

Prądnik. Prace Muz. Szafera	33	063–078	2023
-----------------------------	----	---------	------

REMIGIUSZ PIELECH^{1,2*}, KACPER FOREMNIK³,
BARTŁOMIEJ SURMACZ¹, MAREK MALICKI⁴,
ADRIAN WYSOCKI⁵, ZBIGNIEW MACIEJEWSKI⁶

¹Zakład Ekologii Roślin, Wydział Biologii, Uniwersytet Jagielloński,
ul. Gronostajowa 3, 30-387 Kraków, *e-mail: remekpielech@gmail.com

²Fundacja Badań nad Bioróżnorodnością, ul. Terenowa 4C/6, 50-231 Wrocław

³Katedra Bioróżnorodności Leśnej, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie,
al. Adama Mickiewicza 21, 31-125 Kraków

⁴Zakład Botaniki, Wydział Nauk Biologicznych, Uniwersytet Wrocławski,
ul. Kanonia 6/8, 50-328 Wrocław

⁵Zakład Biologii Roślin, Instytut Biologii Środowiskowej, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu,
ul. Kozuchowska 7A, 51-631 Wrocław

⁶Roztoczański Park Narodowy, ul. Plażowa 2, 22-470 Zwierzyniec

WPŁYW NATURALNYCH ZABURZEŃ NA STRUKTURĘ DRZEWOSTANÓW NA PRZYKŁADZIE ROZTOCZAŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

Effect of natural disturbances on forest structure – Roztocze National Park case study

Abstract. We examined the influence of windthrows on seminatural forest ecosystems in Roztocze National Park, SE Poland. The study was conducted on three 0.5-ha permanent plots, of which two were subject to intensive natural disturbances, one in 1989 and the other in 2008. The third was an undisturbed control plot. We aimed to address the following questions: 1) Do large-scale intense disturbances and the time elapsed since their occurrence affect tree diversity and spatial patterns?; 2) What is the effect of windthrows on forest stand structure?

The number of tree species and mingling index were higher in the plot disturbed more recently. Both disturbed plots had lower diversity and evenness than the control plot. The basal area was the lowest in the more recently disturbed plot and the highest in the undisturbed plot. The undisturbed control plot was characterized by regular distribution of trees, which is typical of managed planted forests. In contrast, the disturbed plots had a random distribution of trees, which is typical of most natural forests. Our research demonstrated that natural ecological disturbances such as windthrows aid naturalization of forests that had been established in the past as regularly distributed tree plantations and then maintained as regular managed forests.

Key words: forest regeneration, forest structure, natural disturbance, protected area, Roztocze National Park, spatial patterns, windthrows

WSTĘP

Zaburzeniem ekologicznym (ang. *ecological disturbance*) nazywamy każde zdarzenie, które zakłóca rozwój ekosystemu, zbiorowiska czy populacji oraz prowadzi do zmian w dostępności zasobów lub warunków środowiskowych (Pickett & White, 1985). Zdarzenia takie mogą mieć charakter naturalny, bądź też mogą być efektem działalności człowieka. Do naturalnych czynników wywołujących zaburzenia ekologiczne należą m.in. pożary, powódzie, huraganowe wiatry, lawiny, gradacje owadów. Zjawiska takie mogą się różnić swoją intensywnością, rozległością czy częstością występowania (Holeksa i in., 2017; Pielech & Czortek, 2021). Bardzo często jednak mają daleko idące skutki dla funkcjonowania ekosystemów poprzez wpływ na kluczowe procesy ekologiczne, takie jak produktywność ekosystemu i produkcja biomasy, przepływ energii czy obieg pierwiastków (Battisti i in., 2016). Z tego względu naturalne zaburzenia ekologiczne uważa się za jeden z najważniejszych czynników kształtujących ekosystemy (Sousa, 1984; Turner, 2010).

Naturalne zaburzenia ekologiczne są również typowym elementem wieloletniej dynamiki lasu (Szwagrzyk, 2000). Zaburzenia w zbiorowiskach leśnych mogą ograniczać się do powstawania niewielkich luk w okapie, będących skutkiem zamierania pojedynczych lub kilku sąsiadujących drzew. Mimo niewielkiej skali przestrzennej, prowadzą one do zmian w warunkach świetlnych, wilgotnościowych i troficznych, wpływając na konkurencję międzygatunkową roślin w kolejnych latach (McCarthy, 2001). W takich warunkach pojawia się okazja do wzrostu nowego pokolenia drzew, niejednokrotnie obecnych już w dolnych warstwach lasu i „czekających” na taką okazję. Taki sposób regeneracji lasu określany jest jako dynamika luk (ang. *gap dynamic*) (McCarthy, 2001; Whitmore, 1989) i typowy jest dla naszej strefy klimatycznej. Na drugim końcu skali mamy rozległe naturalne zaburzenia, których zasięg mierzony jest w dziesiątkach czy setkach hektarów. Typowymi przykładami takich zaburzeń w zbiorowiskach leśnych są rozległe pożary czy wiatrowały (Holeksa i in., 2017; Hörnberg i in., 1995). Po wystąpieniu takiego „katastroficznego” zaburzenia regeneracja lasu odbywa się stopniowo, prowadząc często przez kolejne stadia naturalnej sukcesji, przy czym na początkowym etapie istotną rolę odgrywają gatunki pionierskie (Holeksa & Żywiec, 2005; Whitmore, 1989). Ze względu na globalne zmiany wpływające na reżim naturalnych zaburzeń, rozległe zaburzenia zbiorowisk leśnych stają się coraz częstsze (Kulakowski i in., 2017; Seidl i in., 2011).

Dotychczasowe badania potwierdziły, że naturalne zaburzenia prowadzą do zwiększenia zróżnicowania struktury pionowej oraz przestrzennej zbiorowisk leśnych (Janda i in., 2017; Zemlerová i in., 2023). Urozmaicenie struktury lasu, zarówno lokalnie (małe luki), jak i w dużej skali przestrzennej (obecność różnych stadiów sukcesyjnych w krajobrazie), ma pozytywny wpływ na różnorodność biologiczną (Lundquist & Beatty, 2002; Rodríguez & Kouki, 2017; Viljur i in., 2022). Ze względu na większą odporność zróżnicowanych przestrzennie lasów oraz pozytywny wpływ na różnorodność biologiczną promowana jest często gospodarka leśna oparta na naśladowaniu naturalnych zaburzeń (Angelstam, 1998; Aszalós i in., 2022; Kreutzweiser i in., 2012; Kuuluvainen & Grenfell, 2012).

