



Instytut Badawczy Leśnictwa

**Aktualny stan Puszczy Białowieskiej
na podstawie wyników
projektu LIFE+ ForBioSensing**

Sękocin Stary 2022

Instytut Badawczy Leśnictwa

**Aktualny stan
Puszczy Białowieskiej**

**na podstawie wyników
projektu LIFE+ ForBioSensing**

Sękocin Stary 2022

Recenzenci:

prof. dr hab. Bogdan Brzeziecki, dr hab. inż. Krzysztof Będkowski, prof. UŁ,
prof. dr hab. Wojciech Grodzki

Copyright by Instytut Badawczy Leśnictwa, 2022

ISBN 978-83-62830-92-3

Praca wpłynęła 09.12.2021
i została przyjęta przez Wydawcę 25.02.2022

Redakcja naukowa: dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

Redakcja techniczna: dr inż. Joanna Szewczykiewicz, mgr inż. Przemysław Szmit

Wydawca:

Instytut Badawczy leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
www.ibles.pl

Skład i łamanie: Oficyna Wydawnicza Liber Novum

Druk: Oficyna Wydawnicza Liber Novum

Koncepcja okładki: dr hab. Krzysztof Stereńczak, prof. IBL

Przygotowanie wizualizacji na pierwszą stronę:
mgr Maciej Lisiewicz, mgr Kamil Pilch

Zdjęcie tylnej okładki: Łukasz Kuberski

Teksty na okładkę: mgr Wirginia Duranowska

Licencja: Uznanie autorstwa 4.0 Międzynarodowe (CC BY 4.0)



Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych

Spis treści

I. Zagadnienia wstępne

1. Wstęp (K. Stereńczak, D. Korzybski)
2. Historia drzewostanów Puszczy Białowieskiej (R. Paluch)
3. Warunki klimatyczne Puszczy Białowieskiej (A. Boczoń, A. Sałachewicz)

II. Stan i dynamika drzewostanów Puszczy Białowieskiej – analizy na podstawie danych terenowych

4. Zasoby drzewne Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019 – stan i dynamika (S. Miścicki, Ł. Kuberski, R. Paluch, K. Pilch, K. Stereńczak)
5. Stan i dynamika zasobności martwego drewna w Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019 na podstawie stałych powierzchni monitoringowych (Ł. Kuberski, R. Paluch, Ż. Piasecka, E. Zin, K. Stereńczak)
6. Odnowienie lasu w lukach w Puszczy Białowieskiej (D. Dobrowolska, Ł. Kuberski, Ż. Piasecka, K. Stereńczak)
7. Dendrochronologiczna rekonstrukcja dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej (E. Zin, K. Pilch, M. Klisz, A. Bosak, P. Całusińska)
8. Aktualny przyrost drzew w Puszczy Białowieskiej – zmiany obwodu pni zarejestrowane przez dendrometry w latach 2016–2020 (E. Zin, A. Sałachewicz, M. Klisz, K. Szyłak, Ł. Kuberski, K. Pilch)

III. Stan i dynamika drzewostanów Puszczy Białowieskiej - analizy na podstawie danych teledetekcyjnych

9. Wykorzystanie danych teledetekcyjnych do oceny dynamiki wybranych cech drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019 (K. Stereńczak, B. Kraszewski, A. Kamińska, Ż. Piasecka, M. Lisiewicz, M. Białczak, M. Mielcarek, A. Modzelewska, R. Sadkowski, K. Kędra)
10. Określenie wybranych cech biometrycznych drzew na podstawie pojedynczego pomiaru naziemnym skanerem laserowym (Bartłomiej Kraszewski)
11. Określanie wybranych zmiennych drzewostanowych wraz z analizą ich zmian w okresie 2015–2019 na podstawie wieloczasowych danych naziemnego skanowania laserowego (Kamil Kędra)
12. Określenie składu gatunkowego i jego dynamiki w okresie 2015–2019 na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej (A. Modzelewska)
13. Kompleksowa analiza zamierania świerka w Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019 (A. Kamińska, M. Lisiewicz, B. Kraszewski, K. Stereńczak)
14. Modelowanie warunków świetlnych w drzewostanach Puszczy Białowieskiej (Ż. Piasecka, M. Białczak, A. Kamińska, K. Stereńczak)
15. Identyfikacja i kartowanie zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych (J.M. Matuszkiewicz, R. Paluch, A. Szulc, M. Mielcarek, M. Lisiewicz, Ł. Kuberski, K. Stereńczak)

IV. Podsumowanie i propozycje dalszych działań

16. Monitorowanie dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej – możliwości zastosowania teledetekcji, na podstawie wyników projektu Life+ ForBioSensing (K. Stereńczak)
17. Upowszechnianie wyników projektu ForBioSensing (W. Duranowska, D. Korzybski, K. Stereńczak)
18. Replikacja efektów projektu, sieciowanie Beneficjentów i upowszechnianie Programu LIFE+ (D. Korzybski, W. Duranowska, K. Stereńczak)
19. Podsumowanie (po projekcie) (K. Stereńczak, D. Korzybski)
20. Załączniki

I. Zagadnienia wstępne

1. Wstęp

Krzysztof Stereńczak¹, Damian Korzybski¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{k.stereńczak, d.korzybski}@ibles.waw.pl

Puszcza Białowieska od wieków uważana jest za niepowtarzalny i bardzo cenny obiekt leśny. Obszar ten był bardzo ważny dla leśników, którzy uczyli się tam różnych metod odnowienia i prowadzenia lasów, dla ekologów, którzy mogli obserwować ciekawe procesy zachodzące w ekosystemach leśnych oraz dla społeczeństwa, które mogło poznać, czym charakteryzowały się lasy, które wieki temu pokrywały duże obszary Polski. Obszar Puszczy Białowieskiej od dawna był obiektem intensywnie eksploatowanym przez świat nauki. Prowadzono tu badania dotyczące dynamiki drzewostanów, siedliskoznawstwa i zespołów roślinnych, dynamiki populacji różnych gatunków zwierząt oraz badania dotyczące grzybów. Specyfiką badań drzewostanów było wykorzystanie terenowych powierzchni próbnych, na których w zależności od potrzeb wykonywano pomiary różnych faz rozwojowych drzewostanów. Następnie, wykorzystując metody statystyczne, charakteryzowano stan i kierunki zmian zachodzących w zbiorowiskach leśnych Puszczy Białowieskiej.

Projekt „LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” powstał w 2012 roku z inicjatywy ówczesnego Dyrektora Instytutu Badawczego Leśnictwa, prof. dra hab. Tomasza Zawily-Niedźwieckiego. Impulsem do powstania niniejszego projektu była chęć zastosowania w analizie procesów zachodzących w drzewostanach puszczańskich danych teledetekcyjnych, głównie danych pochodzących z lotniczego skanowania laserowego. Dane teledetekcyjne umożliwiają charakterystykę drzewostanów w określonym terminie. Pozyskanie danych w kilku okresach umożliwia nie tylko opisanie statycznej sytuacji, ale również pozwala na charakterystykę zmian zachodzących w drzewostanach Puszczy Białowieskiej. Dodatkowo, tego typu dane stanowią punkt odniesienia do analiz stanu Puszczy Białowieskiej w kolejnych dziesięcioleciach, przy zastosowaniu nowych metod analizy i interpretacji.

Projekt zakładał opracowanie i praktyczne zastosowanie systemu monitoringu lasów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem naziemnych powierzchni monitoringowych oraz danych teledetekcyjnych. Głównym celem działań prowadzonych w ramach projektu było powiązanie kilkakrotnie pozyskanych zdalnie danych (w latach: 2015-2019) z wynikami kilku pomiarów naziemnych, a tym samym umożliwienie i ułatwienie późniejszego monitorowania procesów zachodzących w całej Puszczy. Z założenia, zaplanowany monitoring dotyczył wybranych elementów dynamiki drzewostanów i ograniczony był możliwościami danych teledetekcyjnych.

W ramach projektu założono i zinwentaryzowano 685 stałych powierzchni próbnych w terenie, które posłużyły jako naziemne powierzchnie monitoringowe. Podkreślić przy tym należy, iż projekt ForBioSensing po raz pierwszy w historii stworzył siatkę powierzchni monitoringowych rozlokowanych losowo na całym obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej, obejmując tym samym wszystkie jednostki administracyjne i formy ochrony przyrody. Było to 355 powierzchni rozmieszczonych w siatce 1300 m × 1300 m, o jednym boku ułożonym według azymutu 330° (więcej szczegółów w podrozdz. 1.4 w rozdz. 4, patrz również mapa załącznik numer 1). Dodatkowo, w ramach projektu wykorzystano szereg już istniejących stałych powierzchni próbnych o dłuższej historii pomiarów i uzyskane dzięki nim dane empiryczne. Było to 160 powierzchni badawczych rozlokowanych schematycznie w Białowieskim Parku Narodowym (w siatce ok. 267 m × 1067 m) (por. podrozdz. 1.3 w rozdz. 4 oraz ryc. 2 w rozdz. 6) oraz 170 powierzchni badawczych Instytutu Badawczego Leśnictwa rozmieszczonych arbitralnie w najlepiej zachowanych fragmentach polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. mapa 1).

W wyniku działań prowadzonych w ramach projektu zweryfikowano przydatność poszczególnych danych teledetekcyjnych w monitorowaniu kompleksów leśnych, określono, które cechy drzew i drzewostanów mogą być monitorowane z wykorzystaniem tych danych oraz określono najlepsze rodzaje danych teledetekcyjnych w analizach dynamiki drzewostanów. Dodatkowo, w oparciu o dane naziemne określono dynamikę wszystkich generacji drzew Puszczy Białowieskiej w okresie objętym monitoringiem, zinwentaryzowano stan martwego drewna w drzewostanach puszczańskich, wykonano analizy najszerzego jak dotąd materiału dendrochronologicznego na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej, zebrano dane na temat aktualnych zmian obwołu pni głównych gatunków drzew występujących na tym obszarze, przeanalizowano dynamikę odnowienia w lukach oraz wykonano mapę zbiorowisk leśnych.

Wyniki projektu oraz efekty prowadzonych prac zostały szeroko rozpropagowane wśród społeczeństwa. Blisko 5 mln osób zostało bezpośrednio poinformowanych o projekcie i/lub jego działaniach. W ramach projektu stworzono serię filmów i audycji radiowych. Promocja projektu odbywała się na różnego rodzaju spotkaniach, organizowanych m.in. przez zespół projektowy, a także w trakcie masowych imprez (np. Dniach Ziemi) czy konferencji naukowych.

Najważniejsze fakty dotyczące projektu są następujące:

- **Okres realizacji projektu:** 1.10.2014 r. – 30.04.2022 r.;
- **Źródło finansowania:** Komisja Europejska w ramach Instrumentu Life+, oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz Instytut Badawczy Leśnictwa;
- **Numery umów:** **KE:** LIFE13 ENV/PL/000048; **NFOŚiGW:** 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D;
- **Kwota finansowania:** **KE:** 1 955 251 €; **NFOŚiGW:** 1 755 616 €; **IBL:** 352 559 €;
- **Beneficjent:** Instytut Badawczy Leśnictwa.

Jednym z trzech najważniejszych obszarów aktywności w projekcie ForBioSensing, poza wykonywaniem zadań merytorycznych i upowszechnianiem uzyskiwanych wyników, był ciągły proces zarządzania projektem. Każdy projekt, a w szczególności projekt charakteryzujący się dużą liczbą wzajemnie powiązanych zadań, interakcji z licznymi interesariuszami, długim czasem realizacji, dużym zespołem projektowym, licznymi ryzykami oraz wielością instytucji finansujących, wymaga metodycznego zarządzania. Już na etapie wnioskowania o projekt ForBioSensing zaplanowano w nim liczne narzędzia umożliwiające efektywne zarządzanie przedmiotowym projektem, ciągłą kontrolę jego realizacji i osiągnięcie zaplanowanych rezultatów (produktów). Zarządzanie projektem ForBioSensing oparto o wybrane elementy metodyki PRINCE2. Powołano Komitet Sterujący Projektem, kierownictwo oraz zespół projektowy. Szczególnie dużą uwagę skierowano na stworzenie efektywnego zespołu projektowego. W ramach projektu zdefiniowano kilkanaście ról projektowych wraz z zakresem ich odpowiedzialności i przypisano je do poszczególnych osób. W momencie przygotowywania niniejszej publikacji, z perspektywy kończącego się projektu, można ocenić, że to właśnie odpowiednie zaplanowanie i poprowadzenie przez doświadczonych kierowników kompetentnego i zaangażowanego zespołu projektowego (ponad 60 osób) było jednym z podstawowych czynników umożliwiających sprawne przeprowadzenie i ukończenie prac. Drugim z najważniejszych elementów zapewniających pomyślne wykonanie i zakończenie projektu było zaprojektowanie licznych mechanizmów monitorowania poprawności przebiegu przedsięwzięcia. W projekcie ForBioSensing zaprojektowano blisko 170 mierzalnych wskaźników (produktów projektu, kamieni milowych, wskaźników postępu w zadaniach, wskaźników dotyczących spotkań), których sukcesywne osiągnięcie w ramach 19 głównych zadań (grup zadań) zapewniło kontrolę przebiegu projektu. Kolejnym, bez wątpienia jednym z najważniejszych elementów, było zaplanowanie efektywnej komunikacji, zarówno formalnej, jak i nieformalnej. W obszarze komunikacji zaplanowano blisko 40 formalnych sprawozdań z przebiegu realizacji projektu, składanych do instytucji współfinansujących projekt, formalne kanały komunikacji w postaci funkcjonowania licznych rejestrów (ryzyk, zagadnień, doświadczeń), częste cykliczne spotkania na różnych poziomach zarządzania projektem oraz odpowiednią lokację zespołów zapewniającą nieformalną komunikację bezpośrednią.

Niniejsza publikacja jest podsumowaniem działań wykonanych w projekcie ForBioSensing. Obejmuje ona zarówno materiał wcześniej niepublikowany, jak i wdrożenie, na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej, metod analizy danych teledetekcyjnych, które zostały już szeroko przedstawione w licznych publikacjach naukowych.

2. Historia drzewostanów Puszczy Białowieskiej

Rafał Paluch

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża
r.paluch@ibles.waw.pl

Abstrakt

W rozdziale przedstawiono historię drzewostanów Puszczy Białowieskiej na podstawie obszernej, wybranej literatury. Obiekt ten jest jednym z niewielu obszarów w Europie pokrytych nieprzerwanie lasem od ustąpienia lodowca do czasów obecnych, gdzie bardzo dobrze zachowały się zespoły organizmów charakterystycznych dla naturalnych lasów i występujących w nich typów siedlisk. Puszcę Białowieską charakteryzuje dobrze zachowana, zwłaszcza w obszarach już chronionych, struktura gatunkowa, wiekowa i przestrzena drzewostanów, w tym m. in. obecność dużej liczby drzew o rozmiarach pomnikowych. Obszar tego kompleksu leśnego charakteryzował się pewną intensywnością użytkowania przez człowieka w ciągu blisko czterech tysięcy lat. Szczególnie wyraźne ślady gospodarowania widoczne są w ciągu ostatnich około 2000 lat. Wpływ na ekosystemy Puszczy Białowieskiej wywierać mogły takie formy ich historycznego użytkowania, jak produkcja węgla drzewnego, potażu i smoły, bartnictwo, selektywne wykorzystywanie drzew liściastych czy wypas bydła domowego. Nie wiązały się one jednak ani z długoterminowym lub trwałym wylesieniem, ani z silnymi, antropogenicznymi przekształceniami drzewostanów na znacznych obszarach Puszczy Białowieskiej, co umożliwiło zachowanie jej unikatowych walorów przez stulecia. Częste były również pożary. Obecnie od kilku minionych dekad obserwuje się znaczący wzrost udziału grabu pospolitego w budowaniu drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Gatunek ten wykazuje ekspansję na różne siedliska, w tym ubogie i średnio żyzne. W warunkach naturalnych w większości analizowanych zespołów leśnych grab dominował w odnowieniu lasu. Świerk wycofał się do oligotroficznych zbiorowisk leśnych. Gatunek ten uległ znacznej redukcji we wszystkich drzewostanach. Sosna, dąb i brzoza zmniejszają wyraźnie swój udział w tworzeniu drzewostanów Puszczy Białowieskiej, w tym w warstwie odnowień, w różnych warunkach, zarówno ochrony ścisłej, jak i ochrony częściowej.

Słowa kluczowe: dynamika lasu, odnowienie drzew, skład gatunkowy, zaburzenia

Wstęp

Puszcza Białowieska jest jednym z największych i najlepiej zachowanych obszarów leśnych na niżu środkowo-wschodniej Europy. Obszar ten jest więc dla badań przyrodniczych obiektem niezwyklej wagi. Puszcza stanowi bowiem niespotykane laboratorium badawcze, umożliwiające dogłębne poznawanie procesów i funkcjonowania naturalnych ekosystemów oraz struktury populacji różnych gatunków organizmów (Sokołowski 1993; Cieśliński 2009; Pawlaczyk 2009; Paluch i in. 2012; Jaroszewicz i in. 2019). Unikatowość i wyjątkowość w skali Europy tego kompleksu leśnego wynika m. in. z zachowania wielkiej różnorodności form życia, obecności naturalnych ekosystemów leśnych i powiązań ekologicznych między poszczególnymi ich komponentami (Jaroszewicz i in. 2019). W Puszczy Białowieskiej

dominują siedliska eutroficzne, co świadczy o jej wyjątkowości. Sumaryczny udział siedlisk lasów liściastych wynosi blisko 60%. Borów jest tylko kilka procent, a borów mieszanych nieco ponad 30% (Sokołowski 2004).

Puszcza Białowieska jest jednym z niewielu obszarów w Europie pokrytych nieprzerwanym lasem od ustąpienia lodowca do czasów obecnych (Latałowa i in. 2016). Według niektórych autorów na znacznym jej obszarze przebiegają naturalne procesy przyrodnicze (Wesołowski i in. 2018). Puszcza jest jednym z niewielu miejsc w Europie, gdzie bardzo dobrze zachowały się zespoły organizmów charakterystycznych dla naturalnych lasów i występujących w nich typów siedlisk. Puszcę charakteryzuje dobrze zachowana, zwłaszcza w obszarach już chronionych, struktura gatunkowa, wiekowa i przestrzenna drzewostanów, w tym m. in. obecność dużej liczby drzew o rozmiarach pomnikowych (Grzywacz i in. 2017; Jaroszewicz i in. 2019).

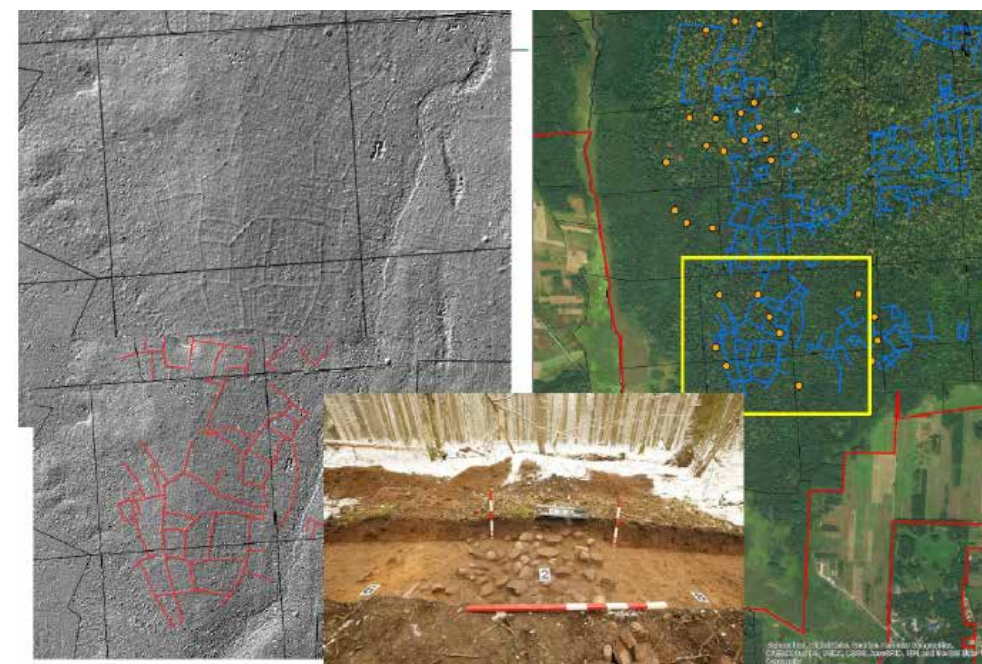
Około 75% powierzchni lasów Puszczy Białowieskiej jest obecnie wyłączona spod bezpośredniej ingerencji człowieka (m. in. Białowieski Park Narodowy, rezerваты przyrody, strefy ochrony ptaków, grzybów i innych organizmów chronionych, strefy UNESCO). Również we wszystkich drzewostanach w wieku powyżej 100 lat nie wykonuje się żadnych zabiegów hodowlano-ochronnych. Dominuje konserwatorska ochrona przyrody, pozwalająca na śledzenie naturalnych procesów ekologicznych. Z drugiej strony, 80 % obszaru zajmują ważne dla całej Wspólnoty Europejskiej chronione siedliska leśne ujęte w Załączniku I Dyrektywy Rady 92/43/EWG. Są to między innymi łąki subkontynentalne (9170) oraz siedliska priorytetowe np. bory i lasy bagienne (91D0), łąki olszowo-jesionowe (91E0). Puszcza Białowieska jest bezsprzecznie jednym z najcenniejszych przyrodniczo obiektów Unii Europejskiej (Jaroszewicz i in. 2019).

