku Narodowym uwidacznia się ponadto duży udział gatunków murawowych (*Koelerio-Corynephoretea*). Pojawienie się licznej grupy gatunków łąkowych i ruderalnych na najsilniej spalonych powierzchniach w borze trzęślicowym stwierdzili również Loster i in. [2011]. Autorzy ci najwyższą liczebność gatunków nieleśnych odnotowali w drugim roku po pożarze, jednak ich liczba była mniejsza niż stwierdzona w badanym obiekcie już w pierwszym roku po zaburzeniu. Obecność szeregu gatunków murawowych, segetalnych oraz łąkowych została odnotowana też na podlegających procesowi klasycznej sukcesji wtórnej gruntach porolnych rezerwatu Jelonka [Faliński i in. 1993]. Na powierzchniach dotkniętych w znacznym stopniu całkowitym przepaleniem warstwy organicznej gleby przyrost liczby pozostałych gatunków nieleśnych przekracza przyrost liczby pozostałych gatunków leśnych. Takie proporcje (dominacja gatunków pochodzących z zewnątrz) mogą wskazywać na przebieg procesu o charakterze nawiązującym do sukcesji wtórnej [Faliński 1991, 2001].

Nie stwierdzono zależności między przyrostem liczby pozostałych gatunków leśnych runa a kierunkiem zmian oraz udziałem całkowicie przepalanej warstwy organicznej. Z tego powodu można go uznać za mniej więcej stały dla całego obiektu (ryc. 3C, 4C) i niezależny od intensywności pożaru. Wraz ze wzrostem udziału powierzchni o przepalanej warstwie organicznej gleby zwiększa się liczba leśnych gatunków drzew i krzewów (ryc. 4A). Są to głównie gatunki lekkonasienne, które mogą pojawić się zarówno w procesie sukcesji wtórnej, jak i regeneracji. Wśród nich znalazły się również gatunki całkowicie niezwiązane ze zbiorowiskiem boru świeżego, jak *Acer negundo*, *Populus alba*, *Prunus padus*, *Salix triandra* czy *Sambucus nigra*. Podobnie gatunki drzew i krzewów niezwiązane z danym siedliskiem pojawiły się także w obrębie odtwarzających się borów na Nizinie Borskiej na Słowacji [Šomšák i in. 2009]. Wśród nich znalazły się również *Populus alba* oraz *Sambucus nigra*, a z obcych gatunków zielnych także *Conyza canadensis* i *Erechtites hieracifolius*.

Ivanova i in. [2014] wykazali, że tempo oraz kierunek odtwarzania się zbiorowisk boru sosnowego na siedliskach wilgotnych są inne niż na siedliskach suchych. Różnice w składzie gatunkowym zwiększają się wraz z upływem czasu, co wskazuje na rozbieżne wzorce zmian. Na podstawie obserwowanych w obrębie badanego obiektu zależności można uznać, że możliwe jest również występowanie odmiennych procesów odtwarzania się boru w ramach jednego typu siedliska i jednego rodzaju pożaru. Przejście między charakterem obydwu procesów jest płynne i zależy od

udziału całkowicie przepalanej warstwy materii organicznej (ryc. 2A). Zbiorowiska, w obrębie których nie doszło do przepalenia warstwy materii organicznej, regenerują się obecnie w kierunku boru świeżego *Peucedano-Pinetum*. Wiadomo, że odsłonięcie warstwy mineralnej gleby (zarówno sztuczne, jak i na skutek pożaru) ułatwia kiełkowanie sosny [Hille, den Ouden 2004]. Usunięcie ściółki sprzyja także zwiększeniu bogactwa gatunkowego wielu gatunków roślin runa [Dzwonko, Gawroński 2002]. Z tego powodu na powierzchniach o najwyższym udziale przepalanej warstwy organicznej gleby zaobserwowano tak gwałtowną reakcję roślinności w latach 2015-2016. Zdecydowanie słabiej reakcja runa była skorelowana z objętością spalanej materii organicznej (ryc. 2), mimo iż popiół pochodzący ze spalanej warstwy organicznej jest czynnikiem podnoszącym żyzność gleby w pierwszym okresie po pożarze [Verma, Jayakumar 2012; Zavała i in. 2014]. Najprawdopodobniej pozostała w wyniku jedynie częściowego spalania warstwy organicznej gleby jest czynnikiem mocniej ograniczającym reakcję runa niż pozytywny efekt użyźnienia gleby związany z obecnością popiołu pochodzącego ze spalania warstwy organicznej.