Naturalne zaburzenia mogą więc sprzyjać unaturalnieniu ekosystemów leśnych, których struktura jest uproszczona w wyniku gospodarki leśnej. W niniejszej pracy podjęliśmy próbę oceny wpływu wiatrowałów na pónaturalne zbiorowiska leśne w Roztoczańskim Parku Narodowym. Obszar parku narodowego wielokrotnie podlegał presji silnych wiatrów, powodujących złamanie oraz powalenia pojedynczych drzew, a także całych

drzewostanów. Badania były prowadzone na trzech stałych powierzchniach, z których dwie były miejscem intensywnych zaburzeń odpowiednio w 1989 i 2008 roku (czyli 33 i 14 lat przed wykonaniem badań), a trzecia stanowiła niezaburzoną powierzchnię kontrolną. W szczególności staraliśmy się odpowiedzieć na następujące pytania:

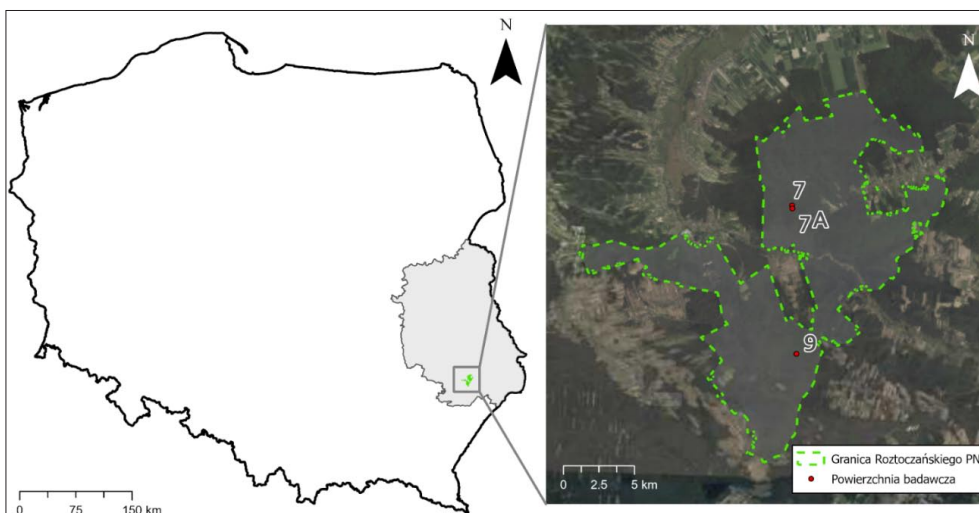
- 1) Czy intensywne rozległe zaburzenie oraz czas, jaki od niego upłynął, mają wpływ na różnorodność gatunkową drzewostanu i przestrzenne wzorce rozmieszczenia drzew?
- 2) W jaki sposób wiatrowały wpłynęły na cechy strukturalne drzewostanu?

METODY

Obiekt badań

Badania przeprowadzono w lasach Roztoczańskiego Parku Narodowego. Obiektem badań były półnaturalne drzewostany, w których wystąpiły zaburzenia w postaci rozległych wiatrowałów. Analizami objęto drzewostan na trzech stałych powierzchniach badawczych o wielkości: 0,5 ha (powierzchnie o numerach 7 i 7A) oraz 1,2 ha (powierzchnia o numerze 9) (ryc. 1).

Powierzchnie badawcze o numerach 7 oraz 7A położone są w oddziale 113 obwodu ochronnego Słupy – w strefie ochrony czynnej. Powierzchnie badawcze mają kształt prostokąta o wymiarach 50 na 100 m (0,5 ha). Powierzchnia badawcza numer 7 została założona w 1973 r. przez zespół naukowców UMCS w Lublinie pod kierownictwem Krystyna Izdebskiego, w celu badań nad produktywnością zespołów leśnych na Roztoczu Środkowym (Izdebski i in., 1976; Izdebski i in., 1977). Powierzchnia badawcza 7A została założona przez Zbigniewa Maciejewskiego i Jerzego Szwagrzyka w 2007 r.



Ryc. 1. Lokalizacja Roztoczańskiego Parku Narodowego (rycina lewa) oraz powierzchni badawczych zlokalizowanych na jego terenie (rycina prawa)

Fig. 1. Location of Roztocze National Park (left panel) and locations of permanent study plots within the park (right panel)

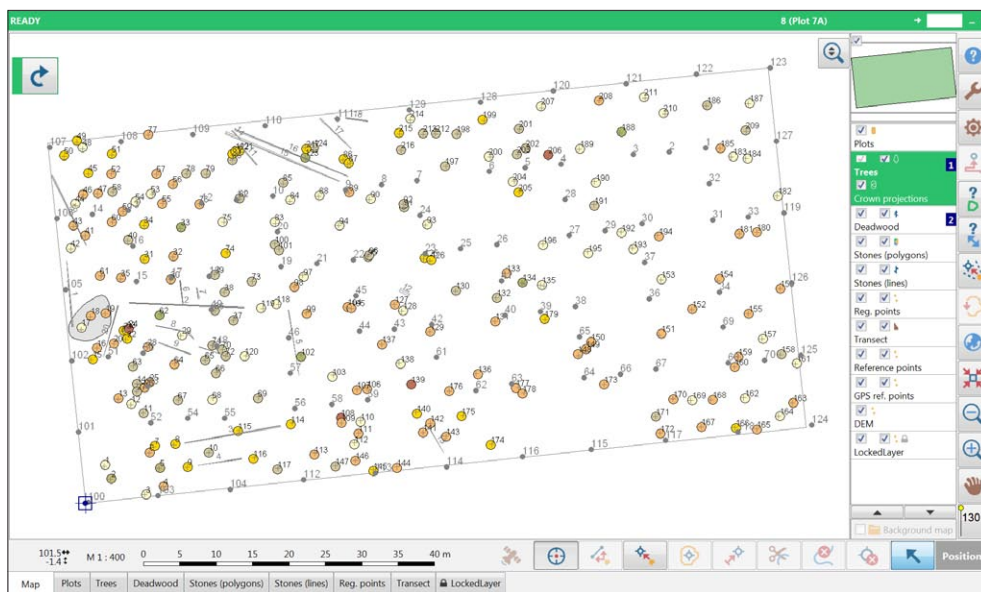
dla realizacji projektu badawczego pt.: Porównanie dynamiki gatunków drzewiastych oraz roślin runa na terenach objętych ochroną czynną i bierną w Roztoczańskim Parku Narodowym, realizowanego w latach 2008-2011 (Szwagrzyk i in., 2018). Powierzchnie te są położone w typie siedliskowym las wyżynny świeży (Lwyżśw), na glebie typu rędziny właściwej, wykształconej z gliny lekkiej kamienistej, na utworach gliniasto-kamienistych (KRAMEKO, 2021). Stan siedliska określono jako zbliżony do naturalnego. Opisywane powierzchnie leżą na łagodnym stoku (pochylenie ok. 8°), o wystawach NW i SW. Wielopiętrowy drzewostan na powierzchniach 7 i 7A pochodzi z odnowienia sztucznego. W składzie gatunkowym drzewostanu tego wydzielenia wyróżniono łącznie 10 gatunków, spośród których największy udział mają: buk, sosna, dąb, grab, a miejscami występuje również klon jawor, jodła, świerk, czereśnia, brzoza i jesion.

Powierzchnia badawcza nr 9 położona jest w oddziale 285d w obwodzie ochronnym Kruglik w strefie ochrony ścisłej. Ma ona również kształt prostokąta, ale o wymiarach 60 na 200 m. Powierzchnia badawcza numer 9, została założona przez Zbigniewa Maciejewskiego i Jerzego Szwagrzyka w 2014 r. w celu realizacji projektu badawczego dotyczącego roli naturalnych zaburzeń w dynamice lasów chronionych i zagospodarowanych (Maciejewski & Szwagrzyk, 2016; Szwagrzyk i in., 2018). Powierzchnia położona jest w typie siedliskowym las wyżynny świeży (Lwyżśw), na glebie typu rędziny brunatnej, wykształconej z gliny piaszczystej, na utworach gliniasto-kamienistych. Opisywana powierzchnia leży na łagodnym stoku o wystawach NW i NE. Wielopiętrowy i wielogeneracyjny drzewostan w tym wydzieleniu pochodzi z odnowienia naturalnego i znajduje się obecnie w fazie rozwojowej regeneracyjnej (odnowieniowej). W składzie gatunkowym drzewostanu tego wydzielenia wyróżniono łącznie 4 gatunki, tj. buka, jodłę, klon jawor i graba.