W badaniach poświęconych rozwojowi i dynamice drzewostanów Puszczy Białowieskiej uwagę zwraca szczególnie kwestia rejestrowanych w nich od kilkudziesięciu lat zmian składu gatunkowego. W całej Puszczy Białowieskiej, w tym w Białowieskim Parku Narodowym, odnotowywany jest wyraźny spadek frekwencji m. in. sosny, dębu i świerka przy równoczesnym wzroście udziału gatunków cienioznośnych, głównie grabu i lipy (Bernadzki i in. 1998; Kuijper i in. 2010; Sokołowski 1991, 1999, 2004; Niklasson i in. 2010; Drozdowski i in. 2012; Paluch 2015; Zin i in. 2015; Brzezicki i in. 2016, 2020, 2021; Zin 2016; Spínu i in. 2020; Gabrysia i in. 2021). Przyczyny tych zmian są najprawdopodobniej złożone, wśród możliwych wymienia się zmiany klimatu, eutrofizację siedlisk (prawdopodobnie silnie związaną z depozycją azotu – por. np. Malzahn i in. 2009), gospodarkę człowieka, aktywność roślinożernych ssaków czy zanik obecnych wcześniej na tym obszarze pożarów (Faliński 1986; Sokołowski 1991, 1999, 2004; Bernadzki i in. 1998, 2001; Niklasson i in. 2010; Zin i in. 2015; Brzezicki i in. 2016, 2020; Spínu i in. 2020).

Puszcza Białowieska była z różną intensywnością użytkowana przez człowieka w ciągu blisko czterech tysięcy lat. Szczególnie wyraźne ślady gospodarowania widoczne są w ciągu ostatnich blisko dwóch tysięcy lat (Latałowa i in. 2016; Zapłata, Stereńczak 2016, 2018; Stereńczak i in. 2020). Znaczący wpływ na lasy Puszczy Białowieskiej wywierać mogły takie formy ich historycznego użytkowania, jak na przykład rolnictwo (Zapłata, Stereńczak 2016, 2018; Stereńczak i in. 2020), produkcja węgla drzewnego, potażu i smoły, bartnictwo (Samojlik i in. 2013), selektywne wykorzystywanie drzew liściastych (Samojlik 2005b; Samojlik i in. 2013) czy wypas bydła domowego (Samojlik i in. 2013, 2016). Wymienione formy tradycyjnego użytkowania nie wiązały się jednak ani z długoterminowym lub trwałym

wylesieniem, ani z silnym przekształceniem antropogenicznym drzewostanów na znacznych obszarach Puszczy (Samojlik i in. 2013; Latałowa i in. 2016), co umożliwiło zachowanie jej unikatowych walorów przez stulecia (Jaroszewicz i in. 2019).

W ramach prac badawczych prowadzonych w Instytucie Badawczym Leśnictwa we współpracy ze Szwedzkim Uniwersytetem Rolniczym (SLU) oraz białoruskim Państwowym Parkiem Narodowym “Belovezhskaya Pushcha” badano dynamikę odnowienia oraz rozwoju wybranych głównych gatunków lasotwórczych Puszczy Białowieskiej – przede wszystkim sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) – w odniesieniu do historii zaburzeń pożarowych na siedliskach borowych na tym obszarze na przestrzeni ostatnich kilkuset lat (Zin 2016). Badania prowadzono w obu częściach Puszczy Białowieskiej – w Polsce i na Białorusi. Wykazano, że pożary były ważnym czynnikiem kształtującym strukturę i skład gatunkowy drzewostanów Puszczy Białowieskiej na przestrzeni ostatnich ~400 lat. W okresie od ok. 1600 roku do ok. 1850 roku zaburzenia te występowały bardzo często, co kilka lat, następnie ich częstotliwość znacznie się obniżyła aż do zupełnego zaniku w pierwszych dekadach XX wieku (Zin 2016). Na podstawie średnicy drzew przy pierwszej bliźnie pożarowej oraz wywołanych przez zaburzenia pożarowe reakcji przyrostowych stwierdzono, że historyczny reżim pożarów w Puszczy Białowieskiej zdominowany był przez zaburzenia o niskiej intensywności, który pozwalał na skuteczne odnowienie naturalne sosny. Sporadycznie na obszarze tym występowały jednak również pożary bardzo intensywne, które całkowicie zmieniały strukturę wiekową i przestrzenną drzewostanów poprzez wywoływanie fal odnowienia tego gatunku (Zin i in. 2015). Wraz ze spadkiem częstotliwości zaburzeń



Rycina 2.1. Ślady prawdopodobnie systemów rolnych (na lewej rycinie linie czerwone, na prawej niebieskie) w części Białowieskiego Parku Narodowego objętej ochroną ścisłą (Hilszczański J. i Stereńczak K. 2017. Inwentaryzacja DGLP)

pożarowych zaobserwowano spadek skutecznego odnowienia sosny i wzrost skutecznego odnowienia świerka. Zanik zaburzeń pożarowych w Puszczy Białowieskiej w pierwszych dekadach XX wieku okazał się równoznaczny z końcem skutecznego odnowienia sosny w badanych drzewostanach. W borach Puszczy Białowieskiej wykazano, że ogień – podobnie jak w strefie borealnej – może być czynnikiem pozytywnie wpływającym na odnowienie sosny w warunkach konkurencji z innymi gatunkami drzew (jak np. świerk) także w lasach Europy Środkowej (Niklasson i in. 2010; Zin i in. 2015; Zin 2016).

Aktywność człowieka bardzo wyraźnie wpływała na kształtowanie się ilościowych proporcji składu gatunkowego drzewostanów (udział gatunków iglastych, takich jak sosna czy świerk w stosunku do pozostałych, a liściastych takich choćby jak dąb) oraz relacji obszarów leśnych do przestrzeni otwartych (wypaleniska, łąki, pastwiska, halizny, zręby itp.). Niewątpliwie wpływ, którego efekty trwają do dziś, wywarła także aktywność rolnicza i osadnicza (ryc. 2.1.) na tym terenie oraz regulacja stosunków wodnych, a w najnowszej historii ostatniego stulecia także świadoma gospodarka leśna (Faliński 1986; Sokołowski 2004). Znaczną rolę w historii drzewostanów odegrało także bartnictwo i inna działalność wpływająca selektywnie na kształtowanie się struktury leśnej. Zdaniem wielu badaczy Puszcza Białowieska przetrwała jako duży kompleks leśny dzięki temu, że stanowiła przez kilkaset lat tereny łowieckie władców polskich i rosyjskich (Hedemann 1939; Więcko 1984; Sokołowski 2004; Samojlik 2005a). Kształtowanie struktury drzewostanów miało miejsce przez selektywne zgryzanie bądź świadome promowanie niektórych gatunków a eliminację innych oraz przez trwającą od ponad 120 lat gospodarkę leśną z okresami wzmożonej intensywności. Puszcza Białowieska od wieków podlegała różnym formom użytkowania. Lasy puszczańskie służyły między innymi carowi Rosji jako zwierzyńiec. Podczas I wojny światowej rabunkowo wycięto ponad 4 mln m³ drewna (6500 ha zrębów zupełnych). W okresie międzywojennym miały miejsce dalsze epizody rabunkowego użytkowania Puszczy. W wyniku umowy podpisanej z ówczesnym rządem Polski, firma The Century European Timber Corporation (1924–1929) pozyskała 2,5 mln m³ drewna, nie odnawiając powierzchni zrębów (Sokołowski 2004). Te miejsca zostały następnie odnowione przez polską administrację leśną, między innymi świerkiem niepewnego pochodzenia lub odnowiły się spontanicznie. Okres II wojny światowej przyczynił się do dalszych szkód powodowanych niekontrolowanym wycinaniem drzew przez kolejnych okupantów, także na obszarze obecnego parku narodowego. Po wojnie prowadzono na terenie nadleśnictw Puszczy pozyskanie najczęściej zrębów, gdzie sadzono głównie gatunki iglaste. Ponadto, do lat 60-tych XX wieku, w wielu drzewostanach na terenie Puszczy wypasano zwierzęta gospodarskie. Od lat 90-tych ubiegłego wieku prowadzono zrównoważoną i wielofunkcyjną gospodarkę leśną (Bernadzki i in. 2012). Praca wielu pokoleń leśników spowodowała zwiększenie zasobności drzewostanów z poziomu 187 m³ drewna na hektarze lasu w 1930 roku do 330 m³/ha współcześnie (Opinia Rady Naukowej Leśnictwa 2016).

Matuszkiewicz (2016) pisze, że na znacznej części obszaru Puszczy Białowieskiej mamy do czynienia z „występowaniem biocenoz wykazujących cechy układów zbliżonych do naturalnych”. Wcześniej użytkowanie lasu i antropogeniczne przekształcenia tego unikatowego obszaru pokazują, że w kształtowaniu części jego bioróżnorodności, dzisiaj chronionej, istotną rolę odegrał człowiek, bez którego często nie może ona przetrwać (Opinia Rady Naukowej Leśnictwa 2016). Potwierdzeniem tego są wieloletnie badania realizowane przez różne instytucje naukowe, w tym m. in. SGGW w Warszawie i Instytut Badawczy Leśnictwa (Brzeziecki i in. 2012, 2018; Paluch 2015).

W dawnym Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego obecnie prowadzone są, między innymi, długoterminowe badania zmian składu gatunkowego i struktury drzewostanów na pięciu stałych powierzchniach badawczych (transektach) wyznaczonych przez profesora T. Włoczewskiego w 1936 roku. Wyniki systematycznie prowadzonych pomiarów tworzą obecnie obszerną bazę danych o unikatowym charakterze, obejmującą materiał empiryczny pochodzący z okresu ponad 80 lat i z powierzchni około 15 ha (Bernadzki i in. 1998). Stanowią one podstawę do tworzenia ekologicznych modeli drzewostanów i opracowywania prognoz ich rozwoju wraz ze zmieniającymi się warunkami klimatycznymi (Brzeziecki 1999). Na powierzchniach badawczych są systematycznie zbierane przede wszystkim informacje o warstwie drzew żywych, osiągających co najmniej 5 cm pierśnicy. Tylko na jednym z transektów przeprowadzono jednorazowe badania składu i zagęszczenia odnowienia naturalnego (Zajączkowski 1999), opracowano zmiany innych elementów fitocenozy w okresie prawie 40 lat (1959–1998) – roślinności dna lasu (Paluch 2001a) oraz zinwentaryzowano martwe drewno – posusz i leżaninę (Paluch 2001b). Oprócz wspomnianych prac, Zakład Lasów Naturalnych Instytutu Badawczego Leśnictwa prowadzi badania na kilkudziesięciu stałych powierzchniach próbnych w Puszczy Białowieskiej o wielkości 0,25–0,5 ha (rozmieśczone w typowych dla obiektu układach siedliskowo-drzewostanowych), obejmujące pomiar pierśnic wszystkich drzew, inwentaryzację odnowień i zdjęcie fitosocjologiczne (Sokołowski 1993). W większości analizowanych zbiorowisk leśnych w ciągu krótkiego czasu, około 40–50 lat, zaszły znaczące zmiany składu gatunkowego drzewostanów naturalnych wzrastających bez ingerencji człowieka. Należałoby podkreślić, że okres prowadzenia badań stanowił niewielki fragment historii rozwoju lasu, a wnioskowanie i prognozowanie na tej podstawie może być jedynie przybliżone. Badania te potwierdzają wcześniejsze analizy o dłuższym okresie trwania (bliżej 90-letnie) (Bernadzki i in. 1998; Brzeziecki 2008; Brzeziecki in. 2010; Drozdowski i in. 2012), podkreślając równocześnie, że stwierdzane prawidłowości dotyczą całej Puszczy Białowieskiej, w tym terenów objętych ochroną częściową. Na podstawie zgromadzonego wieloletniego materiału badawczego, systematycznie uzupełnianego o nowe powierzchnie badawcze, cytowani autorzy dokonali w ostatnich swoich publikacjach pogrupowania gatunków drzew, wyróżniając gatunki małowliczne („zagrożone”), domieszkowe („względnie bezpieczne”) i „ekspansywne”. Warto zauważyć, że w grupie gatunków ekspansywnych wymieniono obecnie tylko grab, natomiast w poprzednich okresach takie tendencje wykazywały również lipa i jesion (Brzeziecki i in. 2012; Drozdowski i in. 2012). W świetle wyników innych badań z terenu Puszczy Białowieskiej (Paluch 2015; Gabrysiak i in. 2021) grab wydaje się bardzo ekspansywny, wkracza zarówno na ubogie siedliska boru świeżego i boru mieszanego, jak i na podmokłe łągi olszowo-jesionowe. Na siedliskach boru mieszanego silnie konkuruje między innymi ze świerkiem, a jego odnowienie jest co najmniej tak samo liczne, jak konkurentów. Jaką może mieć strukturę i jak może funkcjonować zespół leśny *Calamagrostio-Piceetum*, gdzie kluczową rolę w drzewostanie powinien pełnić świerk, zastępowany grabem charakteryzującym się zupełnie innymi właściwościami ekologicznymi? Istniejące dane wskazują, że powstają wtedy zbiorowiska przejściowe, silnie nawiązujące do grądów, z widocznymi jeszcze elementami borowymi i nielicznymi gatunkami diagnostycznymi dla zespołu. Jeśli opisywane tendencje utrzymają się, płaty opanowane przez grab ulegną całkowitemu przekształceniu w grądy. Taka sytuacja obecnie ma miejsce w przypadku ciepłolubnego zespołu lasu miodownikowo-grabowego, w którym zdecydowana większość badanych płatów uległa przekształceniu w grąd typowy. W tym zespole w okresie ostatnich 15 lat odnotowano wielo-

krotny wzrost zagęszczenia grabu we wszystkich warstwach drzewostanu, w tym nalotów, podrostów i drugiego piętra. Gatunek ten wyparł z warstwy odnowień wszystkich swoich konkurentów, włączając w to świerk, który dominował tam na początku badań, prawie 40 lat temu (Paluch, Zin 2013).

Przeanalizowanie wieloletniej dynamiki odnowień lipy i jej awansu do wyższych warstw drzewostanu pozwala na stwierdzenie, że ekspansja tego gatunku jest obecnie zahamowana i ograniczona do siedlisk optymalnych i suboptymalnych (grądowych) (Gabrysiak i in. 2021). Kilkadziesiąt lat temu była natomiast zdecydowanie bardziej wyraźna, co potwierdzają wcześniejsze prace (Kowalski 1982; Bernadzki i in. 1998).

W przypadku jesionu, uznawanego jeszcze kilkanaście lat temu za gatunek ekspansywny, dominujący lub współpanujący w łęgu olszowo-jesionowym (Brzeziecki, Żybura 1998; Bernadzki i in. 1998; Paluch 2001; Drozdowski i in. 2012) można stwierdzić, że jego status dynamiczny uległ diametralnej zmianie. Jesion stał się obecnie gatunkiem bardzo silnie zagrożonym, w regresie, podobnym jak niegdyś wiązy. Na początku XX wieku rozpoczęło się bowiem niespotykane dotychczas zjawisko masowego zamierania jesionu i całych drzewostanów z udziałem tego gatunku. Zjawisko to nie wygasa (Gil i in. 2011). Dowiedziono, że również w warunkach naturalnych jesion wydzielił się ze wszystkich warstw drzewostanu. Brakowało również odnowień tego gatunku. W kilku przypadkach stwierdzono wydzielenie się wszystkich jesionów na powierzchni badawczej w ciągu zaledwie 15 lat. Nie wiemy, kiedy jesion zacznie regenerować, na razie nic na to nie wskazuje. Z pewnością budzi niepokój obecny stan zdrowotny jesionu, bowiem kondycja pozostałych przy życiu, nielicznych osobników jest zła. Opisany tutaj stan jesionu wydaje się być bardziej krytyczny niż w analizach wykonanych na terenie Rezerwatu Ścisłego Białowieckiego Parku Narodowego (Brzeziecki i in. 2012). Cytowani autorzy zamieranie gatunku stwierdzili przeważnie wśród drzew młodych, rzadziej w całości populacji.

Wśród dużej grupy gatunków o aktualnie wyraźnie malejącym udziale w Puszczy Białowieckiej można znaleźć między innymi sosnę i dąb (Brzeziecki i in. 2012), bardzo ważne gatunki dla funkcjonowania wielu zbiorowisk leśnych. Potwierdzono zmniejszanie się udziału tych gatunków oraz zupełny brak odnowień sosny i bardzo niewielką liczebność w przypadku dębu. Zwraca uwagę całkowite wycofywanie się sosny z siedlisk teoretycznie dla niej optymalnych, a mianowicie borów świeżych i borów mieszanych. Nawet jeśli odnowienie naturalne sosny powstało, co zdarzyło się tylko raz w 1975 roku, to potem stopniowo zanikało. Sporadycznie stwierdzano dorastanie tego gatunku do wyższych klas pierśnic. Na wspomnianych już wcześniej transektach Katedry Hodowli Lasu SGGW z 1936 roku drzewa powyżej 5 cm pierśnicy (tzw. dorostu) sosny nie odnotowano w okresie prawie 90 lat badań (Brzeziecki i in. 2012). Drozdowski (2014) podawał, że odnowienie dębu systematycznie powstaje w różnych warunkach siedliskowych Puszczy Białowieckiej, ale nie znajduje odpowiednich warunków do wzrostu. Badania własne (Paluch 2015) pokazały natomiast, że naloty i niskie podrosty dębu, co prawda występowały, zwłaszcza paradoksalnie najliczniej na ubogich siedliskach borów i borów mieszanych, ale nie awansowały do wyższych warstw drzewostanu, co świadczy o nieskuteczności odnowienia dębu w obecnych warunkach.

W latach 1975–1986 zmiany składu gatunkowego drzewostanów Puszczy Białowieckiej były z reguły bardzo niewielkie, a w następnych dekadach stwierdzono przyspieszenie ich tempa (Paluch 2015; Brzeziecki i in. 2021). Porównując wszystkie badane

zbiorowiska leśne, stwierdzono, że największe zmiany zaszły w lesie miodownikowo-grabowym. Pod względem tempa i wielkości zmian składów gatunkowych drzewostanów można uszeregować badane zbiorowiska leśne następująco (w kolejności malejącej): las miodownikowo-grabowy, bór świeży, bór mieszany świeży, łęg olszowo-jesionowy i grąd typowy (Paluch 2015).

Można stwierdzić, że obecnie dominującym zjawiskiem, mającym najbardziej znaczący wpływ na obraz lasów Puszczy Białowieckiej i warunki ekologiczne w nich panujące, jest ekspansja grabu, która rozpoczyna z pewnością ciąg zmian w całym ekosystemie leśnym. Wkraczanie grabu na siedliska, na których gatunek ten nie występował dotychczas lub był małoliczny, powoduje ujednoczenie składu gatunkowego zbiorowisk leśnych, ich upodobnienie do grądu (Paluch 2001; Sokołowski 2004; Bernadzki i in. 1998; Brzeziecki 2008; Brzeziecki i in. 2012). Cytowani autorzy pisali w czasie minionej dekady, że ekspansja grabu jeszcze się nie zakończyła.