Wnioski

- ✦ Po pożarze pokrywy gleby w zbiorowisku boru świeżego (*Peucedano-Pinetum*) odnotowano dwa procesy reakcji runa, które zależały od natężenia zaburzenia.
- ✦ Na powierzchniach z nieznacznie wypaloną warstwą organiczną gleby już w pierwszym roku po pożarze rozpoczął się powrót gatunków borowych, prowadzący do regeneracji boru świeżego.
- ✦ Na obszarach, na których na znacznej powierzchni ogień przepalił całkowicie warstwą organiczną gleby, pojawiła się liczna grupa gatunków nieleśnych, która wraz z osiką zdominowała runo. Stwierdzony proces ma cechy wspólne z procesem sukcesji wtórnej.
- ✦ Udział powierzchni z całkowicie przepaloną warstwą organiczną jest czynnikiem zdecydowanie mocniej powiązany z reakcją runa niż objętość spalanej materii organicznej.

Podziękowania

Autorzy składają serdeczne podziękowania Arturowi Obidzińskiemu z Samodzielnego Zakładu Botaniki Leśnej Wydziału Leśnego SGGW w Warszawie za przekazanie krytycznych uwag i cennych sugestii podczas przygotowywania powyższego tekstu, a także recenzentowi za konstruktywne uwagi, które pozwoliły znacząco poprawić ostateczny kształt opracowania.

Literatura

- Beghin R., Lingua E., Garbarino M., Lonati M., Bovio G., Motta R., Marzano R. 2010. *Pinus sylvestris* forest regeneration under different post-fire restoration practices in the northwestern Italian Alps. *Ecological Engineering* 36 (10): 1365-1372.
- Bomanowska A., Adamowski W. 2013. The fire break in Białowieża National Park as a refuge of the segetal flora. *Ukr. Botan. Journ.* 70 (2): 202-208.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. 2012. *Canoco reference manual and User's Guide, Software for Ordination* (version 5.0). Biometris, Wageningen and České Budějovice.
- Dobrowolska D. 2008. Odnowienie naturalne na powierzchniach uszkodzonych przez pożar w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie. *Leś. Pr. Bad.* 69 (3): 255-264.
- Dzwonko Z., Gawroński S. 2002. Effect of litter removal on species richness and acidification of a mixed oak-pine woodland. *Biological Conservation* 106 (3): 389-398.
- Faliński J. B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. *Ecological studies in Białowieża forest. Geobotany* 8.
- Faliński J. B. 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115-128.
- Faliński J. B. 1991. Procesy ekologiczne w zbiorowiskach leśnych. *Phytocoenosis* 3 (N.S.), Sem. Geobot. 1: 17-41.