Prace terenowe

Główną częścią badań terenowych były pomiary drzewostanu przeprowadzone z wykorzystaniem technologii Field-Map (Institute of Forest Ecosystem Research - IFER, Jilové u Prahy, Republika Czeska, <https://www.ifer.cz/>). Field-Map to zaawansowany zestaw służący do terenowych pomiarów dendrometrycznych, na który składają się: baza danych (obsługiwana w terenie za pomocą oprogramowania Field-Map Data Collector) z funkcjonalnością GIS, urządzenia optyczne z dalmierzem i kompasem oraz średnicomierz współpracujący z bazą danych za pośrednictwem standardu Bluetooth. Technologia Field-Map pozwala na precyzyjny i efektywny pomiar struktury drzewostanu, tworząc jednocześnie bazę danych przestrzennych z rozmieszczeniem drzew.

Pomiary dendrometryczne wykonano w lipcu i sierpniu 2022 roku na opisanych wyżej powierzchniach. Pomiary struktury drzewostanu objęły wszystkie stojące drzewa, z rozróżnieniem żywych i martwych (martwe również z określeniem wysokości złamania, jeśli takie nastąpiło). Kryterium uwzględnienia drzewa w pomiarach było przekroczenie tzw. progu pierśnicowania, tj. średnicy 7 cm na wysokości 130 cm. Pierśnice mierzone były dwukrotnie w dwóch kierunkach prostopadłych, a następnie wynik uśredniano. Miejsca przyłożenia średnicomierza zaznaczano na pniach drzew z myślą o przyszłych powtórzeniach badań i możliwie wysokiej ich precyzji. Mierzone drzewa lokalizowano za pomocą dalmierza laserowego i powiązanego z nim elektronicznego kompasu, czyli urządzeń wchodzących w skład zestawu pomiarowego Field-Map. Po wykonaniu prac terenowych otrzymano kompletną mapę powierzchni z przestrzennym rozmieszczeniem drzew wraz z atrybutami w odniesieniu do każdego drzewa.



Ryc. 2. Mapa rozmieszczenia drzew na powierzchni 7A wraz z bazą danych programu Field-Map Data Collector uzyskana po wykonaniu prac nad strukturą drzewostanu

Fig. 2. Map of tree distribution in study plot no. 7A and Field Map Data Collector database as results of forest structure measurements

Analiza danych

W celu analizy składu gatunkowego drzewostanu na powierzchniach po zaburzeniach obliczono wartości następujących wskaźników:

Bogactwo gatunkowe – liczba gatunków drzew występujących na danej powierzchni. Jest to sumaryczne ujęcie wszystkich gatunków drzewiastych, które zostały zaobserwowane na powierzchniach objętych badaniami.

Wskaźnik przestrzennego zmieszania gatunków (*mingling index*) – określający różnicowanie gatunków drzew w najbliższym sąsiedztwie (wyższe wartości indeksu odpowiadają większemu zróżnicowaniu gatunkowemu w małej skali przestrzennej). W analizach wykorzystano wariant wskaźnika analizujący cztery najbliższe sąsiadujące drzewa. W tym przypadku wskaźnik może przyjąć pięć możliwych wartości, tj. 0 (gdy wszystkie cztery sąsiadujące drzewa reprezentują ten sam gatunek co analizowane drzewo); 0,25; 0,5; 0,75 i 1 (gdy każde z czterech sąsiadujących drzew reprezentuje inny gatunek). Przy obliczaniu wartości wskaźnika uwzględniono korektę efektu brzegowego (Pommerening & Grabarnik, 2019; Pommerening & Stoyan, 2006). W celu analizy zmieszania gatunków w skali powierzchni badawczej oblicza się średnią wartość indeksu dla wszystkich drzew z uwzględnieniem wspomnianej korekty.

Wskaźnik różnorodności Shannona (*Shannon Diversity Index*, SDI) – uwzględnia zarówno liczbę gatunków występujących na analizowanej powierzchni, jak i udział tych gatunków. Przyjmuje on najwyższą wartość, gdy rozkład gatunków jest równomierne – dla drzewostanu o tej samej liczbie gatunków, lecz z dominacją któregoś z nich,

wartość współczynnika będzie niższa. W analizach zastosowano dwa warianty wskaźnika Shannona, wykorzystujące jako miarę udziału liczbę drzew danego gatunku oraz sumaryczne pole przekroju pierśnicowego danego gatunku.

$$SDI = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i, \text{ gdzie:}$$

S – liczba gatunków (bogactwo gatunkowe),

p_i – stosunek liczby osobników danego gatunku do liczby wszystkich osobników ze wszystkich gatunków.

Wskaźnik równomierności (*Shannon Evenness Index*, SEI) – określa, czy udział gatunków w drzewostanie jest równomierny. Wskaźnik ten osiąga największą wartość, gdy udział poszczególnych gatunków jest jednakowy. Podobnie jak w przypadku indeksu Shannona, również ten wskaźnik obliczono na dwa sposoby, tj. stosując liczbę drzew oraz sumaryczne pole przekroju pierśnicowego jako dwie różne miary udziału gatunków w drzewostanie.

$$SEI = \frac{SDI}{\max(SDI)}, \text{ gdzie:}$$

SDI – wskaźnik różnorodności Shannona

$\max(SDI) = \ln S$, tj. logarytm naturalny z liczby gatunków.

Przestrzenne wzorce rozmieszczenia drzew analizowano za pomocą wskaźnika Clarka-Evansa. Indeks ten polega na porównaniu średniej odległości od drzew do ich najbliższych sąsiadów, z analogiczną wartością obliczoną przy założeniu losowego rozmieszczenia (Brzeziecki, 2004). Aby przeanalizować rozmieszczenie punktów na ograniczonym obszarze (dla powierzchni badawczych), konieczne jest dokonanie korekty tzw. efektu brzegowego (Nagel, 1999; Pommerening & Stoyan, 2006). Wskaźnik Clarka-Evansa ocenia drzewostan w sposób całościowy, tzn. indeks ten oblicza się na podstawie wszystkich drzew występujących w danym drzewostanie, co pozwala na przypisanie badanej powierzchni do jednego z trzech podstawowych typów. Wskaźnik może przyjmować następujące wartości: $R = 1$ w przypadku pełnej losowości rozmieszczenia; $R < 1$ w przypadku tendencji w kierunku skupiskowości; $R > 1$ w przypadku tendencji w kierunku równomierności.

Analizę struktury drzewostanu wykonano poprzez porównanie głównych cech dendrometrycznych charakteryzujących drzewostany badanych powierzchni. Do tych porównań użyto następujących cech: zagęszczenie drzew na powierzchniach badawczych, wartości średnich i maksymalnych pierśnic (*diameter at breast height*, DBH), pole przekroju pierśnicowego (*basal area*, BA) oraz średnią kwadratową średnicę (*quadratic mean diameter*, DBH). Wszystkie cechy przeanalizowano w ujęciu całościowym, tj. dla wszystkich drzew występujących na danej powierzchni. Wyniki zaprezentowano w postaci tabel oraz jako histogramy prezentujące rozkład klas grubości drzew. Wszystkie analizy statystyczne wykonano w środowisku R (R Core Team, 2022).