Obecny obraz lasów Puszczy Białowieckiej, charakteryzujących się wysoką różnorodnością biologiczną, jest wypadkową nie tylko procesów naturalnych, ale również wielowiekowej działalności człowieka (m. in.: Kowalski 1982; Bernadzki i in. 1998; Sokołowski 2004). Niedocenianą rolę mogły odgrywać powszechne w Puszczy w minionych wiekach pożary, wypas, wypalanie potażu i węgla drzewnego, bardzo wysokie stany zwierzyny leśnej czy inne czynniki, w tym działania człowieka, istotnie modyfikujące skład gatunkowy drzewostanów i możliwości odnawiania poszczególnych gatunków drzew. W efekcie nałożenia się różnych zjawisk o charakterze historycznym, globalnym i antropogenicznym w stosunkowo krótkim czasie stwierdzono znaczne zmiany, których nie przewidzieli wielcy badacze Puszczy z pierwszej połowy ubiegłego wieku (Paczoski 1930; Matuszkiewicz 1952).

Obecne prognozy mówią o kontynuacji ekspansji grabu, przy stopniowym ustępowaniu innych ważnych dla różnorodności biologicznej gatunków drzew, np. sosny czy dębu (Brzeziecki i in. 2016, 2020, 2021; Gabrysiak i in. 2021). We wszystkich działaniach ochronnych na rzecz przyrody Puszczy Białowieckiej winna być brana pod uwagę w sposób całościowy jej przyrodniczo-kulturowa unikatowość w skali Europy wynikająca zarówno z jej naturalnych uwarunkowań, jak i z jej dotychczasowego użytkowania, z którym jest związana pewna część bioróżnorodności puszczańskich lasów.

Literatura

- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science*, 9: 229–238.
- Bernadzki E., Brzeziecki B., Matuszkiewicz J.M., Stępień E. 2012. Problem Puszczy Białowieckiej z punktu widzenia nauk leśnych i przyrodniczych. Maszynopis. Ekspertyza wykonana na zlecenie Ruchu Obrony Lasów Polskich, Warszawa.
- Bernadzki E., Brzeziecki B., Rabczuk A. 2001. Raumzeitliche Dynamik des Durchmesserszuwachses in natürlichen Mischbeständen des Białowieża-Urwalds. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftökologie*, 35(4): 166–170.

- Brzeziecki B. 2008. Wieloletnia dynamika drzewostanów naturalnych na przykładzie dwóch zbiorowisk leśnych Białowieskiego Parku Narodowego: Pino-Quercetum i Tilio-Carpinetum. *Studia Naturae*, 54, II: 9–22.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Bielak K., Czacharowski M., Zajączkowski J., Buraczyk W., Gawron L. 2021. A demographic equilibrium approach to stocking control in mixed, multiaged stands in Białowieża Forest, northeast Poland. *Forest Ecology and Management*, 481: 118694.
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M. 2012. Zagrożone gatunki drzew Białowieskiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły). *Sylvan*, 156(4): 252–261.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science*, 27: 460–467.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology*, 108: 1138–1154.
- Brzeziecki B., Żybura H. 1998. Naturalne zmiany składu gatunkowego i struktury pierśnic na siedlisku olsu jesionowego w okresie 47 lat. Sukcesja czy regeneracja? *Sylvan*, 141(4): 19–31.
- Drozdowski S., Brzeziecki B., Żybura H., Żybura B., Gawron L., Buraczyk W., Zajączkowski J., Bolibok L., Szeligowski H., Bielak K., Widawska Z. 2012. Wieloletnia dynamika starodrzewów w zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej: gatunki ekspansywne i ustępujące. *Sylvan*, 156(9): 663–671.
- Drozdowski S. 2014. Modelowanie procesów odnowieniowych w lesie naturalnym. Rozpr. i Monogr. Wyd. SGGW. Warszawa.
- Faliński J.B. 1986. Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forest. *Ecological Studies in Białowieża Forest*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Gil W., Łukaszewicz J., Paluch R., Zachara T. 2011. Jesion wyniosły – zagrożenia i hodowla. PWRiL Warszawa.
- Gabrysiak K.A., Paluch R., Gawryś R. 2021. 30-Year Changes in Oak-Hornbeam Forest after Windthrow. *Forests*, 12(5): 600. DOI:10.3390/f12050600.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O., Gutowski J.M., Samojlik T., Zimny M., Latałowa M. 2019. Białowieża Forest—A Relic of the High Naturalness of European Forests. *Forests*, 10(10): 849. DOI:10.3390/f10100849.
- Kowalski M. 1982. Rozwój drzewostanów naturalnych na powierzchni badawczej w Białowieskim Parku Narodowym. *Rozprawy Nauk. i Monogr. SGGW Warszawa*.
- Kowalski M. 1991. Climate-a changing component of forest site. *Folia Forestalia Polonica Series A-Forestry*, 33: 24–34.
- Kuijper D.P.J., Jędrzejewska B., Brzeziecki B., Churski M., Jędrzejewski W., Żybura H. 2010. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science*, 21: 1082–1098.
- Latałowa M., Zimny M., Pędziszewska A., Kupryjanowicz M. 2016. Postglacjalna historia Puszczy Białowieskiej – roślinność, klimat i działalność człowieka. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 35(1): 3–49.
- Malzahn E., Kwiatkowski W., Pierzgałski E. 2009. Przyroda nieożywiona. [W:] Okołów, C., Karaś, M., Bołbot, A. (eds.) *Białowieski Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować*: 17–36. Białowieski Park Narodowy, Białowieża.
- Matuszkiewicz J.M. 2016. Ogólna opinia odnośnie zagadnień zawartych w przesłanym w dniu 14 stycznia br. tekście: „Informacja o aktualnej sytuacji w Puszczy Białowieskiej oraz proponowane działania”. *Opinia dla Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku*. Milanówek.
- Matuszkiewicz W. 1952. *Zespoły leśne Białowieskiego Parku Narodowego*. Wyd. UMCS Lublin.
- 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.
- Opinia Rady Naukowej Leśnictwa przy Prezesie Rady Ministrów Rzeczypospolitej Polskiej w sprawie zamierania drzewostanów świerkowych na obszarze nadleśnictw Białowieża, Browsk i Hajnówka wchodzących w skład Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowieska”. J. Sowa, P. Łakomy, B. Brzeziecki, J. Hilszczański, T. Kowalski, S. Miścicki, J. Modrzyński, J. Starzyk, S. Małek, Warszawa, 11.03.2016.
- Paczoski J. 1930. *Lasy Białowieży*. Państwowa Rada Ochrony Przyrody. Poznań.
- Paluch R. 2001. Zmiany zbiorowisk roślinnych i typów siedlisk w drzewostanach naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylvan*, 145(10): 73–81.
- Paluch R. 2015. Wieloletnie zmiany składu gatunkowego drzewostanów naturalnych w Puszczy Białowieskiej. *Sylvan*, 159(4): 278–288.
- Paluch R., Zin E. 2013. Wieloletnie zmiany roślinności wybranych zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej. *Maszynopis. ECLN Białowieża*.
- Samojlik T. 2005a. *Ochrona i łowy. Puszcza Białowieska w czasach królewskich*. Zakład Badania Ssaków Polskiej Akademii Nauk, Białowieża.
- Samojlik, T. 2005b. A tree of many uses - the history of small-leaved lime (*Tilia cordata*) in Białowieża Primeval Forest. *Rocznik Dendrologiczny*, 53: 55–64.

- Samojlik T., Fedotova A., Kuijper D.P. J. 2016. Transition from traditional to modern forest management shaped the spatial extent of cattle pasturing in Białowieża Primeval Forest in the nineteenth and twentieth centuries. *Ambio*, 45: 904–918.
- Samojlik T., Rotherham I.D., Jędrzejewska B. 2013. Quantifying Historic Human Impacts on Forest Environments: A Case Study in Białowieża Forest, Poland. *Environmental History*, 18: 576–602.
- Sokołowski A.W. 1991. Changes in species composition of forest associations in the nature reserves of the Białowieża Forest. *Ochrona Przyrody*, 49: 63–78.
- Sokołowski A.W. 1993. Fitosocjologiczna charakterystyka zbiorowisk leśnych Białowieżskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 12(3): 5–190.
- Sokołowski A.W. 1999. Succession of forest communities in the Starzyna reserve in the Białowieża Forest. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 18: 31–59.
- Sokołowski A.W. 2004. *Lasy Puszczy Białowieżskiej*. CILP Warszawa.
- Spînu A.P., Niklasson M., Zin E. 2020. Mesophication in temperate Europe: A dendrochronological reconstruction of tree succession and fires in a mixed deciduous stand in Białowieża Forest. *Ecology and Evolution*, 10: 1029–1041.
- Stereńczak K., Zapłata R., Wójcik J., Kraszewski B., Mielcarek M., Mitelsztedt K., Białczak M., Krok G., Kuberski Ł., Markiewicz A., Modzelewska A., Parkitna K., Piasecka Z., Pilch K., Rzczycki K., Sadkowski R., Wietecha M., Rysiak P., von Gadov K., Cieszewski C.J. 2020. ALS-Based Detection of Past Human Activities in the Białowieża Forest—New Evidence of Unknown Remains of Past Agricultural Systems. *Remote Sensing*, 12(16), 2657. DOI: 10.3390/rs12162657.
- Wesołowski T., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kowalczyk R., Niedziałkowski K., Rok J., Wójcik J.M. 2018. Park Narodowy Puszczy Białowieżskiej – ochrona przyrody i rozwój lokalnych społeczności, 2: 1–28. www.forestbiology.org.
- Zapłata R., Stereńczak K. 2016. Puszcza Białowieża, LiDAR i dziedzictwo kulturowe – zagadnienia wprowadzające. *Raport*, 11: 239–255.
- Zapłata R., Stereńczak K. 2018. Archaeological heritage in forested areas – challenges, problems and solutions. *Raport*, 13: 217–227.
- Zin E. 2016. Fire history and tree population dynamics in Białowieża Forest, Poland and Belarus. PhD, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Zin E., Drobyshev I., Bernacki D., Niklasson M. 2015. Dendrochronological reconstruction reveals a mixed-intensity fire regime in *Pinus sylvestris*-dominated stands of Białowieża Forest, Belarus and Poland. *Journal of Vegetation Science*, 26(5): 934–945.

3. Warunki klimatyczne Puszczy Białowieżskiej

Andrzej Boczoń¹, Agata Salachewicz²

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn,

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża {a.boczon, a.salachewicz}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Warunki klimatyczne są jednymi z najważniejszych czynników siedliskowych warunkujących rozwój i trwałość ekosystemów. W artykule omówiono wyniki analiz parametrów meteorologicznych w okresie 1951–2019 r. mierzone na stacji IMGW w Białowieży. Wykazano duży wpływ ocieplenia klimatu na poszczególne wielkości meteorologiczne zależne od temperatury powietrza. Średnia temperatura powietrza w rozpatrywanym okresie wyniosła 6,7°C z wyraźnym trendem wzrostu temperatury wynoszącym 0,34°C/10 lat. Wzrost temperatury dotyczy średnich temperatur wszystkich miesięcy w roku oraz temperatury minimalnej i temperatury maksymalnej. Podwyższenie temperatury powietrza wpłynęło na wydłużenie meteorologicznego okresu wegetacyjnego o 16 dni, powodowane głównie przez jego wcześniejszy początek. Przeprowadzona analiza frekwencji dni pod względem temperatury wskazała, że ocieplenie klimatu doprowadziło do zmniejszenia występowania liczby dni mroźnych w roku o 29 oraz zwiększenia liczby dni gorących o 19. Wyższa temperatura miesięcy zimowych powoduje, że w Puszczy Białowieżskiej występuje coraz mniej dni z pokrywą śnieżną. W latach 1951–2019 liczba dni z pokrywą śnieżną zmniejszyła się o 34.

Słowa kluczowe: klimat, warunki meteorologiczne, opady, temperatura powietrza

1. Wstęp

Puszcza Białowieża znajduje się w zasięgu oddziaływania klimatu umiarkowanego kontynentalnego, chłodnego z wpływami klimatu atlantyckiego. Według klasyfikacji Romeira (1949) obszar Puszczy Białowieżskiej leży w strefie klimatu Regionu „C” Krainy Wielkich Dolin, w klimatycznej Krainie Chełmsko – Podlaskiej. W jednej z nowszych klasyfikacji opartej na średniej liczbie dni z określonym typem pogody Woś (1996) zaliczył teren Puszczy Białowieżskiej do Regionu Mazursko – Podlaskiego, obejmującego swym zasięgiem wschodnią część Pojezierza Mazurskiego oraz część Podlasia. W granicach Polski leży tylko fragment tego regionu, który dalej rozciąga się w kierunku wschodnim i północnym. Region charakteryzuje się występowaniem największej częstości pojawiania się pogód najmroźniejszych, a więc dni z pogodą bardzo mroźną, bardzo mroźną i słoneczną, bardzo mroźną i jednocześnie pochmurną. Występuje tu również największa liczba dni z pogodą dość mroźną. Z kolei najmniejszą częstością występowania w tej części kraju odznaczają się dni z pogodą chłodną, pochmurną, bez opadu i z opadem. Mała frekwencja cechuje także dni z pogodą umiarkowanie ciepłą, słoneczną, bez opadu (Woś 1996).

2. Materiały i metody

Opracowanie wykonano na podstawie danych pochodzących ze stacji meteorologicznej Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej zlokalizowanej w Białowieży w punkcie o współrzędnych: 52°42,43'N, 23°50,87'E. Skorzystano z danych udostępnionych na stronie internetowej: danepubliczne.imgw.pl. Analizie poddano dane z okresu 1951–2019, ze względu na brak niektórych danych pomiarowych z 1956 roku, rok ten wykluczono z analizy temperatury powietrza i długości okresów wegetacyjnych.

Dla całego analizowanego okresu średnie dobowe temperatury powietrza zostały obliczone na podstawie pomiarów na wysokości 2 m wg wzoru:

$$T_{\text{average}} = (T_{\text{min}} + T_{\text{max}} + T_{6\text{a.m.}} + T_{6\text{p.m.}}) / 4,$$

gdzie:

T_{min} – minimalna temperatura powietrza w ciągu doby,

T_{max} – maksymalna temperatura powietrza w ciągu doby,

$T_{6\text{a.m.}}$ – temperatura powietrza o godzinie 6:00,

$T_{6\text{p.m.}}$ – temperatura powietrza o godzinie 18:00.

Przeliczenie wartości średnich miało na celu ujednoczenie danych ze względu na zmiany metody obliczania średniej dobowej temperatury przez IMGW w rozpatrywanym okresie.

Analiza temperatury powietrza i opadów atmosferycznych została przeprowadzona dla wartości średnich rocznych, średnich miesięcznych, średnich półrocza letniego, do którego zaliczono miesiące od maja do października oraz półrocza zimowego liczonego od listopada roku poprzedniego do kwietnia roku rozpatrywanego.

Określono liczbę dni z przygruntowymi przymrozkami, za które uznawano dni, w których temperatura minimalna przy gruncie była poniżej 0°C, a maksymalna powyżej 0°C (Woś 2010; Kossowska-Cezak 2003; Tomczyk 2015). W pracy uwzględniono liczbę dni z przymrozkiem w okresie od kwietnia do października w latach 1973–2019, w których prowadzono systematyczne pomiary temperatury przy gruncie. Na podstawie wartości temperatury minimalnej powietrza przy gruncie, opierając się na pracach Dragańskiej i in. (2004) i Tomczyka (2015), wydzielono przymrozki: łagodne (T_{min} od 0°C do -2,0°C), umiarkowane (T_{min} od -2,1°C do -4°C), silne (T_{min} od -4,1°C do -6°C) i bardzo silne (T_{min} poniżej -6°C).

Początek i koniec meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) oraz leśnego okresu wegetacyjnego (LOW) został obliczony według metody Huculaka i Makowca (Bartoszek i in. 2012). W obu przypadkach początek okresu wegetacyjnego wyznaczono na podstawie pierwszego dnia o średniej temperaturze dobowej równej lub przekraczającej temperaturę progową, od którego skumulowane szeregi odchyleń średniej temperatury dobowej od temperatury progowej do końca pierwszego półrocza nie osiągnęły wartości ujemnych.

Koniec okresu wegetacyjnego jest to ostatni dzień o temperaturze większej lub równej temperaturze progowej, od którego skumulowane szeregi odchyleń średniej temperatury dobowej od temperatury progowej do końca roku nie osiągnęły wartości dodatnich. Temperatura progowa dla meteorologicznego okresu wegetacyjnego wynosi 5°C.

Podział dni z typami pogody na podstawie temperatury powietrza wykonano za Wośiem (1996):

- pogoda gorąca ($T_{\text{sr.dob.}} > 25,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} > 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda bardzo ciepła ($T_{\text{sr.dob.}} 15,1-25,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} > 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda umiarkowanie ciepła ($T_{\text{sr.dob.}} 5,1-15,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} > 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda chłodna ($T_{\text{sr.dob.}} 0,1-5,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} > 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda przymrozkowa umiarkowanie chłodna ($T_{\text{sr.dob.}} > 5,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda przymrozkowa bardzo chłodna ($T_{\text{sr.dob.}} 0,1-5,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda przymrozkowa umiarkowanie zimna ($T_{\text{sr.dob.}} 0,0^{\circ}\text{C} - (-5,0)^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda przymrozkowa bardzo zimna ($T_{\text{sr.dob.}} < -5,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} > 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda umiarkowanie mroźna ($T_{\text{sr.dob.}} 0,0 - (-5,0)^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} \leq 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda dość mroźna ($T_{\text{sr.dob.}} -5,1 - (-15,0)^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} \leq 0^{\circ}\text{C}$)
- pogoda bardzo mroźna ($T_{\text{sr.dob.}} < -15,0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{min}} \leq 0^{\circ}\text{C}$, $T_{\text{max}} \leq 0^{\circ}\text{C}$)

Zróżnicowanie sum rocznych opadów atmosferycznych scharakteryzowano wykorzystując kryterium wprowadzone przez Kaczorowską (1962):

- rok (półrocze) skrajnie suchy - opad poniżej 50,0% opadu średniego z wielolecia,
- rok (półrocze) bardzo suchy - opad od 50,1% do 75,0% opadu średniego,
- rok (półrocze) suchy - opad od 75,1% do 89,9% opadu średniego,
- rok (półrocze) przeciętny - opad w zakresie 90,0% - 110,0% opadu średniego,
- rok (półrocze) mokry - opad od 110,1% do 125,0% opadu średniego,
- rok (półrocze) bardzo mokry - opad od 125,1% do 149,9% opadu średniego,
- rok (półrocze) skrajnie mokry - opad powyżej 150,0% opadu średniego.

Liczba dni z pokrywą śnieżną została policzona dla półroczy zimowych tj. od listopada roku poprzedniego do kwietnia roku rozpatrywanego, co wymusiło przedstawienie analizy dla okresu 1952–2019.

Roczne sumy opadów atmosferycznych w Białowieży porównano z opadami mierzonymi w tym samym regionie tj. na stacjach pomiarowych i posterunkach opadowych IMGW w Hajnówce, Narwi, Klejnikach i Brańsku (wykorzystano dane udostępnione przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej na stronie: danepubliczne.imgw.pl).

Trend zmian parametrów meteorologicznych występujących w latach 1951-2019 testowano nieparametrycznym testem Manna-Kendalla przy użyciu oprogramowania Makesens 1.0 opracowanego w Fińskim Instytucie Meteorologicznym (Salmi i in. 2002). Do szacowania trendów w szeregach czasowych wykorzystano nieparametryczną metodę Sena (Sen 1968). Zaletą zastosowanych metod jest możliwość stosowania danych mających brakujące wartości, a dane nie muszą odpowiadać żadnemu konkretnemu rozkładowi. Ponadto, na metodę Sena nie mają dużego wpływu pojedyncze błędy danych lub wartości odstające (Salmi i in. 2002).