- Faliński J. B. 1998. Fire-induced disruption of secondary succession. Initial phase of post-fire regeneration. *Phytocoenosis* 10 (N.S.), Suppl. Cartogr. Geobot. 8: 121-127.
- Faliński J. B. 2001. Przewodnik do długoterminowych badań ekologicznych. *Vademecum Geobotanicum*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Faliński J. B., Ciesliński S., Czyżewska K. 1993. *Dynamic-Floristic Atlas of Jelonka*. *Phytocoenosis* 5, Suppl. Cartogr. Geobot. 3. Warszawa – Białowieża.
- Grime J. P. 2002. *Plant strategies, vegetation process, and ecosystem properties*. Second Edition. John Wiley & Sons, LTD, Chichester, New York, Weinheim, Brisbane, Singapore, Toronto.
- Gromtsev A. 2002. Natural disturbance dynamics in the boreal forests of European Russia: a review. *Silva Fennica* 36 (1): 41-55.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Hill M. O., Gauch H. G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hille M., den Ouden J. 2004. Improved recruitment and early growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) seedlings after fire and soil scarification. *Eur. J. Forest Research*. 123: 213-218.
- Ivanova A. A., Kopylova-Guskova E. O., Shipunov A. B., Volkova P. A. 2014. Post fires succession in the northern pine forest in Russia: a case study. *Wulfenia* 21: 119-128.
- Kurowski J. K. 2007. Procesy syndynamiczne w zbiorowiskach leśnych wywołane odwodnieniem siedlisk. *Leś. Pr. Bad.* 2: 27-44.
- Kuuluvainen T., Rouvinen S. 2000. Post-fire understorey regeneration in boreal *Pinus sylvestris* forest sites with different fire histories. *Journal of Vegetation Science* 11: 901-812.
- Kwiatkowska-Falińska A. J. 2008. Post-fire succession on abandoned fields in coniferous forest habitat (Nord-East Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 77 (3): 245-254.
- Lampainen J., Kuuluvainen T., Wallenius T. H., Karjalainen L., Vanha-Majamaa I. 2004. Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia. *Journal of Vegetation Science* 15: 245-256.
- Londo G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33 (1): 61-64.
- Loster S., Dzwonko Z., Gawroński S. 2011. Early post-fire vegetation regeneration in a Scots pine forest site in southern Poland. W: Zemanek B. [red.]. *Geobotanist and Taxonomist*. A volume dedicated to Professor Adam Zajac on the 70th anniversary of his birth. Institute of Botany, Jagiellonian University. 117-130.
- van der Maarel E. 1988. Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetatio* 77: 7-19.
- Matuszkiewicz W. 2008. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A. F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J. M., Brzeziecki B. 2010. A 350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history. *Journal of Ecology* 98: 1319-1329.
- Obidziński A. 2001. Zaburzenie jako element dynamiki lasu. *Sylvan* 145 (5): 51-59.
- Olaczek R. 1972. Formy antropogenicznej degeneracji leśnych zbiorowisk roślinnych w krajobrazie rolniczym Polski niżowej. *Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź*.
- Olaczek R. 1974. Kierunki degeneracji fitocenozy leśnych i metody ich badania. *Phytocoenosis* 3 (3/4): 179-190.
- Orcewska A., Obidziński A., Żoła K. 2010. Wpływ czyszczeń na rozwój roślinności runa w spontanicznych odnowieniach brzoźowych po pożarze. *Studia i Materiały CEPL* 25: 377-387.
- Ruokolainen L., Salo K. 2006. The succession of boreal forest vegetation during ten years after slash-burning in Koli National Park, eastern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 43: 363-378.
- Seidl R., Fernandes P. M., Fonseca T. F., Gillet F., Jönsson A. M., Merganičová K., Netherer S., Arpacı A., Bontemps J-D., Bugmann H., González-Olabarria R., Lasch P., Meredieu C., Moreira F., Schelhass M-J., Mohren F. 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecological Modelling* 222 (4): 903-924.
- Sewerniak P. 2010. Analiza wpływu pożaru na wybrane cechy fitocenozy boru sosnowego w aspekcie hodowli lasu. W: Sewerniak P., Gonet S. S. [red.]. *Środowiskowe skutki pożaru lasu. Polskie Tow. Subst. Humusowych*, Wrocław. 83-107.
- Smirnova E. 2003. Secondary succession in the Scots Pine stands in northwestern Russia affected by fires. W: Heikkilä R., Lindholm T. [red.]. *Biodiversity and conservation of boreal nature. Proceedings of the 10 years anniversary symposium of the Nature Reserve Friendship. The Finnish Environment* 485: 93-99.
- Solon J. 2007. Przemiany zbiorowisk leśnych Kampinoskiego Parku Narodowego w ciągu 80 lat. W: Matuszkiewicz J. M. [red.]. *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. IGIPZ im. Stanisława Leszczyckiego, PAN. Monografie 8: 290-343.
- Šomšák L., Dlapa P., Kollár J., Kubíček F., Šimonovič V., Janitor A., Kanka R., Šimkovic I. 2009. Fire impact on the secondary pine forest and soil in the Borská Nížina Lowland (SW Slovakia). *Ekológia (Bratislava)* 28 (1): 52-65.

- Szwańgrzyk J. 2004. Sukcesja leśna na gruntach porolnych; stan obecny, prognozy i wątpliwości. Sylwan 148 (4): 53-59.
- Tüxen R., Ellenberg H. 1937. Der systematische und ökologische Gruppenvert. Ein Beitrag zur Begriffsbildung und Methodik der Pflanzensoziologie – Mitt. Florist.-Soziol. Arbeitsgem. 3: 171-184.
- Verma S., Jayakumar S. 2012. Impact of forest fire on physical, chemical and biological properties of soil: A review. Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences 2 (3): 168-176.
- Zadina M., Donis J., Jansons A. 2015. Influence of post-fire management on regeneration of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in north-western Latvia. Research for Rural Development 2: 61-67.
- Zaniewski P. T., Potoczny B., Matuszkiewicz J. M. 2016. Modelowanie trwałości boru chrobotkowego *Cladonia-Pinetum* Juraszek 1927 na terenie Parku Narodowego „Bory Tucholskie” z wykorzystaniem metody powtórzonej chronosekwencji. Sylwan 160 (5): 397-406.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of vascular plants of Poland. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences.
- Zavala L. M., de Celis R., Jordan A. 2014. How wildfire affect soil properties. A brief review. Cuadernos de Investigacion Geografica 40 (2): 311-331.