WYNIKI

Różnorodność gatunkowa drzewostanu

Porównanie wskaźników różnorodności gatunkowej drzewostanu prezentuje tabela 1. Liczba gatunków drzew oraz indeks przestrzennego zmieszania były najwyższe na powierzchni zaburzonej stosunkowo niedawno (powierzchnia nr 7). Obie powierzchnie powiatrolomowe (7 i 9) cechują się niższą wartością wskaźników różnorodności i równomierności niż powierzchnia 7A.

Przestrzenne wzorce rozmieszczenia drzew

Wartość wskaźnika Clarka-Evansa (R) dla powierzchni 7A wynosiła 1,11 i była statystycznie istotnie większa niż 1 ($p < 0,001$), co wskazuje na regularność rozmieszczenia drzew. Natomiast wskaźnik ten dla powierzchni powiatrolomowych (7 i 9) wyniósł odpowiednio 0,94 oraz 0,81 (ryc. 3). Obie powierzchnie wykazały istotne odchylenie od losowości w kierunku skupiskowości (powierzchnia 7: $p = 0,011$; powierzchnia 9: $p < 0,001$).

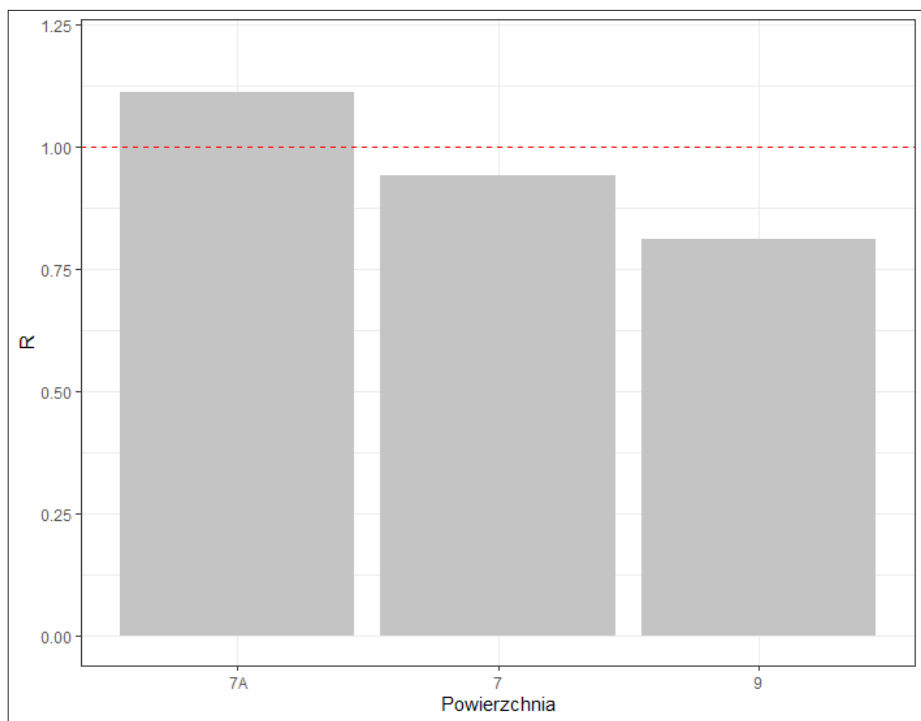
Cechy strukturalne drzewostanu

W tabeli 2 przedstawiono porównanie cech strukturalnych na powierzchniach badawczych. Zgodnie z oczekiwaniami, pole przekroju pierścicowego było najmniejsze na powierzchni zaburzonej stosunkowo niedawno (powierzchnia 7), natomiast największe na powierzchni niezaburzonej (7A). Największe różnice są zauważalne w udziale sosny w drzewostanie; jest ona gatunkiem dominującym w powierzchni niezaburzonej (dominacja tego gatunku jest efektem wcześniejszego sadzenia), posiada stosunkowo niewielki udział w drzewostanie na powierzchni nr 7 po wiatrowale z 2008 roku, i brak jej zupełnie na powierzchni zaburzonej w 1989 roku (powierzchnia badawcza nr 9). Niewielkiej liczbie żywych sosen na powierzchni 7 towarzyszy bardzo duża liczba osobników martwych tego gatunku. Na powierzchni nr 9 widoczny jest znacząco większy

Tabela 1. Wskaźniki bogactwa, różnorodności, równomierności oraz przestrzennego zmieszania gatunkowego drzewostanów na badanych powierzchniach

Table 1. Tree species richness, diversity and evenness indices, and mingling index for the studied permanent plots

	Powierzchnia badawcza / Study plot		
	7A	7	9
Liczba gatunków drzew / Tree species number	7	10	7
Indeks przestrzennego zmieszania / Mingling index	0,76	0,81	0,73
Wskaźnik Shannona / Shannon diversity index:			
• na podstawie liczby drzew / based on tree numbers	1,47	1,31	1,21
• na podstawie pola przekroju pierścicowego / based on basal area	1,47	1,50	1,12
Wskaźnik równomierności / Evenness index:			
• na podstawie liczby drzew / based on tree numbers	0,82	0,57	0,62
• na podstawie pola przekroju pierścicowego / based on basal area	0,82	0,65	0,57



Ryc. 3. Wartości wskaźnika Clarka-Evansa (R) dla powierzchni badawczych. Czerwona przerywana linia oznacza wartość $R=1$, odpowiadającą losowemu rozmieszczeniu drzew

Fig. 3. Clark-Evans index (R) values for the studied plots. Red dashed line denotes $R=1$ and refers to random tree distribution

udział buka w składzie gatunkowym drzewostanu. Po wystąpieniu wiatrowału stał się on gatunkiem dominującym. Wyraźnie zaznacza się na powierzchniach powiatrołomowych udział gatunków pionierskich, typowych dla inicjalnych stadiów lasu, takich jak wierzba iwa, leszczyna, brzoza brodawkowata czy bez czarny. Na obu powierzchniach powiatrołomowych zaznacza się też duży udział klona jaworu.