Wyniki i dyskusja

W latach 1951–2019 średnia roczna temperatura powietrza w Białowieży wyniosła: 6,7°C. Najzimniejszym miesiącem był styczeń ze średnią temperaturą powietrza -4,4°C, natomiast najcieplejszym miesiącem był lipiec (17,7°C). Średnia temperatura półrocza letniego (V–X) wyniosła 13,6°C, a półrocza zimowego -1,5°C. W analizowanym okresie występowała duża zmienność średnich temperatur rocznych. Najchłodniejszy był rok 1969, kiedy średnia temperatura wyniosła 4,4°C, natomiast najcieplejszym był rok 2019 o średniej temperaturze 9,0°C. Najcieplejsze półrocze letnie było w 2018 roku, kiedy średnia temperatura wyniosła 15,6°C. W okresie badań średnia temperatura półrocza letniego przekroczyła 15°C jeszcze tylko w 2019 roku (15,3°C). Najniższa średnia temperatura półrocza letniego wyniosła 11,6°C i została odnotowana w 1962 roku.

W okresie od 1906-2005 średnia globalna temperatura powietrza wzrosła o 0,74°C (Solomon i in. 2007). Zmiana ta jest zbliżona do wykazywanej na półkuli północnej, gdzie temperatura powietrza w latach 1961-2005 wykazywała znaczący dodatni trend liniowy (Brohan et al 2006). Wyniki dla Białowieży są wyższe od tych danych jednak są zgodne z badaniami Christiansena i in. (2007), którzy wskazują, że w Europie Środkowej prawdopodobnie nastąpi wzrost średniej rocznej temperatury powietrza powyżej średniej globalnej. Badania prowadzone w innych krajach Europy Środkowej również wskazują na większy wzrost temperatury w porównaniu ze zmianami globalnymi. Średnie temperatury powietrza w Republice Czeskiej w latach 1961-2005 wykazują statystycznie istotny trend wzrostowy osiągający 0,27°C na 10 lat (Brázdil i in. 2009). Ocieplenie klimatu w Białowieży w latach 1949-2019 jest porównywalne ze zmianami klimatu obserwowanymi w całej Europie Środkowej.

Tempo wzrostu temperatury powietrza w Białowieży w okresie 1951–2019 wyniosło 0,34°C/10lat. W okresie tym wzrost temperatury obliczony na podstawie trendu Sena wyniósł +2,3°C.

Stwierdzono wzrost wszystkich badanych parametrów klimatycznych związanych z temperaturą: wartości maksymalnych, minimalnych, i średnich okresowych, przy czym większość wykazanych zmian była istotna statystycznie (tab. 1). Średnie miesięczne temperatury powietrza najbardziej wzrosły w lutym (+3,2°C), marcu (+4,0°C) i kwietniu (+3,0°C). Najmniejszy wzrost temperatury o +0,7°C dotyczy października. Duży wzrost średnich temperatur miesięcznych przełożył się na wzrost temperatury w półroczach: w letnim o 2,0°C i zimowym o 2,6°C.

Ocieplanie się klimatu wpływa także na inne charakterystyki meteorologiczne zależne od temperatury powietrza, np. długość meteorologicznego okresu wegetacyjnego, występowanie dni mroźnych i gorących czy też występowanie przygruntowych przymrozków.

W Białowieży na przestrzeni lat 1951–2019 wyraźnie zaznacza się trend wydłużania się meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) (ryc. 3.2.). Średni (MOW) w rozpatrywanym okresie trwał 204 dni. Najkrótszy został odnotowany w 1992 roku, kiedy wyniósł 168 dni, a najdłuższy w 2010 roku – 245 dni. Na uwagę zasługuje fakt, że jedynie w XXI wieku długość MOW przekraczała 230 dni – w roku 2004, 2007, 2010 oraz 2019 (ryc. 3.2.).

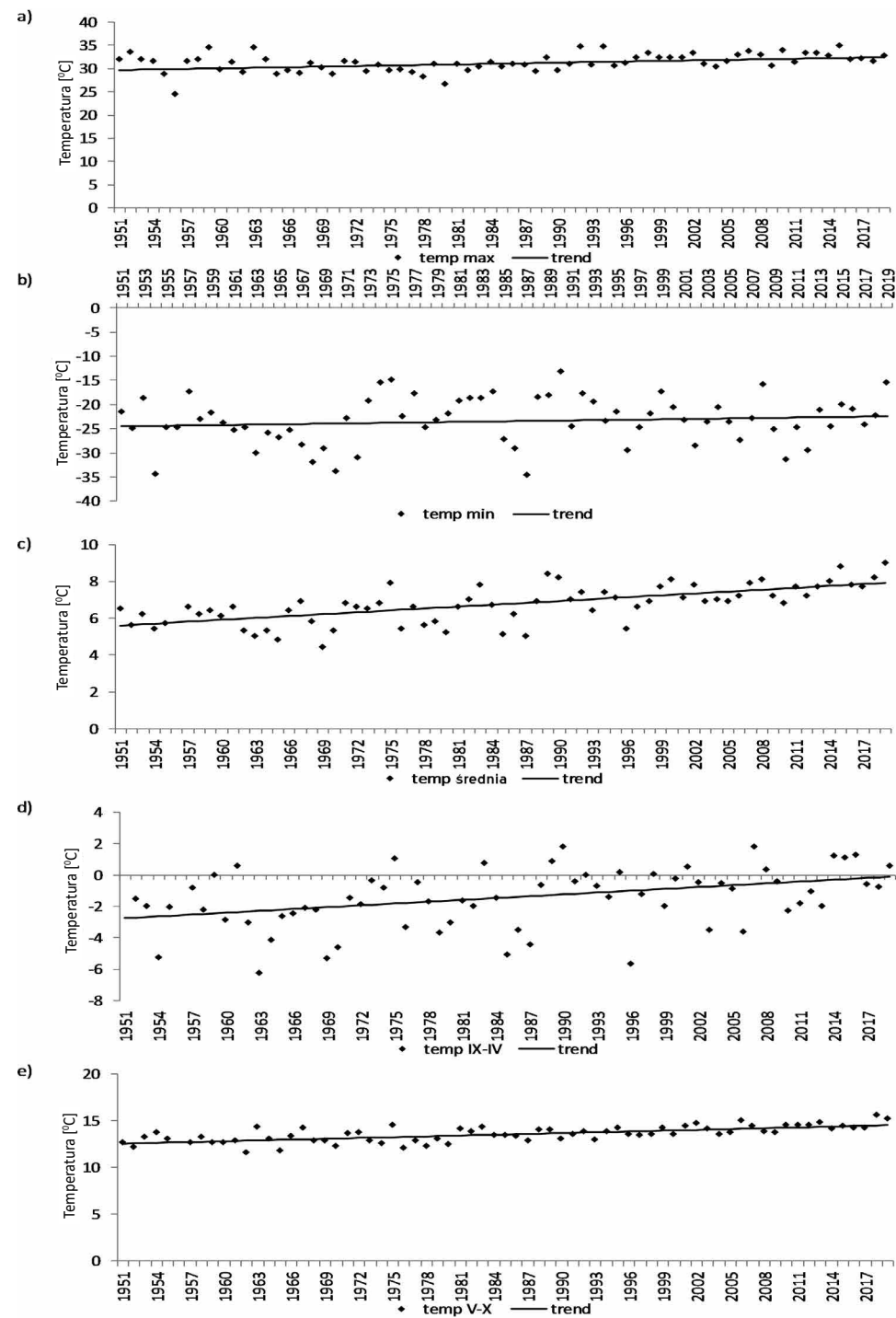
Wydłużenie okresu wegetacyjnego obserwowane jest na terenie całego kraju. Średnia długość okresu wegetacyjnego w Polsce w latach 1971–2010 wynosiła 224 dni (Tomczyk i in. 2016). Nieróbca i in. (2013) podają, że w latach 2001–2009 okres wegetacyjny w Polsce był dłuższy o 8 dni niż w latach 1971–2000. Tomczyk i in. (2016) wskazują, że zmiany w długości MOW w północno-wschodniej Polsce wynikają z jego coraz wcześniejszego początku. W Białymstoku w latach 1971–2010 MOW wydłużył się o blisko 5 dni, co było spowodowane wcześniejszym rozpoczęciem o blisko 3 dni i późniejszym zakończeniem o blisko 2 dni. Przeprowadzone badania wykazały, że w Białowieży długość okresu wegetacyjnego w latach 1951–2019 zwiększyła się o 16 dni, na co wpływ miał praktycznie jedynie wcześniejszy początek MOW, który na przestrzeni analizowanych 69 lat zmienił się o 15 dni (tab. 1). Proces wydłużania się MOW będzie postępował w przyszłości – analiza zmian MOW zgodnie ze scenariuszami klimatycznymi wykazała, że w perspektywie do 2030 roku okres wegetacyjny w środkowej Polsce będzie dłuższy o 10–14 dni niż w latach 1971–2000, a w perspektywie do 2050 roku o 18–27 dni (Nieróbca i in. 2013).

Podział klimatu Polski na podstawie częstotliwości występowania typów pogody (Woś 1996) wykonany na podstawie danych z okresu 1951–1980 pokazał, że w regionie klimatycznym, w którym znajduje się Białowieża, występuje najczęściej w Polsce pogoda najmroźniejsza i bardzo mroźna. Przeprowadzono analizę liczby dni z typem pogody bardzo mroźnej, dość mroźnej i umiarkowanie mroźnej oraz umiarkowanie ciepłej, bardzo ciepłej i gorącej. Wyniki pokazują systematyczne zmniejszanie się występowania dni z typami pogody mroźnej oraz stałe zwiększanie się liczby dni z typami pogody ciepłej (ryc. 3.3.). W rozpatrywanym 69-letnim okresie liczba dni z pogodą mroźną zmniejszyła się o 29 dni, natomiast liczba dni z typami pogody ciepłej wzrosła o 19 (tab. 3.1.).

Tabela 3.1. Podsumowanie wyników uzyskanych przy pomocy testu Manna-Kendalla i estymacji wielkości nachylenia trendu metodą Sen'a. (oznaczenia: temp. - temperatura powietrza, max - maksymalna, min - minimalna, I - styczeń, II - luty, III - marzec, IV - kwiecień, V - maj, VI - czerwiec, VII - lipiec, VIII - sierpień, IX - wrzesień, X - październik, XI - listopad, XII - grudzień, MOW - meteorologiczny okres wegetacyjny)

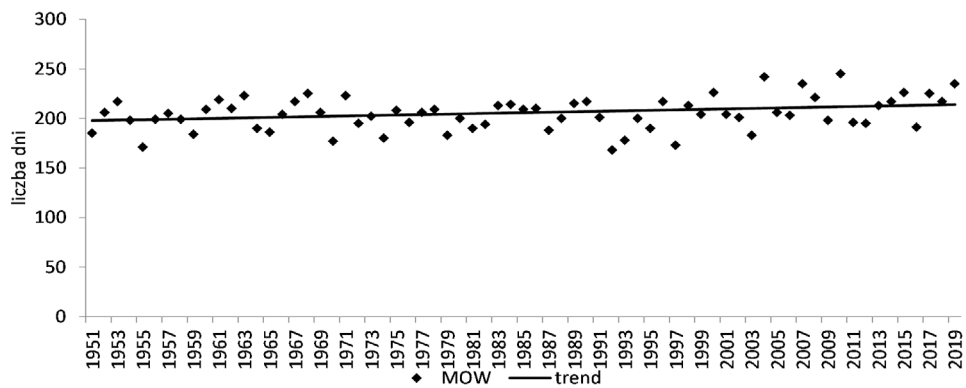
Parametr meteorologiczny	Okres analizy	Liczba lat	Wartość Z	Istotność trendu ^{a)}	Równanie korelacji liniowej metodą Sena	Zmiana w okresie
temp max	1951-2019	69	3,34	***	$f(\text{year})=0,040*(\text{year}-1951)+29,70$	+2,7oC
temp min	1951-2019	69	1,03	n.s.	$f(\text{year})=0,031*(\text{year}-1951)-24,53$	+2,1oC
temp średnia	1951-2019	68	6,08	***	$f(\text{year})=0,034*(\text{year}-1951)+5,61$	+2,3oC
temp IX-IV	1952-2019	67	3,34	***	$f(\text{year})=0,039*(\text{year}-1951)-2,75$	+2,6oC
temp V-X	1951-2019	68	6,08	***	$f(\text{year})=0,029*(\text{year}-1951)+12,55$	+2,0oC
temp I	1951-2019	68	1,49	n.s.	$f(\text{year})=0,031*(\text{year}-1951)-4,91$	+2,1oC
temp II	1951-2019	68	2,18	*	$f(\text{year})=0,047*(\text{year}-1951)-4,73$	+3,2oC
temp III	1951-2019	68	3,49	***	$f(\text{year})=0,059*(\text{year}-1951)-1,26$	+4,0oC
temp IV	1951-2019	68	4,33	***	$f(\text{year})=0,044*(\text{year}-1951)+5,311$	+3,0oC
temp V	1951-2019	68	3,60	***	$f(\text{year})=0,041*(\text{year}-1951)+11,019$	+2,8oC
temp VI	1951-2019	68	3,40	***	$f(\text{year})=0,028*(\text{year}-1951)+14,957$	+1,9oC
temp VII	1951-2019	68	3,98	***	$f(\text{year})=0,036*(\text{year}-1951)+16,47$	+2,4oC
temp VIII	1951-2019	68	4,59	***	$f(\text{year})=0,037*(\text{year}-1951)+15,125$	+2,5oC
temp IX	1951-2019	68	2,59	**	$f(\text{year})=0,021*(\text{year}-1951)+10,88$	+1,4oC
temp X	1951-2019	68	1,14	n.s.	$f(\text{year})=0,011*(\text{year}-1951)+6,35$	+0,7oC
temp XI	1951-2019	68	1,77	+	$f(\text{year})=0,021*(\text{year}-1951)+1,424$	+1,4oC
temp XII	1951-2019	68	2,16	*	$f(\text{year})=0,034*(\text{year}-1951)-2,703$	+2,3oC
Długość MOW	1951-2019	69	2,08	*	$f(\text{year})=0,237*(\text{year}-1951)+197,81$	+16 dni
Początek MOW	1951-2019	69	-3,05	**	$f(\text{year})=-0,215*(\text{year}-1951)+103,6$	-15 dni
Koniec MOW	1951-2019	69	-0,78	n.s.	$f(\text{year})=0,0*(\text{year}-1951)+303,0$	0 dni
Liczba dni z pogodą mrozną	1951-2019	69	-3,75	***	$f(\text{year})=-0,429*(\text{year}-1951)+98,43$	-29 dni
Liczba dni z pogodą ciepłą	1951-2019	69	4,62	***	$f(\text{year})=0,286*(\text{year}-1951)+197,29$	+19 dni
Liczba dni z przygruntowym przymrozkiem	1973-2019	47	-2,12	*	$f(\text{year})=-0,195*(\text{year}-1973)+43,78$	-9 dni
OPAD ROCZNY	1951-2019	69	1,06	n.s.	$f(\text{year})=0,791*(\text{year}-1951)+592,16$	+54 mm
OPAD V-X	1952-2019	68	0,50	n.s.	$f(\text{year})=0,257*(\text{year}-1952)+385,78$	+17mm
OPAD XI-IV	1952-2019	68	1,23	n.s.	$f(\text{year})=0,400*(\text{year}-1952)+217,40$	+27mm
Liczba dni z pokrywą śnieżną	1951-2019	69	-3,64	***	$f(\text{year})=-0,556*(\text{year}-1951)+106,6$	-34 dni

^{a)} poziom istotności: * $\alpha = 0.05$; ** $\alpha = 0.01$; *** $\alpha = 0.001$; and n.s. $\alpha > 0.1$

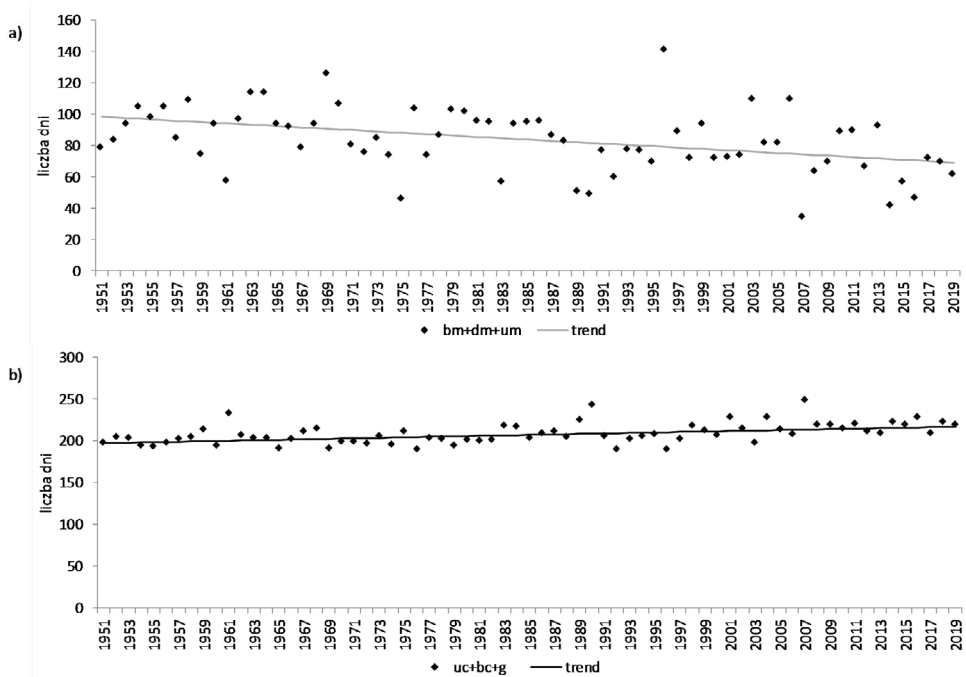


Rycina 3.1. Temperatura powietrza w okresie 1951–2019 w Białowięży:

- a) średnia roczna, b) maksymalna roczna, c) minimalna roczna, d) średnia półrocza zimowego, e) średnia półrocza letniego (równania trendów zostały zestawione w tabeli 1)



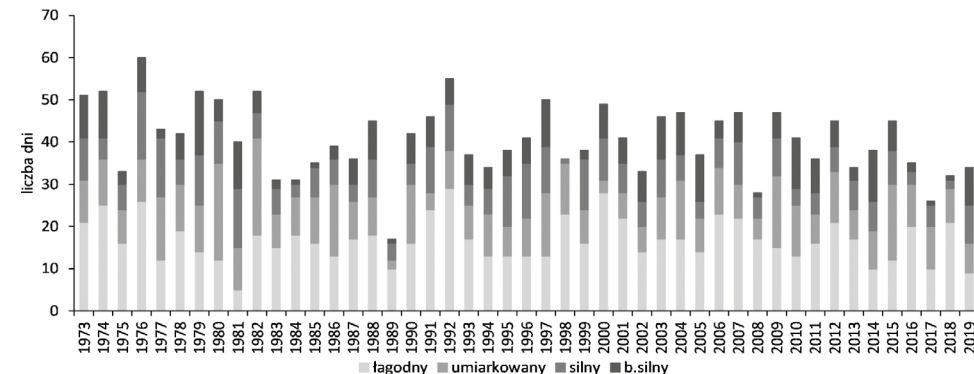
Rycina 3.2. Długość meteorologicznego okresu wegetacyjnego w Puszczy Białowiejskiej w latach 1951–2019 (równanie trendu przedstawiono w tabeli 1).



Rycina 3.3. Zmiana frekwencji dni w latach 1951–2019 a) bardzo mroźnych, dość mroźnych i umiarkowanie mroźnych, b) umiarkowanie ciepłych, bardzo ciepłych i gorących (równania trendów zostały zestawione w tabeli 1)

W Białowieży w latach 1973–2019 odnotowywano średnio 41 dni z przygruntowym przymrozkiem występującym od początku kwietnia do końca października. Największa liczba dni z tym zjawiskiem została odnotowana w 1976 r., kiedy przymrozek wystąpił w 60 dniach, a najmniejsza w 1989 roku, w którym przymrozek miał miejsce w 17 dniach (ryc. 3.4). Można zauważyć, że największą częstotliwość mają przymrozki łagodne (średnio 17 dni w ciągu roku) i wraz ze wzrostem siły zjawiska jego częstotliwość spada. Przygruntowe

przymrozki umiarkowane występowały średnio w 10 dniach, silne w 8 dniach a bardzo silne w 6 dniach (ryc. 3.4). Przygruntowe przymrozki reprezentujące różne kategorie siły zjawiska występowały w każdym rozpatrywanym roku, jedynie w 1998 roku nie odnotowano przymrozku bardzo silnego. Trend czasowy wskazuje, że w okresie 1973–2019 liczba dni w roku z przygruntowym przymrozkiem zmniejszyła się o około 6 dni (tab. 3.1).



Rycina 3.4. Liczba dni z przymrozkami przygruntowymi w podziale pod względem siły zjawiska

Średni opad roczny w Białowieży w okresie 1951–2019 osiągnął 637 mm. Najniższe opady odnotowano w 1953 roku, kiedy wyniosły 425,9 mm, natomiast najwyższe opady, o wartości 933,0 mm wystąpiły w 1974 roku. W dotychczasowych pracach wskazywano na okresowość wielkości opadów w Białowieży (Pierzgałski i in. 2002; Boczoń 2006). Opierając się na tych opracowaniach i na zastosowanej w nich klasyfikacji Kaczorowskiej (1962) obecnie można wyróżnić następujące okresy:

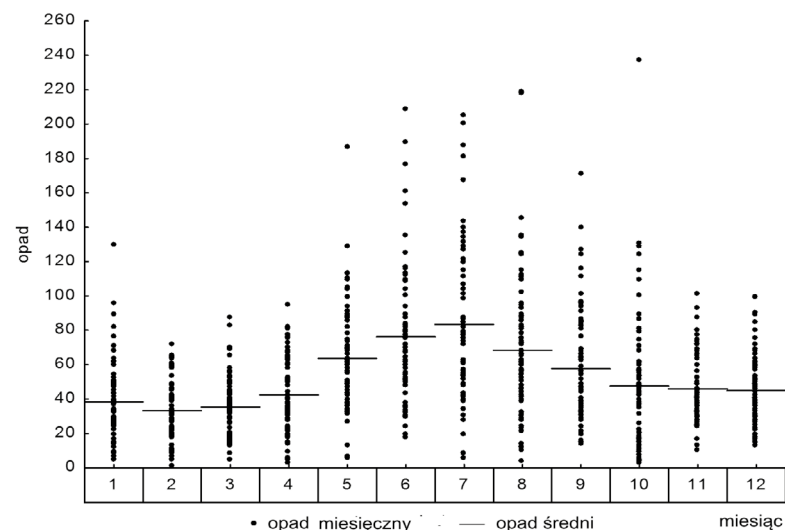
- Okres I obejmuje lata 1951–1966, które charakteryzowały się niskimi opadami – średnia suma opadów rocznych w tym okresie wyniosła 562,7 mm. Odnotowano 2 lata bardzo suche, 6 lat suchych, 8 lat przeciętnych pod względem wielkości opadów. Nie odnotowano lat mokrych ani bardzo mokrych.

- Okres II to lata 1967–1981, w których przeważały lata z wysokimi opadami. Średnia suma opadów w tym okresie wyniosła 733,6 mm, na co miały wpływ liczne lata bardzo mokre – 4 i mokre – 5. Ponadto wystąpiło 5 lat przeciętnych i 1 rok suchy.

- Okres III obejmuje lata od 1982 roku do 2008 roku, gdy średnia ilość opadów zmniejszyła się do poziomu 610,3 mm. Ponownie zaczęły dominować lata suche nad mokrymi. Odnotowano 1 rok bardzo suchy, 9 lat suchych, 15 lat przeciętnych, 2 lata mokre.

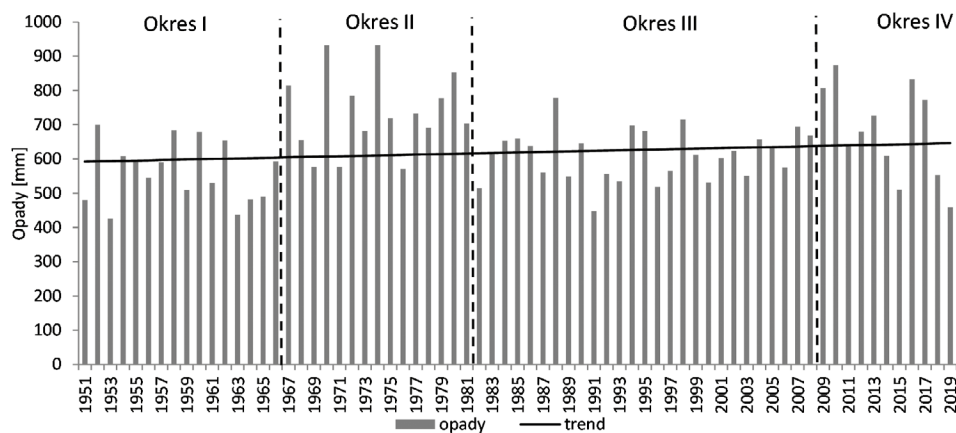
- Okres IV to lata od 2009 roku do roku 2019 gdy średnia suma opadów wyniosła 678,7 mm. Okres ten charakteryzował się dużą zmiennością pod względem wielkości opadów. Pojawiły się lata bardzo mokre – 3 i mokre – 2, ale odnotowano także lata bardzo suche – 1 oraz suche – 2. Należy zwrócić uwagę, że dwa ostatnie lata okresu to rok suchy i bardzo suchy, co może wskazywać na rozpoczęcie kolejnego okresu z niższymi opadami i z przewagą lat suchych. Może być jednak i tak, że w kolejnych latach utrzyma się tendencja do dużej zmienności wielkości opadów rocznych.

Trend wieloletni w latach 1951–2019 wskazuje na wzrost sumy opadów rocznych o 54 mm, zmiana nie jest jednak istotna statystycznie. Podobną różnicę +52 mm uzyskamy porównując średnie opady w latach 1891–1930 (Wiśniewski 1953) ze średnimi opadami ostatnich 40 lat pomiarów: 1980–2019. Według prognoz zmian klimatu (Christensen i in. 2011) na terenie Polski powinno dochodzić do zwiększania sumy opadów, głównie w okresie zimy. W Białowieży trend zmian opadów w latach 1952–2019 wskazuje na taką tendencję. W półroczu zimowym (listopad–kwiecień) opady wzrosły o 27 mm, a w półroczu letnim (maj–październik) o 17 mm. W półroczu zimowym występują jednak znacznie niższe opady (średnio 239,8 mm) niż w półroczu letnim (średnio 396,8 mm). W poszczególnych miesiącach wielkość opadów jest silnie zróżnicowana, największe opady występują w lipcu – średnio 83,4 mm i w czerwcu – 76,2 mm. Natomiast najniższe opady są w pierwszych miesiącach roku: w lutym 33,3 mm, w marcu 35,3 mm i w styczniu 38,3 mm (ryc. 3.6). Sumy opadów miesięcznych charakteryzuje duża zmienność. Największa amplituda opadów występowała w październiku od 2,8 mm w 2014 roku do 237,5 mm w 1974 roku, a najmniejsza w lutym, od 0,6 mm w 1976 roku do 71,7 mm w 2002 roku. W każdym miesiącu najniższe opady nie przekraczały 18 mm, a najwyższe wynoszące ponad 200 mm odnotowywano w czerwcu, lipcu, sierpniu i październiku (ryc. 3.6.).

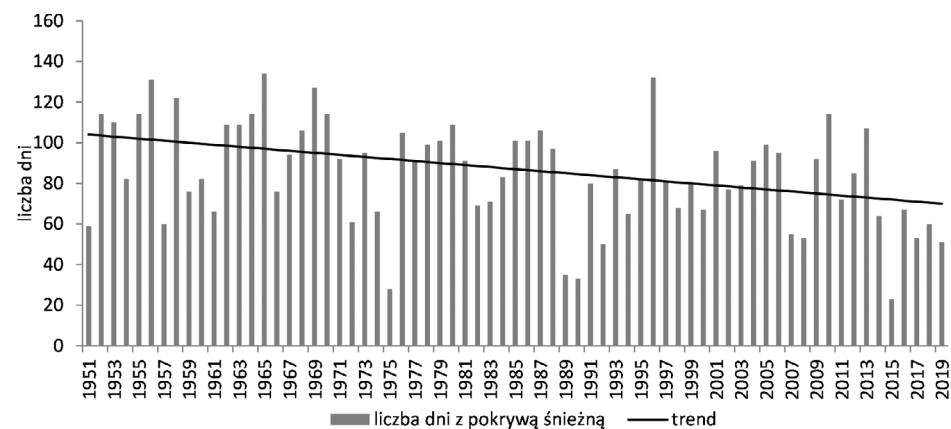


Rycina 3.6. Zmienność miesięcznych opadów w Białowieży w latach 1951–2019

Średnio w Białowieży pokrywa śnieżna utrzymuje się przez 85 dni w roku. Największa liczba dni z pokrywą śnieżną została stwierdzona w 1965 r., kiedy występowała przez 134 dni. Jeszcze w czterech latach: 1956, 1958, 1969, 1996, pokrywa śnieżna została odnotowana w ponad 120 dniach. Najmniej dni z pokrywą śnieżną stwierdzono w 2015 roku – 23. Także w latach 1975, 1989 i 1990 liczba dni z pokrywą śnieżną była mniejsza niż 40 (ryc. 3.7).



Rycina 3.5. Suma rocznych opadów w Białowieży w latach 1951–2019 (równanie trendu zostało przedstawione w tabeli 1)

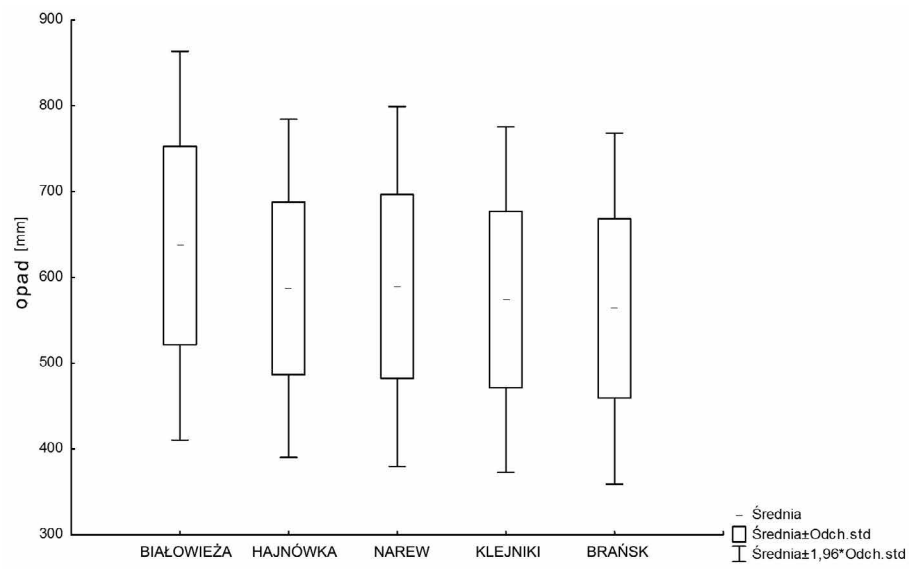


Rycina 3.7. Liczba dni z pokrywą śnieżną. (równanie trendu zostało zawarte w tabeli 1)

Wyraźne zmiany dotyczą długości trwania pokrywy śnieżnej w Białowieży. W rozpatrywanym okresie liczba dni w roku z pokrywą śnieżną zmniejszyła się o 34 dni (tab. 3.1). Tomczyk i in. (2021) podają, że w okresie 1966/67–2019/20 w Białymstoku liczba dni z pokrywą śnieżną zmniejszała się w tempie 4,2 dnia/10lat. W Białowieży sytuacja jest podobna, tutaj w okresie 1951–2019 tempo zmian wynosiło -5 dni/10 lat. Należy to wiązać ze zmianami klimatu. Stwierdza się, że na skutek ocieplenia klimatu będzie zwiększała się w okresie zimy częstotliwość deszczu kosztem opadów śniegu (Kundzewicz i in. 2012). Ponadto, w Europie Środkowej w ostatnich latach pokrywa śnieżna w okresie zimowym zmniejsza się i ma tendencję do znacznie wcześniejszego topnienia (Szwed i in. 2017; Dong, Menzel 2020; Robinson 2020). Zimą 2019/2020 na dużych obszarach na nizinach Polski pokrywa śnieżna nie występowała w ogóle lub była fragmentaryczna i w dużej mierze efemeryczna (Tomczyk i in. 2021).

Roczne sumy opadów atmosferycznych w Białowieży są wyższe w porównaniu z pomiarami wykonywanymi na stacjach meteorologicznych i posterunkach opadowych zlokalizowanych w okolicy Puszczy Białowiejskiej. Wyższe wartości uzyskują w Białowieży

zarówno średnie opady roczne, jak i zakres opadów rocznych. W Białowieży średni opad roczny w latach 1951–2019 osiągnął 637,0 mm podczas gdy na porównywanych stacjach meteorologicznych w Hajnówce, Narwi, Klejnikach i Brańsku wyniósł odpowiednio 587,2 mm; 589,4 mm; 574,1 mm; 563,8 mm (ryc. 3.8.). W Białowieży suma opadów rocznych osiągała wartości w zakresie od 426 mm do 933 mm, natomiast w punktach pomiarowych poza Puszcą Białowieską: w Hajnówce od 333 mm w 1959 roku mm do 803 mm w 2017 roku, w Narwi od 374 mm w 1951 roku do 840 mm w 2010 roku, w Klejnikach od 334 mm w 1951 roku do 827 mm w 1974 roku, w Brańsku od 344 mm w 1959 roku do 800 mm w 1970 roku (ryc. 3.8.).



Rycina 3.8. Charakterystyka opadów atmosferycznych mierzonych w pięciu punktach w rejonie Puszczy Białowieskiej w latach 1951–2019

Ocieplanie się klimatu silnie wpływa na bilans wodny poprzez zwiększanie rozchodu wody na ewaporację. Przy opadach utrzymujących się na podobnym poziomie wpływa to na zmniejszenie retencji, obniżenie poziomu wody gruntowej oraz zmniejszenie odpływu rzeczno-go. Zmiany takie dotyczą także Puszczy Białowieskiej. W latach 1995–2004 obniżenie poziomu wód gruntowych było obserwowane we wszystkich typach siedlisk: świeżych, wilgotnych i bagiennych, w niektórych punktach pomiarowych lustro wody gruntowej obniżyło się o ponad 30 cm (Boczoń 2008). Biorąc pod uwagę stały trend podwyższania się temperatury powietrza po 2004 roku, należy się spodziewać, że obecnie obniżenie poziomu wody gruntowej znacznie się pogłębiło. Deficyt wody w zlewniach rzecznych objawia się zmniejszeniem odpływu. Na podstawie analizy warunków hydrologicznych zlewni Polski przeprowadzonej przez Piniewskiego i in. (2018) dla okresu 1956–2016 w 57 punktach pomiarowych, a dla okresu 1981–2016 w 144 punktach pomiarowych, wykazano tendencje spadkowe przepływu wody w północnej części Polski. Boczoń i in. (2020) wykazali, że w małej zlewni leśnej w Puszczy Augustowskiej roczny odpływ zmniejszył się o 151,7 mm w okresie 1970–2016. Z podobnymi zjawiskami

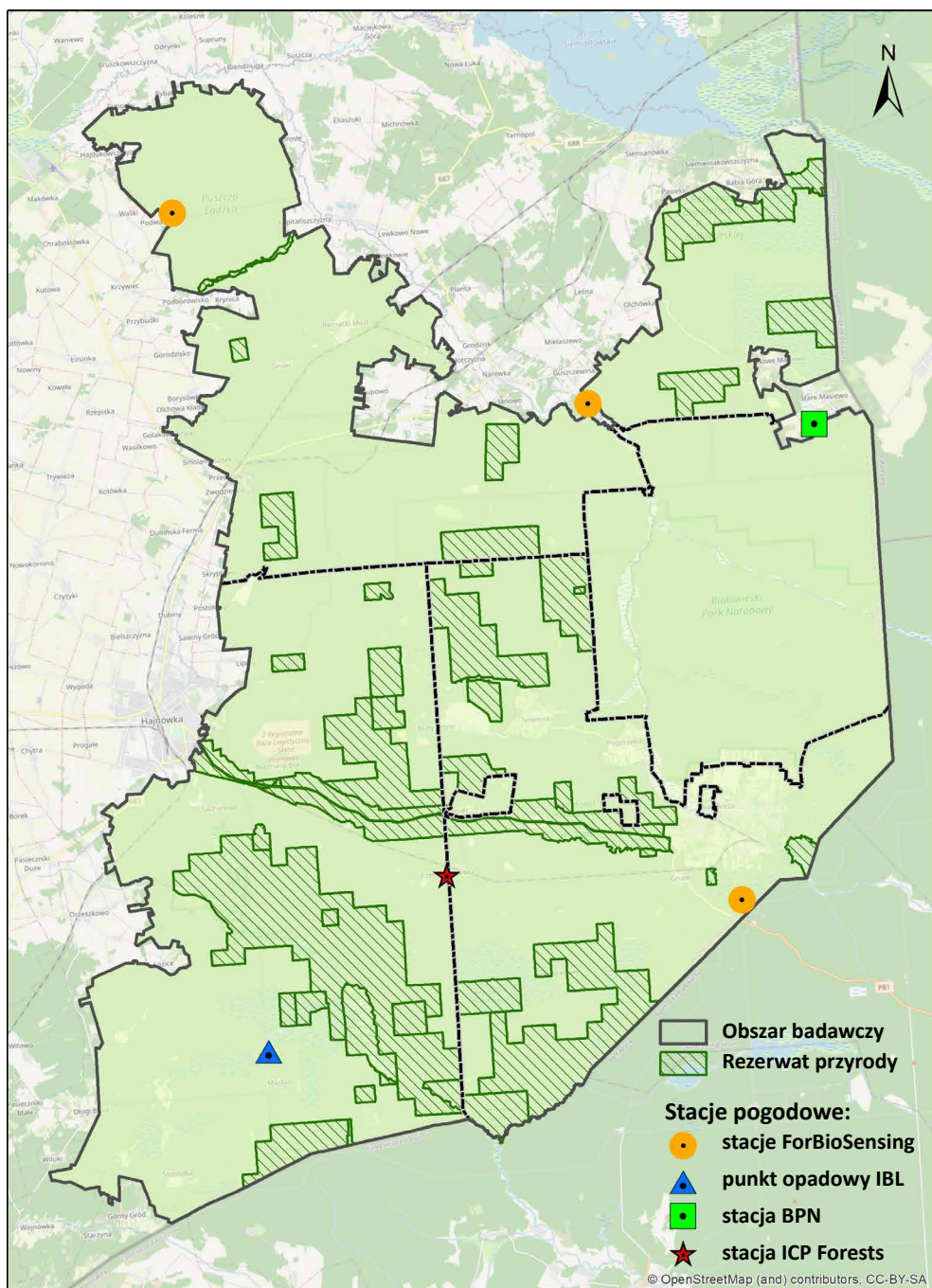
będącymi następstwem zmian klimatu mamy do czynienia w Puszczy Białowieskiej. Ocieplenie w miesiącach zimowych powoduje występowanie mniejszej liczby dni z opadami śniegu oraz wcześniejsze topnienie śniegu na wiosnę. Procesy te wpływają na zmniejszenie wiosennych kulminacji odpływu i ograniczenie zalewów na terenach nadbrzeżnych.

Pomiary meteorologiczne na terenie Puszczy Białowieskiej

W ujęciu czasowym i przestrzennym zmienność opadów atmosferycznych i innych parametrów meteorologicznych na terenie Puszczy Białowieskiej wymaga wykonywania pomiarów w przynajmniej kilku punktach pomiarowych. Od kilku lat na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej lub w jej sąsiedztwie pomiary są wykonywane przez automatyczne stacje meteorologiczne, z których trzy – w Rybakach, Gruszkach i Jagiellońskim – zostały założone w ramach projektu ForBioSensing (ryc. 3.9.). Pozostałe stacje wykonują pomiary w Czerlonce w ramach sieci ICP Forests, w Wólce Terechowskiej będącej w sieci Leśnych Stacji Meteorologicznych Lasów Państwowych, w Zamoszu, gdzie znajduje się stacja Białowieskiego Parku Narodowego oraz w Topile, gdzie działa „rozszerzony punkt opadowy” Instytutu Badawczego Leśnictwa (ryc. 3.10.).