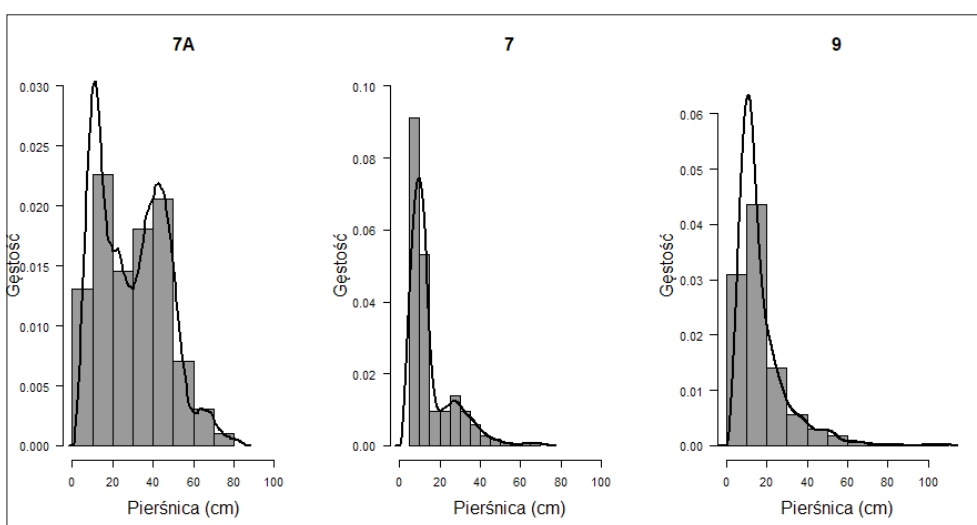
Porównanie rozkładów pierśnic (ryc. 4) wskazuje wyraźnie na zjawisko unaturalniania struktury grubości drzewostanu w wyniku powstałych zaburzeń. Powierzchnia niezaburzona ma rozkład z dwoma szczytami (bimodalny), z których jeden odpowiada najstarszym drzewom – w dużej mierze posadzonym w trakcie zakładania drzewostanu, a drugi młodemu pokoleniu drzew pochodzącemu już z naturalnego odnowienia. Na powierzchni 7, zaburzonej w 2008 roku, widoczna jest dominacja młodych drzew, będących efektem rozwoju obfitego naturalnego odnowienia po wystąpieniu wiatrołomu. Rozkład pierśnic drzew rosnących na powierzchni 9 posiada wzorec krzywej jednomodalnej prawoskośnej i jest typowy dla niektórych typów lasów naturalnych. Ponieważ jest to starsze zaburzenie niż powierzchnia nr 7, w rozkładzie pierśnic dominuje druga klasa grubości.

Tabela 2. Porównanie cech strukturalnych pomiędzy powierzchniami badawczymi (wyniki w przybliżeniu do 0,1)
 Table 2. Comparison of structural characteristics between the studied permanent plots (values rounded to 0.1)

	Powierzchnia badawcza / Study plot		
	7A	7	9
Pole przekroju pierścicowego / Basal area [m²/ha]			
Wszystkie gatunki / All species	36,4	24,0	26,7
Buk pospolity / European beech <i>Fagus sylvatica</i>	8,7	6,2	15,4
Grab pospolity / Hornbeam <i>Carpinus betulus</i>	3,8	6,6	5,5
Klon jawor / Sycamore maple <i>Acer pseudoplatanus</i>	-	4,9	4,8
Sosna zwyczajna / Scots pine <i>Pinus sylvestris</i>	14,4	5,6	-
Dąb (szypułkowy i bezszypułkowy) / Oaks (pedunculate and sessile) <i>Quercus robur & petraea</i>	7,1	0,2	-
Leszczyna / Common hazel <i>Corylus avellana</i>	-	-	0,3
Wierzba iwa / Goat willow <i>Salix caprea</i>	-	0,2	-
Jodła pospolita / Silver fir <i>Abies alba</i>	2,1	-	-
Klon zwyczajny / Norway maple <i>Acer platanoides</i>	-	-	0,5
Wiąz górski / Wych elm <i>Ulmus glabra</i>	-	0,0	0,1
Bez czarny / European elderberry <i>Sambucus nigra</i>	-	0,0	-
Brzoza brodawkowata / Silver birch <i>Betula pendula</i>	-	0,0	-
Wiśnia ptasia / Wild cherry <i>Cerasus avium</i>	0,4	-	-
Lipa drobnolistna / Small-leaved linden <i>Tilia cordata</i>	-	0,0	-
Zagęszczenie drzew żywych / Live tree density [N/ha]			
Wszystkie gatunki / All species	398,0	886,0	761,7
Buk pospolity / European beech <i>Fagus sylvatica</i>	144,0	120,0	357,5
Grab pospolity / Hornbeam <i>Carpinus betulus</i>	86,0	206,0	278,3
Klon jawor / Sycamore maple <i>Acer pseudoplatanus</i>	-	470,0	68,3
Sosna zwyczajna / Scots pine <i>Pinus sylvestris</i>	92,0	54,0	-
Dąb (szypułkowy i bezszypułkowy) / Oaks (pedunculate and sessile) <i>Quercus robur & petraea</i>	60,0	2,0	-
Leszczyna / Common hazel <i>Corylus avellana</i>	-	-	36,7
Wierzba iwa / Goat willow <i>Salix caprea</i>	-	18,0	-
Jodła pospolita / Silver fir <i>Abies alba</i>	12,0	-	-
Klon zwyczajny / Norway maple <i>Acer platanoides</i>	-	-	11,7
Wiąz górski / Wych elm <i>Ulmus glabra</i>	-	6,0	2,5
Bez czarny / European elderberry <i>Sambucus nigra</i>	-	4,0	-
Brzoza brodawkowata / Silver birch <i>Betula pendula</i>	-	4,0	-
Wiśnia ptasia / Wild cherry <i>Cerasus avium</i>	4,0	-	-
Lipa drobnolistna / Small-leaved linden <i>Tilia cordata</i>	-	2,0	-

Zagęszczenie drzew stojących martwych / Standing dead tree density [N/ha]			
Wszystkie gatunki / All species	36,0	116,0	160,0
Buk pospolity / European beech <i>Fagus sylvatica</i>	2,0	-	59,2
Grab pospolity / Hornbeam <i>Carpinus betulus</i>	6,0	-	45,0
Klon jawor / Sycamore maple <i>Acer pseudoplatanus</i>	-	4,0	10,0
Sosna zwyczajna / Scots pine <i>Pinus sylvestris</i>	8,0	108,0	-
Dąb (szypułkowy i bezszypułkowy) / Oaks (pedunculate and sesille) <i>Quercus robur & petraea</i>	16,0	-	-
Leszczyna / Common hazel <i>Corylus avellana</i>	-	-	25,8
Wierzba iwa / Goat willow <i>Salix caprea</i>	-	-	0,8
Jodła pospolita / Silver fir <i>Abies alba</i>	-	-	4,2
Klon zwyczajny / Norway maple <i>Acer platanoides</i>	-	-	0,8
Wiąz górski / Wych elm <i>Ulmus glabra</i>	-	-	14,2
Bez czarny / European elderberry <i>Sambucus nigra</i>	4,0	-	-
Maksymalna pierśnica / Maximum diameter (DBH) [cm]			
Wszystkie gatunki / All species	79,1	68,5	107,9
Buk pospolity / European beech <i>Fagus sylvatica</i>	79,1	68,5	107,9
Grab pospolity / Hornbeam <i>Carpinus betulus</i>	47,1	44,7	51,8
Klon jawor / Sycamore maple <i>Acer pseudoplatanus</i>	-	41,5	54,3
Sosna zwyczajna / Scots pine <i>Pinus sylvestris</i>	54,8	52,4	-
Dąb (szypułkowy i bezszypułkowy) / Oaks (pedunculate and sesille) <i>Quercus robur & petraea</i>	58,2	31,8	-
Leszczyna / Common hazel <i>Corylus avellana</i>	-	-	14,4
Wierzba iwa / Goat willow <i>Salix caprea</i>	-	14,3	-
Jodła pospolita / Silver fir <i>Abies alba</i>	68,8	-	24,8
Klon zwyczajny / Norway maple <i>Acer platanoides</i>	-	-	37,0
Wiąz górski / Wych elm <i>Ulmus glabra</i>	-	27,6	32,7
Bez czarny / European elderberry <i>Sambucus nigra</i>	-	10,3	-
Brzoza brodawkowata / Silver birch <i>Betula pendula</i>	-	10,4	-
Wiśnia ptasia / Wild cherry <i>Cerasus avium</i>	35,3	-	-
Lipa drobnolistna / Small-leaved linden <i>Tilia cordata</i>	-	10,1	-
Średnia kwadratowa średnica / Mean quadratic diameter			
Wszystkie gatunki / All species	34,1	18,6	21,0
Buk pospolity / European beech <i>Fagus sylvatica</i>	27,8	25,6	23,4
Grab pospolity / Hornbeam <i>Carpinus betulus</i>	23,7	20,2	15,8
Klon jawor / Sycamore maple <i>Acer pseudoplatanus</i>	-	11,6	29,7
Sosna zwyczajna / Scots pine <i>Pinus sylvestris</i>	44,6	36,4	-
Dąb (szypułkowy i bezszypułkowy) / Oaks (pedunculate and sesille) <i>Quercus robur & petraea</i>	38,8	31,8	-