Rycina 3.9. Stacja meteorologiczna w uroczysku Jagiellońskie założona w ramach projektu ForBioSensing (fot. K. Pilch)



Rycina 3.10. Położenie stacji meteorologicznych na terenie polskiej części Puszczy Białowieżskiej

Podsumowanie

Puszcza Białowieża podlega zmianom charakterystycznym dla ocieplania się klimatu na terenie Europy Centralno-Wschodniej. W analizowanym okresie (1951-2019) średnia temperatura powietrza wyniosła 6,7°C, przy czym wzrosła ona w tym okresie o 2,3°C, co wskazuje na podnoszenie się temperatury powietrza w tempie 0,34°C/10 lat. Podobny wzrost temperatury dotyczył również temperatury minimalnej, temperatury maksymalnej oraz średniej temperatury wszystkich miesięcy w roku. Ocieplenie klimatu wpłynęło na wydłużenie meteorologicznego okresu wegetacyjnego o 16 dni, na co wpływ miał przede wszystkim jego wcześniejszy początek. Zmniejszyła się liczba dni mroźnych o 29, oraz liczba dni z przygruntowymi przymrozkami – o 9, natomiast o 19 zwiększyła się liczba dni gorących. Analiza frekwencji dni pod względem temperatury wskazuje, że w porównaniu z regionalizacją klimatu Wosia (1996), opartej na danych z lat 1951–1980, obecnie klimat Puszczy Białowieżskiej jest zbliżony do klimatu z pogranicza regionów środkowomazurskiego i zachodniomazurskiego.

Suma rocznych opadów w Białowieży osiąga wyższe wartości niż na stacjach zlokalizowanych w pobliżu Puszczy Białowieżskiej, ale poza jej granicami. Średni roczny opad atmosferyczny w Białowieży wyniósł 637 mm. Suma rocznych opadów w Białowieży cechuje się dużą zmiennością, przy czym na przestrzeni rozpatrywanych lat można wyróżnić wyraźne okresy różniące się wielkością opadów. Ostatnie lata (po 2009 roku) w Białowieży cechuje duża zmienność wielkości opadów, lata bardzo suche i suche przeplatają się z latami mokrymi i bardzo mokrymi. Wpływ ocieplenia klimatu powoduje, że w Puszczy Białowieżskiej występuje coraz mniej dni z pokrywą śnieżną. W latach 1951–2019 liczba dni z pokrywą śnieżną zmniejszyła się o 34.

Postępujące ocieplenie klimatu będzie skutkowało zwiększeniem deficytu wody glebowej i obniżeniem poziomu wody gruntowej. Zmiany te będą wywierać silny wpływ na siedliska Puszczy Białowieżskiej.

Literatura

- Bartoszek K., Węgrzyn A., Kaszewski B. M., Siłuch M. 2012. Porównanie wybranych metod wyznaczania dat początku i końca okresu wegetacyjnego na przykładzie Lubelszczyzny. *Przegląd Geofizyczny*, 1: 124–134.
- Boczoń A. 2006. Characteristics of thermal and pluvial conditions in the Białowieża Primeval Forest between 1950 and 2003. *Forest Research Papers*, 1: 57–72.
- Boczoń A. 2008. Położenie lustra wód gruntowych w północnej części Puszczy Białowieżskiej w okresie po napełnieniu zbiornika “Siemianówka”. 2008, *Leśne Prace Badawcze*, 69(4): 355–363.
- Boczoń A., Kowalska A., Stolarek A. 2020. The Impact of Climate Change on the High Water Levels of a Small River in Central Europe Based on 50-Year Measurements, *Forests* 11, 1269. DOI: 10.3390/f11121269.

- Brázdil R., Chromá K., Dobrovolný P., Tolasz R. 2009. Climate fluctuations in the Czech Republic during the period 1961–2005. *International Journal Of Climatology*, 29: 223–242.
- Brohan P., Kennedy J.J., Haris I., Tett S.F.B., Jones P.D. 2006. Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: a new dataset from 1850. *Journal of Geophysical Research*, 111, D12106. DOI:10.1029/2005JD006548.
- Christensen J.H., Hewitson, B., Busuioc A., Chen A., Gao X., Held R., Jones R., Kolli R.K., Kwon W., Laprise R., Magana Rueda V., Mearns L., Menendez C., Räisänen J., Rinke A., Sarr A., Whetton P. 2007. Regional climate projections. [W:] Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K., Tignor, M., Miller, H. (Eds.), 2007: *Climate Change, The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, University Press Cambridge, Chapter 11. Cambridge University Press Cambridge, UK and New York, NY, USA: 847–940.
- Christensen O. B., Goodess C. M. Harris I., Watkiss P. 2011. European and Global Climate Change Projections: Discussion of Climate Change Model Outputs, Scenarios and Uncertainty in the EC RTD ClimateCost Project. In: *The ClimateCost Project. Final Report. Volume 1: Europe*. Published by the Stockholm Environment Institute, Sweden. ISBN 978-91-86125-35-6.
- Dong C., Menzel L. 2020. Recent snow cover changes over central European low mountain ranges. *Hydrological Processes*, 34, 321–338. DOI: 10.1002/hyp.13586.
- Dragańska E., Rynkiewicz I., Panfil M. 2004. Częstotliwość i intensywność występowania przymrozków w Polsce Północno-Wschodniej w latach 1971–2000. *Acta Agrophysica*, 3(1): 35–41.
- Kaczorowska Z. 1962. Najsuchsze i najwilgotniejsze pory roku w Polsce w okresie 1900–1959, *Przegląd Geofizyczny*, 7(15): 3.
- Kundzewicz Z.W., Matczak P. 2012. Climate change regional review: Poland. *WIREs Clim. Chang.* 3: 297–311. DOI:10.1002/wcc.175.
- Kossakowska-Cezak U. 2003. Współczesne ocieplenie a częstość dni charakterystycznych. *Balneologia Polska*, 45(1–2): 92–100.
- Nieróbca A., Kozyra J., Mizak K., Wróblewska E. 2013. Zmiana długości okresu wegetacyjnego w Polsce. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, 13, 2(42): 81–94.
- Pierzgalski E., Boczoń A., Tyszka J. 2002. Zmienność opadów i położenia wód gruntowych w Białowieskim Parku Narodowym. *Kosmos. Problemy Nauk Biologicznych*, 4: 415–425.
- Piniewski M., Marcinkowski P., Kundzewicz Z.W. 2018. Trend detection in river flow indices in Poland. *Acta Geophysica*, 66: 347–360.
- Robinson D.A. 2020. Northern Hemisphere continental snow cover extent. In: Blunden J; Arndt D.S. *State of the Climate in 2019*. Bulletin of the American Meteorological Society, 101, Si–S429. DOI:10.1175/2020BAMSStateoftheClimate.1.
- Romer E. 1949. *Regiony klimatyczne Polski*. Wybór Prac T.: 453-475 Warszawa.
- Salmi T., Määttä A., Anttila P., Ruoho-Airola., Amnell T. 2002. Detecting trends of annual values of atmospheric pollutants by the Mann-Kendall test and Sen's Slope Estimates -the excel template application MAKESENS. Publications on air quality. Finnish Meteorological Institute.
- Sen PK 1968. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *J. American Statistical Association*, 63: 1379–1389.
- Solomon S., Qin D., Manning M., Marquis M., Averyt K., Tignor M.M.B., LeRoy Miller H., Chen Z. 2007. *Climate Change: The Physical Science Basis*. Cambridge University Press: Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, Sao Paulo, Delhi.
- Szwed M., Pińskwar I., Kundzewicz Z.W., Graczyk D.; Mezghani A. 2017. Changes of snow cover in Poland. *Acta Geophysica*, 65: 65–76. DOI:10.1007/s11600-017-0007-z.
- Tomczyk A. 2015. Przymrozki wiosenne i jesienne oraz okres bezprzymrozkowy na Nizinie Wielkopolskiej w latach 1981–2010. [W:] *Współczesne problemy i kierunki badawcze w geografii*. T. 3, Instytut geografii i gospodarki przestrzennej UJ, Kraków: 245–256.
- Tomczyk A.M., Bednorz E., Szyga-Pluta K. 2021. Changes in Air Temperature and Snow Cover in Winter in Poland. *Atmosphere*, 12, 68. DOI: 10.3390/atmos12010068.
- Tomczyk A.M., Szyga-Pluta K. 2016. Okres wegetacyjny w Polsce w latach 1971–2010. *Przegląd Geograficzny*, 88(1): 75–86.
- Wiszniewski W. 1953. *Atlas opadów atmosferycznych w Polsce 1891–1930*. Wydawnictwa Komunikacyjne, Warszawa.
- Woś A. 1996. *Zarys klimatu Polski*. Wydawnictwo Naukowe UAM Poznań.
- Woś A. 2010. *Klimat Polski w drugiej połowie XX wieku*, Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.

II. Stan i dynamika drzewostanów Puszczy Białowieskiej – analizy na podstawie danych terenowych

4. Zasoby drzewne Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019 – stan i dynamika

Stanisław Miścicki¹, Łukasz Kuberski², Rafał Paluch², Kamil Pilch², Krzysztof Stereńczak³

¹ Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, stanislaw_miscicki@sggw.edu.pl;

Katedra Urządzania Lasu, Dendrometrii i Ekonomiki Leśnictwa,
ul. Nowoursynowska 159, 02–776 Warszawa

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża

³ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{l.kuberski, r.paluch, k.pilch, k.sterenczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Zasoby przyrodnicze Puszczy Białowieskiej są bogate i stosunkowo dobrze zachowane. Badania, które dotyczyły stanu zasobów drzewnych Puszczy Białowieskiej, dotychczas były nieliczne i często dotyczyły jej fragmentów – częściej Rezerwatu Ścisłego, rzadziej drzewostanów w części zagospodarowanej Puszczy. Określanie stanu zasobów drzewnych całej (polskiej części) Puszczy Białowieskiej stało się możliwe po założeniu jednolitej sieci stałych powierzchni próbnych w ramach projektu ForBioSensing.

Materiał badawczy stanowiły wyniki pomiarów wykonanych trzykrotnie na stałych koncentrycznych powierzchniach próbnych w latach 2015, 2017 i 2019. Były one rozmieszczone według schematu kwadratowej sieci o boku 1300 m × 1300 m. Ponieważ w Rezerwacie Ścisłym takich powierzchni próbnych było stosunkowo niewiele (ze względu na relatywnie małą powierzchnię tej „jednostki interpretacyjnej” – służącej do przedstawienia i interpretacji wyników), to wykorzystano także 160 powierzchni próbnych rozmieszczonych w sieci o przeciętnych wymiarach 267 m × 1067 m, także mierzonych w latach 2015, 2017 i 2019. W każdym z terminów pomiarów mierzono jednakowe koncentryczne powierzchnie próbne. Określano usytuowanie poszczególnych drzew, w tym z warstwy odnowienia, w stosunku do środka powierzchni próbnej. Wykonano także parametry biometryczne wszystkich drzew o pierśnicy ≥ 7 cm, znajdujących się w obrębie powierzchni próbnych.

W roku 2015 średnia zasobność drzewostanów Puszczy Białowieskiej była dość duża – wynosiła blisko 400 m³ ha⁻¹. W 2019 wartość ta zmniejszyła się do około 360 m³ ha⁻¹. Bie-

żący przyrost miąższości wyniósł średnio ok. 8,4 m³ ha⁻¹ rok⁻¹. Zmiana netto zasobności dla okresu 2015-2019 wyniosła -41,1±13,7 m³ ha⁻¹ czyli -10,3±3,4 m³ ha⁻¹ rok⁻¹. W roku 2015 największy udział według miąższości miał świerk (32%), ale w roku 2019 największy był udział sosny (23%). W roku 2019 miąższość świerków była na poziomie 58% miąższości z roku 2015 i był to jeden z dwóch gatunków (obok jesionu), których miąższość i udział w tym okresie tak znacznie zmniejszyły się. W warstwie podrostu niskiego i wysokiego najliczniejszy był grab. Nową sytuacją była dominacja klonu w warstwie nalotu. W okresie 2015-2019 miąższość zamarłych drzew w Puszczy Białowieskiej wyniosła 4,173 miliona m³, z czego 2,750 miliona m³ (66%) przypało na świerk.

Słowa kluczowe: analizy wieloczasowe, dorost, jednostka interpretacyjna, młode pokolenie, przyrost, skład gatunkowy, ubytki, warstwa macierzysta, zmiana

4.1. Wstęp

4.1.1. Historyczny aspekt poznawania stanu zasobów drzewnych Puszczy Białowieskiej

Szereg zdarzeń historycznych wpłynęło na to, że pod koniec okresu intensywnej przeobrażeń lasów Europy Środkowej (umownie: przed wybuchem I wojny światowej) zasoby przyrodnicze Puszczy Białowieskiej były stosunkowo dobrze zachowane. Niektóre fragmenty tego rozległego obszaru leśnego były przekształcone, niekiedy znacznie, w następstwie intensywnej, a często rabunkowej, gospodarki leśnej w okresie I wojny światowej oraz powszechnej eksploatacji polskich lasów po tej wojnie, aby zdobyć środki na odbudowę kraju. Mimo tego, już w roku 1921 utworzono Białowieski Park Narodowy (choć do roku 1932 funkcjonował on formalnie pod inną nazwą), a także kilka rezerwatów przyrody. Sama Puszcza Białowieska, a zwłaszcza Białowieski Park Narodowy, stały się miejscem i obiektem wielu prac badawczych. Jednak badania, które dotyczyły stanu zasobów drzewnych całej Puszczy Białowieskiej, były nieliczne. Jako „zasoby drzewne” można tu rozumieć zbiór cech przedstawiających (często w odniesieniu do powierzchni całego kompleksu leśnego lub do jednostki powierzchni): miąższość drzew, ich liczbę, udział gatunków, ich uszkodzenia, strukturę ich wieku, strukturę wymiarów drzew (najczęściej grubości), pokrycie powierzchni przez korony drzew, budowę drzewostanów, ilość młodego pokolenia drzew (odnowienia), jego jakość i uszkodzenia, przyrost miąższości, intensywność zamierania drzew, tempo zasilania umownej grupy drzew dojrzałych przez drzewa dorastające z warstwy odnowienia, zmiany stanu ilościowego wielu z tych cech. Niektóre cechy z tej (i tak niepełnej) listy były przedmiotem zainteresowania badaczy od chwili powstania tzw. nowoczesnego leśnictwa – nawet od początku XIX wieku i dawniej. Wiele z nich stało się przedmiotem zainteresowania dopiero po (umownie) roku 1950 (Köhl i in. 2006). Kolejne cechy ciągle uzupełniają tę listę, czego przykładem mogą być te, które są związane z zasobami martwych drzew.

W przeszłości zestaw cech charakteryzujących stan zasobów drzewnych był skromny. Wynikało to nie tylko z mniejszych potrzeb posiadania wiedzy o lesie. Znaczącym ograniczeniem był brak odpowiednich metod zbierania danych na rozległych obszarach leśnych. Regularnie pozyskiwane były te dane, które wykorzystywano w planach urzą-

dzenia lasu zagospodarowanego. Z tego powodu historyczne dane charakteryzujące las są pod względem tematycznym skąpe, a ich rzetelność (w związku z przyjętymi metodami zbierania danych, a nie w związku z jakością wykonanych prac) może budzić zastrzeżenia. Poza lasami zagospodarowanymi, zbierano również dane o lasach parków narodowych i rezerwatów przyrody. Początkowo działało się to według tzw. autorskich koncepcji swobodnych dla danego obiektu (Niedziałkowski 1949), a później według jednolitej instrukcji (Instrukcja 1962).

Utworzenie Białowieckiego Parku Narodowego wpłynęło na to, że przez dziesiątki lat nie udało się uzyskać danych, które przedstawiałyby stan zasobów drzewnych całej Puszczy Białowieckiej w jednym terminie. Dokonany w roku 1945 podział przyrodniczo jednolitego obszaru leśnego na dwa państwa jeszcze bardziej utrudnił uzyskanie takich danych. Od tej pory charakterystyka drzewostanów Puszczy Białowieckiej w większości przypadków jest wykonywana osobno dla części polskiej, a osobno dla białoruskiej (wcześniej – radzieckiej).

4.1.2. Określanie stanu zasobów drzewnych zagospodarowanej części Puszczy Białowieckiej

Źródłem danych o zasobach drzewnych Puszczy Białowieckiej są plany urządzenia lasu. Syntetyczne dane dotyczące lasów zagospodarowanych (nadleśnictw państwowych) przedstawił dla okresu międzywojennego Więcko (1984), wykorzystując w tym celu prowizoryczny plan urządzenia lasu z roku 1920 i plan definitywny z roku 1931. Bardziej szczegółowych danych dla tego okresu prawdopodobnie nie da się już uzyskać. W wielu wypadkach plany urządzenia lasu, zwłaszcza te, które były aktualne, były niszczone na początku II wojny światowej przez polską administrację leśną, aby utrudnić gospodarowanie (praktycznie: nadmierny wyrąb) przez okupanta. Niszczenie planów było o tyle łatwe, że zwykle były one przygotowywane tylko w 2–3 egzemplarzach. Po II wojnie światowej, w latach 1948–1949, przeprowadzono w polskiej części Puszczy Białowieckiej tzw. prowizoryczne urządzenie lasu (części zagospodarowanej). Niektóre, najważniejsze dane pochodzące z tego planu przedstawił Więcko (1984). W roku 1958 opracowano plany w ramach tzw. definitywnego urządzenia lasu. Prace te zostały przeprowadzone z dużą starannością. Ich wyniki można znaleźć w zasobach archiwalnych, a ich syntezę przedstawił Czerwiński (1968). W roku 1968 dane dotyczące zasobów drzewnych nadleśnictw państwowych w Puszczy Białowieckiej zostały zebrane w podobny sposób, jak w roku 1958. Pełnemu pomiarowi (określenie gatunków i pierśnic wszystkich drzew) podlegały drzewostany rębne i przeszłorębne, a gdy ich powierzchnia była zbyt duża, stosowano powierzchnie próbne z wyboru (na ogół wielkości 1 ha). Takie same powierzchnie próbne z wyboru, tyle że mniejsze (0,25–0,75 ha), stosowano w drzewostanach przedrębnych (na ogół starszych niż 40 lat). W drzewostanach najmłodszych zasoby oceniano szacunkowo. W roku 1979 stan zasobów drzewnych dla potrzeb sporządzenia planu urządzenia lasu określono stosując po raz pierwszy metodę reprezentacyjną z użyciem losowo rozmieszczonych prób relaskopowych. Nadleśnictwa położone w Puszczy Białowieckiej były traktowane jako obiekty wdrożenia tej metody w urządzeniu lasu. Określanie zasobów drzewnych przy okazji sporządzania kolejnych planów urządzenia lasu wykonywano już z użyciem metody reprezentacyjnej, przy czym w roku 2011 po raz pierwszy użyto kołowych powierzchni próbnych.

4.1.3. Określanie stanu zasobów drzewnych Białowieckiego Parku Narodowego

Stan zasobów drzewnych w Białowieckim Parku Narodowym określano w innych terminach niż w nadleśnictwach w Puszczy Białowieckiej. Pierwsze prace dotyczące wyznaczenia i pomiaru granic drzewostanów w Białowieckim Parku Narodowym oraz opisanie ich budowy przeprowadzono w latach 1936–1939 z inicjatywy Józefa Kostyrki – kierownika Oddziału Badania Rezerwatów i Parków Narodowych w Instytucie Badawczym Lasów Państwowych w Warszawie. Kierował tymi pracami prof. Waław Niedziałkowski. Pomiarów cech drzewostanów wykonano na pasie szerokości 4 m wzdłuż dłuższej przekątnej konturu wyłączenia. Do chwili wybuchu II wojny światowej w 1939 roku ukończono około 80% opracowań kameralnych. Materiały złożone w budynku Ministerstwa Leśnictwa w Warszawie zostały – bez uzasadnienia militarnego – spalone przez wojska niemieckie podczas Powstania Warszawskiego w roku 1944. Zachowały się jedynie odbitki mapy z granicami i powierzchniami drzewostanów.

W roku 1947, wykorzystując zachowaną mapę, rozpoczęto od nowa prace dotyczące poznania stanu lasu Białowieckiego Parku Narodowego. Wykonano opisy drzewostanów, w tym zdjęcia fitosocjologiczne według metody Braun-Blanqueta, oraz badania gleby. W drzewostanach o powierzchni powyżej 1 ha (od roku 1948 powyżej 1,5 ha) zakładano powierzchnie próbne o promieniu 25,23 m (2000 m²), na których mierzono pierśnicę, wysokość i szacowano wiek drzew. W mniejszych drzewostanach stosowano pas próbny o szerokości 4 metrów wzdłuż dłuższej przekątnej. Do roku 1949 (do śmierci) pracami tymi kierował prof. Niedziałkowski. Prace terenowe zostały dokończzone pod kierunkiem profesora (wówczas magistra) Ryszarda Zaręby w latach 1953 i 1958 (w tym ostatnim przypadku był to pas oddziałów leśnych o szerokości ok. 1 km wzdłuż granicy z ZSRR, niedostępny do roku 1956). Z powodu niedostatków finansowych nie wykonano wielu opracowań końcowych – między innymi nie zestawiono opisów drzewostanów i nie wykonano obliczeń ich cech. Dane te nie zostały opracowane do dziś (2021).

Pierwsze wyniki dotyczące drzewostanów całego Białowieckiego Parku Narodowego uzyskano dopiero po pomiarach wykonanych w latach 1989–1990 przez Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej w Białymstoku (Michalczuk 2001). Wcześniej (od roku 1985) zbadano gleby i określono siedliska leśne. Wyznaczono granice drzewostanów, opisano ich budowę i zmierzono podstawowe cechy (zapas, przeciętne pierśnice i wysokości poszczególnych gatunków drzew), oszacowano wiek drzew (na podstawie zależności między pierśnicą a wiekiem, zmierzonej uprzednio na martwych drzewach). Miąższość drzew żywych obliczono stosując metodę taką samą, jak wówczas w urządzeniu lasów gospodarczych (Instrukcja 1980). W każdym drzewostanie, w zależności od jego powierzchni i stopnia zróżnicowania, mierzono 3–20 prób relaskopowych o stałej $k = 4$, ale bez kompletnego pomiaru pierśnic drzew zaliczonych do próby. Łącznie było to 5460 prób. W przypadku gatunku drzewa o udziale poniżej 5% w danym drzewostanie, w trakcie prac pomiarowych był on „zamieniany” na najbardziej podobny gatunek lub na gatunek główny. Przez to udział gatunków nielicznych był w nieznanym stopniu zaniżony. Zapas (miąższość grubizny drzew) wszystkich drzewostanów był oszacowany z dużą dokładnością – błąd wyniósł $\pm 0,70\%$ (przy poziomie istotności $p=0,05$). Jednak zakres tej inwentaryzacji był skromny i obejmował jedynie określenie zapasu grubizny z podziałem na gatunki, klasy wieku (mało przydatne w lesie naturalnym), a także powierzchni drzewostanów według dominującego gatunku, klasy wieku i siedliska (Michalczuk 2001).

W roku 1995 na obszarze Białowieskiego Parku Narodowego zebrano dane na 460 czasowych koncentrycznych powierzchniach próbnych rozmieszczonych w wieźbie 100 m × 1000 m, której krótszy bok był zorientowany według azymutu 330° (Krasuska, Miścicki 2002). Na każdej powierzchni próbnej określono strukturę drzewostanu (budowę pionową, stopień pokrycia przez korony drzew w poszczególnych warstwach drzewostanu, naturalną fazę rozwojową), pobrano cechy biometryczne drzew zaliczonych do próby, oceniono czy poszczególne drzewa były uszkodzone przez roślinożerne ssaki kopytne. W ramach tej inwentaryzacji po raz pierwszy określono, z użyciem metody reprezentacyjnej, stan młodego pokolenia drzew (warstwy odnowienia). W roku 2005, wykorzystując ten sam schemat rozmieszczenia, ponownie zebrano dane na 460 czasowych koncentrycznych powierzchniach próbnych (takich samych jak w roku 1995). Pozwoliło to ocenić niektóre zmiany zachodzące w drzewostanach Białowieskiego Parku Narodowego w okresach 1990–1995–2005 (Miścicki 2012), a także określić współzależności między gatunkami drzew warstwy odnowienia, a gatunkami tzw. warstwy macierzystej (Gazda, Miścicki 2018).

Szczegółowe oceny dynamiki drzewostanów tzw. Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego (czyli w dawnych granicach parku narodowego) w okresie 2000–2004 wykonano na podstawie danych zebranych na 160 stałych powierzchniach próbnych (Miścicki 2012). Jako ich środki wykorzystano część punktów spośród 384 wyznaczonych przez pracowników Białowieskiego Parku Narodowego w latach 1998–1999, a w trzech rejonach, w których ich nie było – własne uzupełnienia. Wszystkie środki powierzchni próbnych były usytuowane wg azymutu 45° w odległości 71 metrów od słupka oddziałowego (lub słupka pomocniczego umieszczonego w połowie boku oddziału leśnego). Tworzyły one sieć o przeciętnych wymiarach 267 m × 1067 m, z dłuższym bokiem zorientowanym w przybliżeniu według azymutu 0°. Te same powierzchnie próbne zostały wykorzystane do oceny zmian drzewostanów Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego w okresie 2000–2015 (Miścicki 2016). Kompletna sieć, licząca na obszarze tzw. Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego (czyli w dawnych granicach parku narodowego) w 2009 roku 384 stałe powierzchnie próbne, została wykorzystana przez Brzezieckiego i in. (2010) do sporządzenia opracowania dotyczącego dynamiki drzewostanów, w tym dynamiki warstwy odnowienia. To opracowanie objęło także część Białowieskiego Parku Narodowego dołączoną w roku 1996, w której znajdowała się osobna sieć 206 powierzchni próbnych. Uwzględniono różnice między drzewostanami Rezerwatu Ścisłego, a lasami nowej części Białowieskiego Parku Narodowego, podając wiele wyników osobno dla każdej z tych jednostek.

Specjalne miejsce w określaniu stanu i dynamiki zasobów drzewnych Białowieskiego Parku Narodowego zajmują stałe powierzchnie obserwacyjne (badawcze) z identyfikacją drzew (o pierśnicy $d \geq 5$ cm). Zostały one założone w roku 1936 przez prof. Tadeusza Włoczewskiego, pracownika Instytutu Badawczego Leśnictwa, powtórnie zmierzone ok. 1957 roku i od tego czasu regularnie inwentaryzowane w odstępie co ok. 10 lat (Bernadzki i in. 1998a, b). Tych powierzchni obserwacyjnych jest pięć, mają kształt wydłużonych prostokątów, a łącznie zajmują 15,44 ha. Ich lokalizację dobrano w taki sposób, aby reprezentowały całą różnorodność drzewostanów tzw. Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego, a jednocześnie były usytuowane w lesie jak najmniej zniekształconym przez działalność człowieka. Choć problemem pozostaje ich reprezentatywność względem drzewostanów tzw. Rezerwatu Ścisłego

go Białowieskiego Parku Narodowego (np. brak jest w ich obrębie siedliska olsu oraz – oprócz olsu jesionowego – innych siedlisk bagiennych), to jednak wyniki pomiarów prowadzonych na tych powierzchniach stanowią unikatowy materiał ilustrujący zmiany lasu naturalnego w okresie ponad 80 lat (np. Brzeziecki in. 2016, 2020).

4.1.4. Określenie stanu zasobów drzewnych jednocześnie w całej Puszczy Białowieskiej

Pierwsze określenie stanu zasobów drzewnych jednocześnie zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej, jak i jej części objętej ochroną, stało się możliwe po wykonaniu pomiarów na stałych powierzchniach próbnych założonych w latach 2005–2009 w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasów (WISL). Powtarzanie tych pomiarów co pięć lat (w okresach 2010–2014, 2015–2019) umożliwiło ocenę dynamiki zasobów drzewnych. Jednak wykorzystanie tych danych było ograniczone. Wynikało to z ogólnego przeznaczenia danych WISL do oceny dużych jednostek administracyjnych takich jak: łącznie traktowane lasy poszczególnych województw, krain przyrodniczo-leśnych czy całego kraju. Choć na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej znajdowały się 184 powierzchnie próbne zgrupowane w 41 traktach, z których każdy zawierał pięć powierzchni próbnych (lub mniej, gdy środek powierzchni próbnej wypadł poza gruntem leśnym), to ich liczba wystarczała tylko do łącznej charakterystyki drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Tych powierzchni próbnych było zbyt mało, aby osobno ocenić stan zasobów drzewnych np. Białowieskiego Parku Narodowego. Ponadto, wielkość powierzchni próbnej do określenia stanu młodego pokolenia drzew była zbyt mała (20 m²) – zwłaszcza w przypadku tzw. wysokiego podrostu (np. drzew o pierśnicy 4–6,9 cm) (Michalak i in. 2004).

Określanie stanu zasobów drzewnych całej (polskiej części) Puszczy Białowieskiej stało się możliwe po założeniu jednolitej sieci stałych powierzchni próbnych. Była ona opracowana i wykonana w roku 2015 w ramach projektu LIFE+ ForBioSensing PL „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” przez pracowników Instytutu Badawczego Leśnictwa w Sękocinie Starym i w Białowieży we współpracy z profesorem Stanisławem Miścickim, pracownikiem Wydziału Leśnego (obecnie Instytutu Nauk Leśnych) SGGW w Warszawie. Środki powierzchni próbnych, których liczba wyniosła 355, były rozmieszczone według schematu kwadratowej sieci o boku 1300 m × 1300 m. Siatka była obrócona tak, że jeden z boków był zorientowany według azymutu 330°. Miało to na celu uniknięcie powiązania odstępu siatki np. z podziałem powierzchniowym lasu lub z powtarzaniem zabiegami hodowli lub użytkowania lasu. W latach 2017 i 2019 wykonano kolejne pomiary powierzchni próbnych (załącznik 1 do monografii).

W roku 2016 dane dotyczące powyższej siatki zostały udostępnione Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych. Ta siatka została zagęszczona czterokrotnie (bok miał wymiary 650 m × 650 m), w związku z czym liczba powierzchni próbnych wyniosła 1373. Pomiar tych powierzchni próbnych wykonano w latach 2016, 2017 i 2018 w celu realizacji projektu „Ocena stanu różnorodności biologicznej w Puszczy Białowieskiej na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych”.

4.1.5. Cel pracy

Celem badań było określenie stanu i krótkookresowej (w latach 2015-2017-2019) dynamiki zasobów drzewnych Puszczy Białowieskiej, a w tym stwierdzenie czy poszczególne części tego lasu, odmienne ze względu na historię zagospodarowania i ochrony, różnią się strukturą i dynamiką zasobów drzewnych.

4.2. Materiały i metody

4.2.1. Jednostki interpretacyjne

Łączna powierzchnia drzewostanów Puszczy Białowieskiej, które objęto badaniami, wyniosła 56 003 ha. Trzema jednostkami interpretacyjnymi (do przedstawienia, porównania i interpretacji wyników), wyróżnionymi ze względu na historię zagospodarowania i ochrony, stanowiącymi odmienne części Puszczy, były:

- drzewostany zagospodarowane (dalej nazywane “Lasem Gospodarczym” i niekiedy oznaczane “LG”) zajmujące powierzchnię 35 241 ha, tj. 62,9% Puszczy Białowieskiej,
- drzewostany w rezerwach przyrody powołanych w różnych latach oraz w dołączonej tzw. nowej części Białowieskiego Parku Narodowego (dalej nazywane “Ochroną Rezerwatową” i niekiedy oznaczane “OR”) zajmujące powierzchnię 16 138 ha, tj. 28,8%,
- drzewostany w tzw. Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego, czyli w pierwotnych granicach Białowieskiego Parku Narodowego (dalej nazywane “Rezerwatem Ścisłym” i niekiedy oznaczane “RS”) zajmujące powierzchnię 4 623 ha, tj. 8,3%.

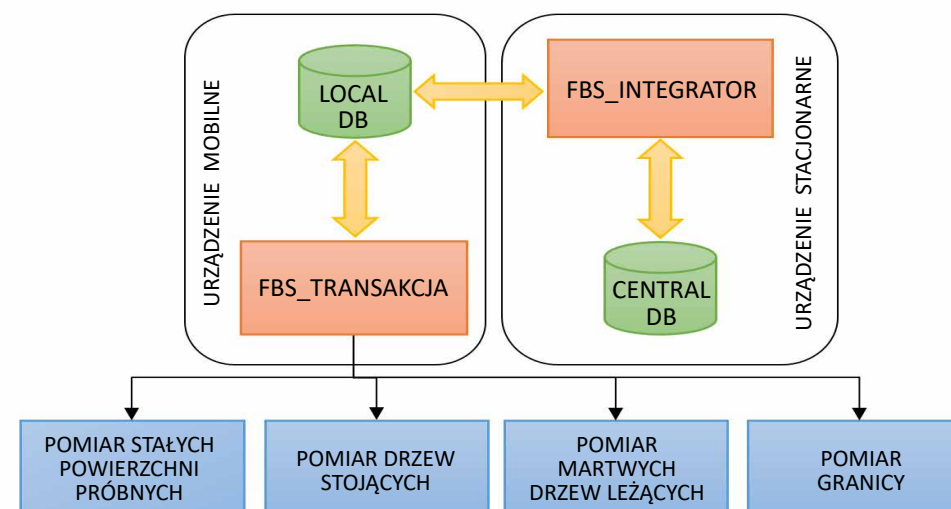
4.2.2. Materiał badawczy

Materiał badawczy stanowiły wyniki pomiarów wykonanych trzykrotnie na stałych powierzchniach próbnych w latach 2015, 2017 i 2019. Wykorzystano powierzchnie próbne rozmieszczone według schematu kwadratowej sieci o boku 1300 m × 1300 m. Ponieważ w Rezerwacie Ścisłym takich powierzchni próbnych było stosunkowo mało (ze względu na relatywnie małą powierzchnię tej jednostki interpretacyjnej), to wykorzystano także 160 powierzchni próbnych rozmieszczonych w sieci o przeciętnych wymiarach 267 m × 1067 m. Liczba powierzchni próbnych w poszczególnych jednostkach interpretacyjnych wyniosła: LG – 204, OR – 91, RS – 182, razem 477 powierzchni próbnych (mapa rozdział 5, rycina 5.2). Pierwsza kampania zbierania danych na stałych powierzchniach próbnych rozmieszczonych na obszarze Puszczy Białowieskiej przypadła na rok 2015, w którym znaczna część świerków zamierała w następstwie żerowania kornika drukarza.

W każdym z terminów zbierano materiał badawczy na jednakowych koncentrycznych powierzchniach próbnych. Każda z nich składała się z czterech współśrodkowych kół o powierzchniach: 5,31 m² (w nich zaliczano do próby wszystkie drzewa w wieku co najmniej 2 lat – bez względu na wymiary), 20 m² (zaliczano drzewa o wysokości $h \geq 0,3$ m), 50 m² (zaliczano drzewa o pierśnicy $d \geq 2,0$ cm), 500 m² (zaliczano drzewa $d \geq 7,0$ cm). Określano usytuowanie poszczególnych drzew, w tym z warstwy odnowienia, w stosunku do środka powierzchni próbnej. Wykorzystywano do tego azymut magnetyczny lewej krawędzi drzew i odległość do miejsca ich wyrastania. Umożliwiało to ich identyfikację podczas kolejnych pomiarów. Na tej podstawie określono zmiany ich wymiarów i status (żyje, ubył, dorosło – przekraczając próg pomiaru). Określano gatunek, mierzono pierśnicę i wysokość każdego drzewa zaliczonego do próby.

Od roku 2017 dane na powierzchniach próbnych rejestrowano w sposób cyfrowy z wykorzystaniem aplikacji mobilnej będącej elementem systemu informatycznego opracowanego w ramach projektu ForBioSensing przez Bartłomieja Kraszewskiego przy merytorycznym wsparciu Łukasza Kuberskiego. System (ryc. 4.1.) składał się z czterech części:

- aplikacji FBS_Taksacja umożliwiającej wprowadzanie danych pomiarowych na urządzeniach mobilnych,
- aplikacji FBS_Integrator odpowiedzialnej za integrowanie danych z wielu urządzeń mobilnych,
- lokalnej bazy danych (Local DB) zainstalowanej na urządzeniach mobilnych, w której zapisywane są dane pomiarowe,
- centralnej bazy danych (Central DB) zainstalowanej na urządzeniu stacjonarnym, w której integrowane są dane z wielu urządzeń mobilnych.



Rycina 4.1. Ogólny schemat systemu informatycznego do taksacji lasu w projekcie (ryc. B. Kraszewski)

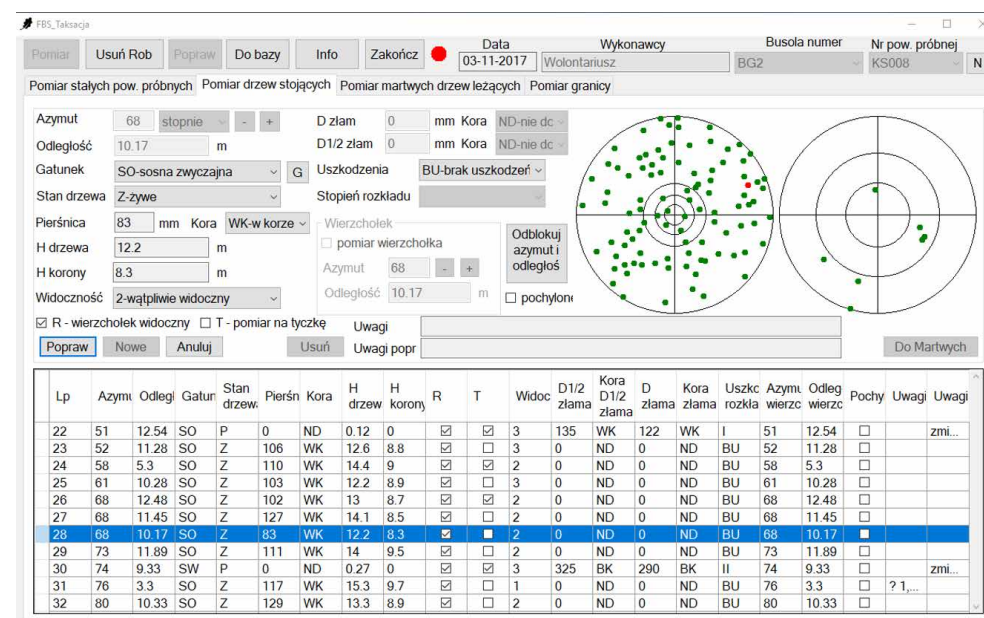
Aplikacja FBS_Taksacja instalowana była na urządzeniach mobilnych wykorzystywanych w terenie (ryc. 4.2.). Z aplikacją zintegrowano bazę danych PostgreSQL, w której przechowywano dane z 2015 roku oraz pozyskane od 2017 roku.



Rycina 4.2. Aplikacja FBS_Taksacja na urządzeniu mobilnym podczas prac terenowych (fot. K. Pilch)

Wykorzystanie danych z 2015 roku przyspieszyło prace terenowe w kolejnych latach inwentaryzacji, które w większości przypadków polegały na aktualizacji wcześniejszych pomiarów drzew. Aplikacja FBS_Taksacja składa się z czterech podstawowych zakładek (ryc. 4.3.):

- do rejestracji ogólnych cech drzewostanu w miejscu i wokół danej stałej powierzchni próbnej,
- do notowania danych pomiaru drzew stojących,
- do notowania danych pomiaru martwego drewna leżącego,
- do określenia przebiegu granicy powierzchni próbnej.