Leszczyna / Common hazel <i>Corylus avellana</i>	-	-	9,5
Wierzba iwa / Goat willow <i>Salix caprea</i>	-	11,8	-
Jodła pospolita / Silver fir <i>Abies alba</i>	46,7	-	-
Klon zwyczajny / Norway maple <i>Acer platanoides</i>	-	-	24,1
Wiąz górski / Wych elm <i>Ulmus glabra</i>	-	20,8	23,5
Bez czarny / European elderberry <i>Sambucus nigra</i>	-	10,1	-
Brzoza brodawkowata / Silver birch <i>Betula pendula</i>	-	9,3	-
Wiśnia ptasia / Wild cherry <i>Cerasus avium</i>	33,7	-	-
Lipa drobnolistna / Small-leaved linden <i>Tilia cordata</i>	-	10,1	-



Ryc. 4. Porównanie rozkładów pierśnic drzew wszystkich gatunków łącznie na poszczególnych powierzchniach badawczych

Fig. 4. Comparison of tree diameter (DBH) distributions in the studied permanent plots. All species are included

DYSKUSJA

Zagadnienia podjęte w niniejszej pracy są niezwykle istotne dla planowania i realizacji działań ochronnych na obszarach cennych przyrodniczo. Tempo odtwarzania się lasu na obszarach dotkniętych zaburzeniami w postaci wiatrowałów jest kwestią wciąż mało poznaną. W ostatnich latach można zaobserwować wzrost częstości oraz intensywności występowania katastrofalnych zjawisk w postaci wiatrowałów i wiatrołomów w lasach (Patacca i in., 2023; Seidl i in., 2011). Zmieniający się klimat skutkuje coraz gwałtowniejszymi, częstszymi i rozleglejszymi naturalnymi zaburzeniami, co z kolei powoduje pilną potrzebę skupienia się badaczy na tej tematyce. Zjawisko to ma również praktyczne konsekwencje związane z zarządzaniem zasobami na obszarach chronionych. W tych warunkach realizacja zapisów planu ochrony Roztoczańskiego Parku Narodowego dotyczących czynnej ochrony ekosystemów leśnych wymaga poszerzenia wiedzy dotyczącej mechanizmów

i procesów spontanicznej regeneracji drzewostanów, które ulegają tego typu naturalnym zaburzeniom. Według dotychczasowych badań przeważa opinia, że tempo regeneracji drzewostanów oraz odtworzenia się zbiorowisk roślinności leśnej po takich zaburzeniach jest powolne – sięgające wielu dziesięcioleci, a nawet stuleci. Przedstawione tu badania pokazują, że nie jest to ogólnie obowiązującą regułą. W warunkach klimatycznych Roztocza oraz na żyznych siedliskach tempo regeneracji lasu po wiatrowałach jest znacznie szybsze (Szwagrzyk i in., 2018).

Przeprowadzone badania pokazują, że w zależności od czasu, jaki upłynął od ostatniego zaburzenia, drzewostany różnią się znacząco pod względem składu gatunkowego. Powierzchnia badawcza dotknięta wiatrołomem w 2008 roku charakteryzuje się występowaniem dużej liczby martwych sosen, zamarłych głównie po wystąpieniu zaburzenia jako jego konsekwencja. Jednak część osobników sosny, zarówno pojedynczo występujących, jak i rosnących na ścianie lasu w strefie brzegowej wiatrowału, wciąż zachowała żywotność. W miejscach dotkniętych wiatrowałem pojawiają się liczne gatunki wczesnych stadiów sukcesyjnych, takich jak brzoza brodawkowata, bez czarny, wierzba iwa. Bardzo licznie i w dużym zagęszczeniu wkracza do warstwy drzew klon jawor, będąc w wielu miejscach głównym gatunkiem nowopowstającego drzewostanu. Z kolei na powierzchni zaburzonej w 1989 roku, po 33 latach od wystąpienia wiatrowału, gatunki pionierskie są dalej obecne w drzewostanie, chociaż stanowią już tylko pojedyncze domieszki. Klon jawor w tym drzewostanie osiąga znacznie mniejsze zagęszczenie przy podobnym polu przekroju pierśnicowego, co z kolei jest typowym objawem naturalnego wydzielania się drzew w wyniku konkurencji.

Analiza bogactwa gatunkowego pokazuje, że na powierzchniach zaburzonych jest większa liczba gatunków drzew. Zaburzenia lasu sprzyjają powstawaniu różnego rodzaju nisz ekologicznych, które umożliwiają wzrost gatunkom, które w innych okolicznościach nie miałyby możliwości pojawić się w drzewostanie. Często są to wspomniane już tzw. gatunki wczesno-sukcesyjne lub pionierskie, czyli charakteryzujące się bardzo szybkim wzrostem po uwolnieniu zasobów środowiska. Gatunki takie nie są dobrymi konkurentami i w dłuższej perspektywie zostają wyparte przez gatunki typowe dla późniejszych stadiów sukcesyjnych, które dobrze radzą sobie z ocienieniem. Drzewami, które możemy zaliczyć do tej grupy są brzoza i sosna, a wśród krzewów - bez czarny i leszczyna. Gatunki te, jako młode pokolenie lasu, występowały tylko na powierzchniach zaburzonych.

Znaczące różnice pomiędzy powierzchniami zaburzonymi i niezaburzoną powierzchnią kontrolną pokazały, że naturalne zaburzenia znacząco wpływają na strukturę grubości drzew, zacierając efekty antropogenicznego pochodzenia drzewostanu. Jeszcze silniejsze różnice pomiędzy powierzchniami zaburzonymi i niezaburzoną przejawiają się we wzorcach przestrzennego rozmieszczenia drzew; zarówno powierzchnia 7 jak i 9 wykazały bardzo silny, istotny statystycznie wzorec skupiskowy rozmieszczenia, typowy dla wielu lasów naturalnych. Natomiast niezaburzona powierzchnia kontrolna 7A nie wykazała rozmieszczenia drzew typowego dla lasów naturalnych. Obliczony dla tej powierzchni wskaźnik Clarka-Evansa wskazuje nawet na regularność w rozmieszczeniu drzew na tej powierzchni, co jest zapewne efektem założenia tego drzewostanu jako sadzonej w regularnych odstępach uprawy leśnej. Utrwalonego w uprawie regularnego wzorca rozmieszczenia drzew nie zmieniły znacząco ani przeprowadzone w drzewostanie wycinki drzew, ani dorost młodego pokolenia powstałego już w sposób naturalny.

WNIOSKI

Naturalne zaburzenia, takie jak wiatrołomy, sprzyjają procesom unaturalniania lasów zakładanych jako regularnie sadzone uprawy leśne i użytkowanych w przeszłości jako lasy gospodarcze. Przejawia się to w zestawie gatunków tworzących młode pokolenie lasu, cechach strukturalnych drzewostanu oraz w przestrzennym rozmieszczeniu drzew. Poznanie procesów i mechanizmów spontanicznej przebudowy sztucznych drzewostanów w wyniku naturalnych zaburzeń jest szczególnie ważne na obszarach chronionych, takich jak parki narodowe, ponieważ często takie lasy stanowią znaczną część ich obszarów i wymagają przebudowy w ramach prowadzonych działań ochronnych (Pielech i in., 2022). Czas, jaki upłynął od ostatniego intensywnego zaburzenia, wpływa istotnie na skład gatunkowy oraz strukturę przestrzenną nowego drzewostanu. Stałe powierzchnie badawcze, takie jak badane obiekty w Roztoczańskim Parku Narodowym, są niezwykle cennymi obszarami dla badań naukowych, pozwalającymi zrozumieć procesy spontanicznej regeneracji czy też sukcesji, zachodzące w lasach naturalnych i półnaturalnych.

Rozległe, intensywne zaburzenia, takie jak wiatrołomy, które dotknęły drzewostany Roztoczańskiego Parku Narodowego w 1989 oraz 2008 roku, są z reguły postrzegane jako zjawiska katastrofalne, mające negatywny wpływ na lasy. Taka opinia dominuje szczególnie w leśnictwie, ponieważ rozległe zaburzenia w lasach zagospodarowanych powodują dotkliwe straty gospodarcze i finansowe. Trzeba jednak podkreślić, że naturalne zaburzenia, takie jak opisywane wiatrołomy, są typowym czynnikiem kształtującym strukturę i wpływającym na funkcjonowanie lasów naturalnych i półnaturalnych. W warunkach Roztoczańskiego Parku Narodowego, gdzie znaczną część drzewostanów stanowią dawne uprawy leśne, naturalne zaburzenia mogą przyczynić się do spontanicznego unaturalniania się tych drzewostanów w potencjalnie naturalne ekosystemy leśne. Z tego względu pojawiające się w przyszłości zaburzenia należy traktować jako naturalne zjawiska dające szansę na przebudowę drzewostanów półnaturalnych, a nie jako potencjalne zagrożenie dla funkcjonowania ekosystemów leśnych. Z naszych dotychczasowych badań i obserwacji wynika, że w przypadku żywnych siedlisk lasowych RPN, tempo regeneracji jest szybkie, a powstające drzewostany i zbiorowiska roślinne będą prawdopodobnie bardziej zróżnicowane strukturalnie i bogatsze gatunkowo (Maciejewski & Szwagrzyk, 2016; Szwagrzyk i in., 2018) niż te sprzed wiatrowałów.

Podziękowania

Badania dofinansowano ze środków funduszu leśnego przez Lasy Państwowe (Umowa nr EZ.0290.1.16.2022).

PIŚMIENNICTWO

- Angelstam, P. K. (1998). Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science*, 9(4), 593–602. <https://doi.org/10.2307/3237275>
- Aszalós, R., Thom, D., Aakala, T., Angelstam, P., Brümelis, G., Gálhidy, L., Gratzer, G., Hlásny, T., Katzensteiner, K., Kovács, B., Knoke, T., Larrieu, L., Motta, R., Müller, J., Ódor, P., Roženberger, D., Paillet, Y., Pitar, D., Standovár, T., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Toscani, P., & Keeton, W. S. (2022). Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe. *Ecological Applications*, 32(5), e2596. <https://doi.org/10.1002/eap.2596>

- Battisti, C., Poeta, G., & Fanelli, G. (2016). *An Introduction to Disturbance Ecology: A Road Map for Wildlife Management and Conservation*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-32476-0>
- Brzeziecki, B. (2004). Biogrupy drzew w lesie naturalnym: czy prof. Włoczewski miał rację? [Tree biogroups in natural forests: was prof. Włoczewski right?]. *Sylvan*, 7, 3–10.
- Holeksa, J., Jaloviar, P., Kucbel, S., Saniga, M., Svoboda, M., Szewczyk, J., Szwagrzyk, J., Zielonka, T., & Żywiec, M. (2017). Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *Forest Ecology and Management*, 388 (Supplement C), 79–89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.026>
- Holeksa, J., & Żywiec, M. (2005). Spatial pattern of a pioneer tree seedling bank in old-growth European subalpine spruce forest. *Ekologia* (Bratislava), 24(3), 263–276.
- Hörnberg, G., Ohlson, M., & Zackrisson, O. (1995). Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp-forests. *Journal of Vegetation Science*, 6(2), 291–298. <https://doi.org/10.2307/3236224>
- Izdebski, K., Kimsa, T., Kozak, K., Michna, E., Popiołek, Z., Strączek, A., & Zienkiewicz, A. (1976). Influence of habitats of two forest ecosystems on productivity of pine stands in Central Roztocze. Part I. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska*, s. C, 32, 1–43.
- Izdebski, K., Kimsa, T., Kozak, K., Michna, E., Popiołek, Z., Strączek, A., & Zinkiewicz, A. (1977). The effect of habitats in two forest ecosystems on the productivity of pine stands in Central Roztocze. *Ekologia Polska*.
- Janda, P., Trotsiuk, V., Mikoláš, M., Bače, R., Nagel, T. A., Seidl, R., Seedre, M., Morrissey, R. C., Kucbel, S., Jaloviar, P., Jasík, M., Vysoký, J., Šamonil, P., Čada, V., Mrhalová, H., Lábusová, J., Nováková, M. H., Rydval, M., Matějů, L., & Svoboda, M. (2017). The historical disturbance regime of mountain Norway spruce forests in the Western Carpathians and its influence on current forest structure and composition. *Forest Ecology and Management*, 388, 67–78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.014>
- KRAMEKO. (2021). *Inwentaryzacja stanu zasobów przyrodniczych ekosystemów leśnych roztoczańskiego parku narodowego poprzez aktualizację i uzupełnienie posiadanych danych monitoringowych*. Opis taksacyjny Roztoczańskiego Parku Narodowego stan na 1 stycznia 2021 roku. mscr.
- Kreutzweiser, D. P., Sibley, P. K., Richardson, J. S., & Gordon, A. M. (2012). Introduction and a theoretical basis for using disturbance by forest management activities to sustain aquatic ecosystems. *Freshwater Science*, 31(1), 224–231. <https://doi.org/10.1899/11-114.1>
- Kulakowski, D., Seidl, R., Holeksa, J., Kuuluvainen, T., Nagel, T. A., Panayotov, M., Svoboda, M., Thorn, S., Vacchiano, G., Whitlock, C., Wohlgemuth, T., & Bebi, P. (2017). A walk on the wild side: Disturbance dynamics and the conservation and management of European mountain forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 388, 120–131. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.037>
- Kuuluvainen, T., & Grenfell, R. (2012). Natural disturbance emulation in boreal forest ecosystem management — theories, strategies, and a comparison with conventional even-aged management. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(7), 1185–1203. <https://doi.org/10.1139/x2012-064>
- Lundquist, J. E., & Beatty, J. S. (2002). A Method for Characterizing and Mimicking Forest Canopy Gaps Caused by Different Disturbances. *Forest Science*, 48(3), 582–594. <https://doi.org/10.1093/forestscience/48.3.582>
- Maciejewski, Z., & Szwagrzyk, J. (2016). Rola naturalnych zaburzeń w dynamice lasów chronionych. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 18(2), 67–75.

- McCarthy, J. (2001). Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environmental Reviews*, 9(1), 1–59. <https://doi.org/10.1139/a00-012>
- Nagel, J. (1999). *Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumskundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland* (Vol. 128). Sauerländer's Verlag.
- Patacca, M., Lindner, M., Lucas-Borja, M. E., Cordonnier, T., Fidej, G., Gardiner, B., Hauf, Y., Jasinevičius, G., Labonne, S., Linkevičius, E., Mahnken, M., Milanovic, S., Nabuurs, G.-J., Nagel, T. A., Nikinmaa, L., Panyatov, M., Bercak, R., Seidl, R., Ostrogović Sever, M. Z., Socha, J., Thom, D., Vuletic, D., Zudin, S., & Schelhaas, M.-J. (2023). Significant increase in natural disturbance impacts on European forests since 1950. *Global Change Biology*, 29(5), 1359–1376. <https://doi.org/10.1111/gcb.16531>
- Pickett, S. T. A., & White, P. S. (Eds.). (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Orlando: Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02952-3>
- Pielech, R., & Czortek, P. (2021). Disentangling effects of disturbance severity and frequency: Does bioindication really work? *Ecology and Evolution*, 11(1), 252–262. <https://doi.org/10.1002/ece3.7019>
- Pielech, R., Foremnik, K., Surmacz, B., Szwagrzyk, J., & Maciejewski, Z. (2022). Przebudowa drzewostanu jako narzędzie czynnej ochrony w parkach narodowych [Forest stand conversion as a tool for active conservation in national parks]. *Prądnik. Prace i materiały Muzeum im. Prof. Władysława Szafera*, 32, 65–78. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7471710>
- Pommerening, A., & Grabarnik, P. (2019). *Individual-based Methods in Forest Ecology and Management*. Springer Nature Switzerland.
- Pommerening, A., & Stoyan, D. (2006). Edge-correction needs in estimating indices of spatial forest structure. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(7), 1723–1739. <https://doi.org/10.1139/x06-060>
- R Core Team. (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. In R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Rodríguez, A., & Kouki, J. (2017). Disturbance-mediated heterogeneity drives pollinator diversity in boreal managed forest ecosystems. *Ecological Applications*, 27(2), 589–602. <https://doi.org/10.1002/eap.1468>
- Seidl, R., Schelhaas, M.-J., & Lexer, M. J. (2011). Unraveling the drivers of intensifying forest disturbance regimes in Europe. *Global Change Biology*, 17(9), 2842–2852. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02452.x>
- Sousa, W. P. (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review Of Ecology And Systematics*, 15(1), 353–391. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033>
- Szwagrzyk, J. (2000). Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości Ekologiczne*, XLVI(1), 3–19.
- Szwagrzyk, J., Maciejewski, Z., Maciejewska, E., Tomski, A., & Gazda, A. (2018). Forest recovery in set-aside windthrow is facilitated by fast growth of advance regeneration. *Annals of Forest Science*, 75(3), 80. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0765-z>
- Turner, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833–2849. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>
- Viljur, M.-L., Abella, S. R., Adámek, M., Alencar, J. B. R., Barber, N. A., Beudert, B., Burkle, L. A., Cagnolo, L., Campos, B. R., Chao, A., Chergui, B., Choi, C.-Y., Cleary, D. F. R., Davis, T. S., Dechnik-Vázquez, Y. A., Downing, W. M., Fuentes-Ramirez, A., Gandhi, K. J. K., Gehring, C., Georgiev, K. B., Gimbutas, M., Gongalsky, K. B.,

- Gorbunova, A. Y., Greenberg, C. H., Hylander, K., Jules, E. S., Korobushkin, D. I., Köster, K., Kurth, V., Lanham, J. D., Lazarina, M., Leverkus, A. B., Lindenmayer, D., Marra, D. M., Martín-Pinto, P., Meave, J. A., Moretti, M., Nam, H.-Y., Obrist, M. K., Petanidou, T., Pons, P., Potts, S. G., Rapoport, I. B., Rhoades, P. R., Richter, C., Saifutdinov, R. A., Sanders, N. J., Santos, X., Steel, Z., Tavella, J., Wendenburg, C., Wermelinger, B., Zaitsev, A. S., & Thorn, S. (2022). The effect of natural disturbances on forest biodiversity: an ecological synthesis. *Biological Reviews*, 97(5), 1930–1947. <https://doi.org/10.1111/brv.12876>
- Whitmore, T. C. (1989). Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. *Ecology*, 70(3), 536–538. <https://doi.org/10.2307/1940195>
- Zemlerová, V., Kozák, D., Mikoláš, M., Svitok, M., Bače, R., Smyčková, M., Buechling, A., Martin, M., Larrieu, L., Paillet, Y., Roibu, C.-C., Petritan, I. C., Čada, V., Ferencík, M., Frankovič, M., Gloor, R., Hofmeister, J., Janda, P., Kameniar, O., Majdanová, L., Markuljaková, K., Matula, R., Mejstřík, M., Rydval, M., Vostarek, O., & Svoboda, M. (2023, 2023/09/01). Natural Disturbances are Essential Determinants of Tree-Related Microhabitat Availability in Temperate Forests. *Ecosystems*, 26(6), 1260–1274. <https://doi.org/10.1007/s10021-023-00830-8>

SUMMARY

Natural disturbances can support the naturalization of forest ecosystems characterized by simplified structures due to previous management. We examined the influence of windthrows on seminatural forest ecosystems in Roztocze National Park, SE Poland. The study was conducted on three 0.5-ha permanent plots, of which two were subject to intensive natural disturbances, one in 1989 and the other in 2008. The third was an undisturbed control plot. We aimed to address the following questions: 1) Do large-scale intense disturbances and the time elapsed since their occurrence affect tree diversity and spatial patterns?; 2) What is the effect of windthrows on forest stand structure?

We found that studied forests differ depending on the time elapsed since the latest disturbance event. The number of tree species and mingling index were higher in the plot disturbed more recently. Both disturbed plots had lower diversity and evenness than the control plot. The basal area was the lowest in the more recently disturbed plot and the highest in the undisturbed plot. The most remarkable difference concerned the contribution of Scots pine, which dominated in the undisturbed plot (due to planting this species in the past), had a minor contribution in the plot disturbed more recently, and was absent in the plot disturbed in 1989. The undisturbed control plot displayed a regular distribution of trees, which is typical of managed planted forests. On the contrary, the disturbed plots had a random distribution of trees, which is typical of most of natural forests.

Our research demonstrated that natural ecological disturbances such as windthrows aid naturalization of forests that had been established in the past as regularly distributed tree plantations and then maintained as regular managed forests. Therefore, any natural disturbances in the future could be seen not only as a potential threat to forest ecosystems but as a natural phenomenon that supports the naturalization of seminatural forest ecosystems.