Rycina 4.3. Przykładowe okno aplikacji FBS_Taksacja (ryc. B. Kraszewski)

Głównymi cechami programu FBS_Taksacja są: pełna integracja z bazą danych, prowadzenie zapisu kopii bezpieczeństwa niezależnie od bazy (backup), zarówno w trakcie prac terenowych (na wypadek braku zasilania w urządzeniu lub przerwania zbierania danych), jak i po ich zakończeniu, graficzne przedstawienie położenia drzew pozwalające na lepszą orientację na powierzchni próbnej w trakcie prac terenowych, kontrola poprawności wprowadzonych danych oraz minimalizacja wykorzystania klawiatury podczas zbierania danych poprzez dodanie menu wybieralnych.

4.2.3. Przygotowanie danych do obliczeń

Mięszkość drzew zaliczonych do próby obliczono z wykorzystaniem wzorów współcześnie stosowanych w polskim urzędzie lasu (Bruchwald i in. 2000). Dolny próg pomiaru pierśnicy i obliczenia miąższości grubizny (zaliczenia do tzw. macierzystej warstwy drzewostanu) wynosił 7,0 cm. Mięszkość drzew przekraczających (w następstwie wzrostu) w danym okresie próg pierśnicy 7,0 cm (tzw. dorostów), a także przyrost miąższości odkładający się na tych drzewach, obliczono według zasad przyjętych przez Miścickiego i Nowicką (2007). Odpowiednio zredukowano miąższość drzew żywych ze złamanym wierzchołkiem. W przypadku, gdy w danym okresie wysokość drzewa zmniejszyła się na skutek złamania, miąższość oderwanej części takiego drzewa określano jako „ubytek częściowy”. Do określenia stanu odnowienia wykorzystano jako podstawową cechę sumę wysokości drzew (sumę długości głównych pędów) na jednostce powierzchni. W mniejszym zakresie posłużono się zagęszczeniem drzew (liczbą drzew na jednostce powierzchni).

4.2.4. Analizy danych

Wykonano obliczenia średnich wartości cech tzw. cech statycznych i dynamicznych oraz prametrów strukturalnych. W przypadku tzw. cech statycznych (np. miąższości grubizny drzew) wykonywano obliczenia dla trzech terminów: 2015, 2017 i 2019. W przypadku cech dynamicznych (np. bieżącego przyrostu miąższości) obliczenia wykonano dla dwóch okresów: 2015–2017 i 2017–2019. W niektórych przypadkach – zwłaszcza w sytuacji, gdy dana cecha zmieniała się w niewielkim stopniu – różnice stanu określano dla terminów 2015 i 2019, a w przypadku cech dynamicznych – określano ich wielkość dla całego okresu 2015–2019 (z pominięciem stanu w roku 2017). Obliczenia dla cech strukturalnych dotyczyły rozkładu liczebności drzew w klasach pierśnic oraz składu gatunkowego drzewostanów lub poszczególnych warstw drzewostanów (tzw. części macierzystej oraz nalotu, podrostu niskiego i podrostu wysokiego).

Obliczenia wartości średnich cech statycznych lub dynamicznych wykonano dla poszczególnych jednostek interpretacyjnych. Natomiast dla drzewostanów całej polskiej części Puszczy Białowieskiej wykonano je tak, jak dla badania metodą warstwowania. W tej sytuacji wartość średnia wyniosła:

$$\bar{x}_{BF} = \bar{x}_{MF} \cdot p_{MF} + \bar{x}_{NR} \cdot p_{NR} + \bar{x}_{SR} \cdot p_{SR}$$

gdzie:

\bar{x}_{MF} , \bar{x}_{NR} , \bar{x}_{SR} – wartości średnie dla poszczególnych jednostek interpretacyjnych,
 p_{MF} , p_{NR} , p_{SR} – udział powierzchni poszczególnych jednostek interpretacyjnych,

a wartość błędu średniego określono jako:

$$S_{BF} = \sqrt{S_{MF}^2 \cdot p_{MF}^2 + S_{NR}^2 \cdot p_{NR}^2 + S_{SR}^2 \cdot p_{SR}^2}$$

gdzie:

S_{MF}^2 , S_{NR}^2 , S_{SR}^2 – kwadrat błędu średniego dla poszczególnych jednostek interpretacyjnych,
 p_{MF} , p_{NR} , p_{SR} – udział powierzchni poszczególnych jednostek interpretacyjnych.

Rozkład empiryczny większości cech (liczby spostrzeżeń dotyczących stanu danej cechy na powierzchni próbnej, np. zagęszczenia drzew na 1 ha, sumy miąższości drzew na 1 ha) był skośny dodatnio. W takim przypadku, przed przystąpieniem do analiz statystycznych, wykonano transformację pierwiastkową danych. Do porównań wartości średnich, uzyskanych ze stałych powierzchni próbnych, zastosowano analizę wariancji dla prób związanych. Wielorakie porównania *post-hoc* obiektów (stanu danej cechy w poszczególnych terminach lub okresach i między jednostkami interpretacyjnymi) zostały przeprowadzone z wykorzystaniem testu HSD Tukey'a.

Podobieństwo struktury liczby drzew w klasach wymiarów oceniono stosując test zaproponowany przez Zingga i Duca (1998):

$$res = \frac{\sum_{i=1}^k (\ln z_1 - \ln z_2)^2}{k - 1}$$

gdzie:

z_1 , z_2 – liczba drzew w klasie pierśnic w dwóch porównywanych jednostkach,
 k – liczba klas wymiarów.

Ze względu na zmniejszającą się liczbę drzew w kolejnych grubszych klasach pierśnic stosowano klasy o nierównej szerokości, stanowiącej wielokrotność 4 cm, coraz większej wraz z wymiarami. Za autorami przyjęto, że rozkłady są podobne, gdy wartość *res* nie przekracza 0,5, a częściowo zgodne, gdy wartość ta zawiera się w granicach 0,5–1,0.

Podobieństwo składu gatunkowego drzewostanów pomiędzy parą jednostek interpretacyjnych lub terminów (w obrębie danej jednostki) określono przy użyciu wskaźnika *M* Morisity w modyfikacji Horna (1966). Jego wartość obliczono z zastosowaniem wzoru:

$$M = \frac{2 \sum_{i=1}^k x_i \cdot y_i}{(\sum_{i=1}^k x_i^2)(\sum_{i=1}^k y_i^2)}$$

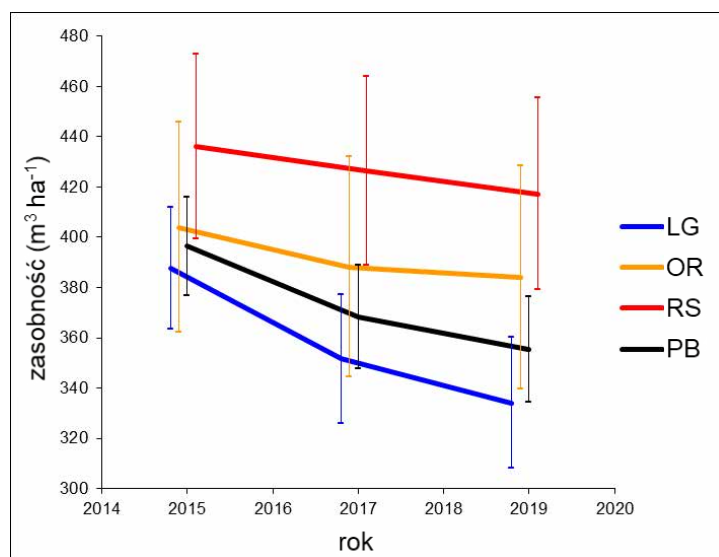
gdzie:

x_i – udział gatunku *i* w jednostce X,
 y_i – udział gatunku *i* w jednostce Y,
 k – liczba gatunków.

4.3. Wyniki

4.3.1. Zasobność

W roku 2015 średnia zasobność drzewostanów Puszczy Białowieskiej była dość duża – wynosiła blisko 400 m³ ha⁻¹ (ryc. 4.4., tab. 4.1.). Jednak w kolejnych terminach inwentaryzacji wartość tego parametru znacząco zmniejszyła się. W poszczególnych jednostkach interpretacyjnych trend zmian był taki sam, jak w całej Puszczy, ale tylko zasobność drzewostanów Lasu Gospodarczego zmniejszyła się w okresie 2015–2019 istotnie ($p < 0,001$). Uwzględniając trzy terminy pomiarów zasobność różniła się statystycznie tylko pomiędzy drzewostanami Rezerwatu Ścisłego, a Lasu Gospodarczego ($p = 0,005$).



Rycina 4.4. Średnia zasobność (miąższość grubizny drzew) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieżskiej w latach 2015, 2017 i 2019

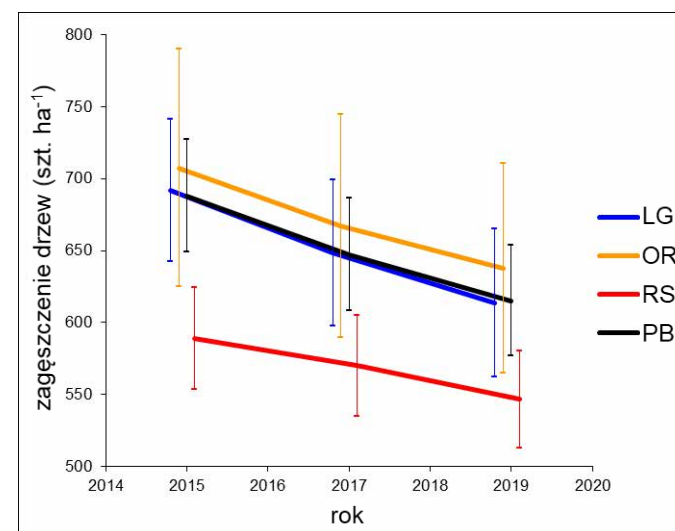
Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): RS \neq LG; PB15 \neq PB17 \neq PB19; LG15 \neq LG17, LG15 \neq LG19; LG17 \neq RS17, LG19 \neq RS19; pozostałe różnice – nieistotne. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieża (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

Tabela 4.1. Zasobność (miąższość grubizny drzew $d \geq 7,0$ cm) ($m^3 ha^{-1}$) i zagęszczenie drzew (szt. ha^{-1}) w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w roku 2015, 2017 i 2019; błąd oszacowania wartości średniej podano przy $p=0,05$

Cecha (miano) Jednostka interpretacyjna	Termin (rok)					
	2015		2017		2019	
	średnia	błąd	średnia	błąd	średnia	błąd
Zasobność ($m^3 ha^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	388	24	352	26	334	26
OR Ochrona rezerwatowa	404	42	388	44	384	44
RS Rezerwat Ścisły BPN	436	37	426	37	417	38
Puszcza Białowieża (r-m)	396	20	368	21	355	21
Zagęszczenie drzew (szt. ha^{-1})						
LG Las Gospodarczy	692	50	648	51	614	52
OR Ochrona rezerwatowa	707	82	667	77	638	73
RS Rezerwat Ścisły BPN	589	35	570	35	547	34
Puszcza Białowieża (r-m)	688	39	647	39	615	38

4.3.2. Zagęszczenie drzew warstwy macierzystej

Biorąc pod uwagę trzy terminy pomiarów, zagęszczenie drzew warstwy macierzystej (liczby drzew o pierśnicy $d \geq 7,0$ cm na 1 ha) było istotnie mniejsze w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego niż w drzewostanach Lasów Gospodarczych ($p=0,036$) (ryc. 4.5., tab. 4.1.). W związku z tym, że zasobność drzewostanów była największa w Rezerwacie Ścisłym, a najmniejsza w Lesie Gospodarczym, przeciętne drzewo miało największą miąższość w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego, a najmniejszą w drzewostanach Lasu Gospodarczego. W kolejnych terminach inwentaryzacji zagęszczenie drzew znacząco zmniejszyło się w całej Puszczy Białowieżskiej ($p<0,001$). W poszczególnych jednostkach interpretacyjnych trend zmian był taki sam. W każdej z nich zmniejszenie zagęszczenia drzew pomiędzy skrajnymi terminami pomiarów było istotne (w każdej $p<0,001$).



Rycina 4.5. Średnie zagęszczenie drzew warstwy macierzystej w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieżskiej w latach 2015, 2017 i 2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): RS \neq LG; PB15 \neq PB17 \neq PB19; LG15 \neq LG17 \neq LG19; OR15 \neq OR17, OR15 \neq OR19; RS15 \neq RS19, RS17 \neq RS19; pozostałe różnice – nieistotne. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieża (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

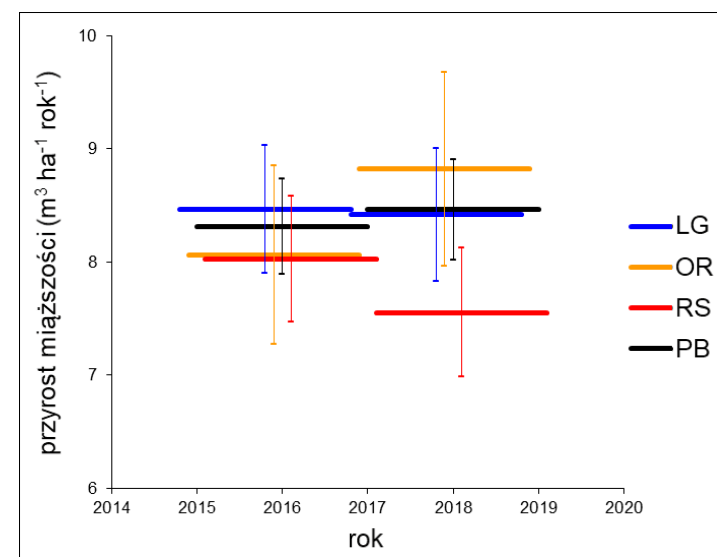
4.3.3. Bieżący przyrost miąższości

Bieżący przyrost miąższości tylko nieznacznie różnił się pomiędzy dwoma dwuletnimi okresami (ryc. 4.6., tab. 4.2.). Niewielkie były także różnice przyrostu pomiędzy poszczególnymi jednostkami interpretacyjnymi. Przyrost miąższości określony dla całego okresu czteroletniego był trochę mniejszy (dla całej Puszczy Białowieżskiej wyniósł $8,10 \pm 0,41 m^3 ha^{-1} rok^{-1}$) niż obliczony jako suma z dwóch dwuletnich okresów ($8,39 \pm 0,31 m^3 ha^{-1} rok^{-1}$). Ta różnica wynikała z nieuwzględniania przyrostu z okresu 2015-2017 tych drzew, które zmarły w okresie 2017-2019.

Tabela 4.2. Cechy dynamiczne zasobności w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w okresach 2015-2017, 2017-2019 i 2015-2019 ($m^3 ha^{-1} rok^{-1}$): przyrost miąższości bieżący, miąższość dorostu, miąższość ubytków, zmiana netto zasobności; błąd oszacowania wartości średniej podano przy $p=0,05$

Cecha (miano) Jednostka interpretacyjna	Okres					
	2015-2017		2017-2019		2015-2019	
	średnia	błąd	średnia	błąd	średnia	błąd
Przyrost miąższości bieżący ($m^3 ha^{-1} rok^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	8,46	0,57	8,42	0,58	8,10*)	0,55
OR Ochrona rezerwatowa	8,06	0,79	8,82	0,85	8,26	0,76
RS Rezerwat Ścisły BPN	8,03	0,55	7,55	0,57	7,61	0,51
Puszcza Białowieska (r-m)	8,31	0,42	8,46	0,44	8,10	0,41
Miąższość dorostu ($m^3 ha^{-1} rok^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	0,048	0,024	0,057	0,020	0,052	0,021
OR Ochrona rezerwatowa	0,033	0,016	0,059	0,027	0,046	0,016
RS Rezerwat Ścisły BPN	0,035	0,011	0,032	0,015	0,033	0,010
Puszcza Białowieska (r-m)	0,043	0,016	0,056	0,015	0,049	0,014
Miąższość ubytków ($m^3 ha^{-1} rok^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	26,5	8,0	17,2	6,0	21,5	4,6
OR Ochrona rezerwatowa	15,9	8,3	10,8	4,2	13,2	4,6
RS Rezerwat Ścisły BPN	12,8	4,2	12,0	4,3	12,3	3,1
Puszcza Białowieska (r-m)	22,3	5,5	15,0	4,0	18,4	3,2
Zmiana netto miąższości ($m^3 ha^{-1} rok^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	-18,0	8,3	-8,8	6,2	-13,4	5,0
OR Ochrona rezerwatowa	-7,9	8,6	-2,1	4,3	-5,0	4,9
RS Rezerwat Ścisły BPN	-4,9	4,3	-4,6	4,4	-4,7	3,2
Puszcza Białowieska (r-m)	-14,0	5,7	-6,5	4,1	-10,3	3,4

*) wynik dla całego okresu 2015-2019 nie pokrywa się z sumą dla okresów 2015-2017 i 2017-2019

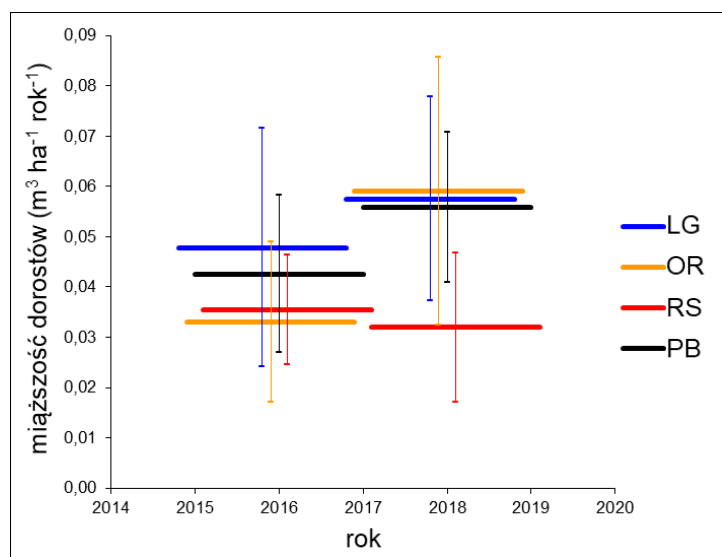


Rycina 4.6. Bieżący przyrost miąższości w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresach 2015-2017 i 2017-2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): brak istotnych różnic. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

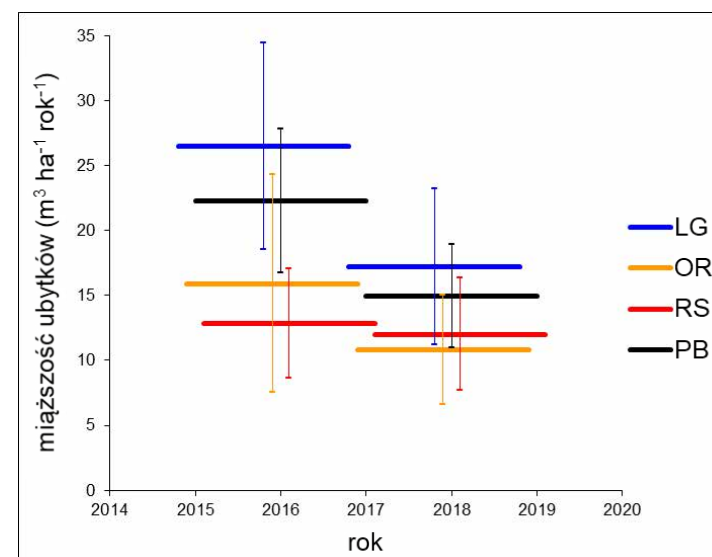
4.3.4. Miąższość dorostu

Miąższość dorostu – czyli drzew, które w danym okresie, w następstwie wzrostu, przekroczyły próg pierśnicy $d=7,0$ cm i przeszły z warstwy odnowienia (młodego pokolenia drzew) do warstwy macierzystej – dla okresu 2015-2019 w Puszczy Białowieskiej wyniosła $0,049 \pm 0,014 m^3 ha^{-1} rok^{-1}$. Ta miąższość nieznacznie różniła się pomiędzy dwoma dwuletnimi okresami (ryc. 4.7., tab. 4.2.). Nieistotne były także różnice pomiędzy poszczególnymi jednostkami interpretacyjnymi.



Rycina 4.7. Miąższość dorostu w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresach 2015–2017 i 2017–2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): brak istotnych różnic. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)



Rycina 4.8. Miąższość ubytków w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresach 2015–2017 i 2017–2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): PB15–17≠PB17–19; LG≠RS, LG15–17≠RS15–17; pozostałe różnice – nieistotne. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

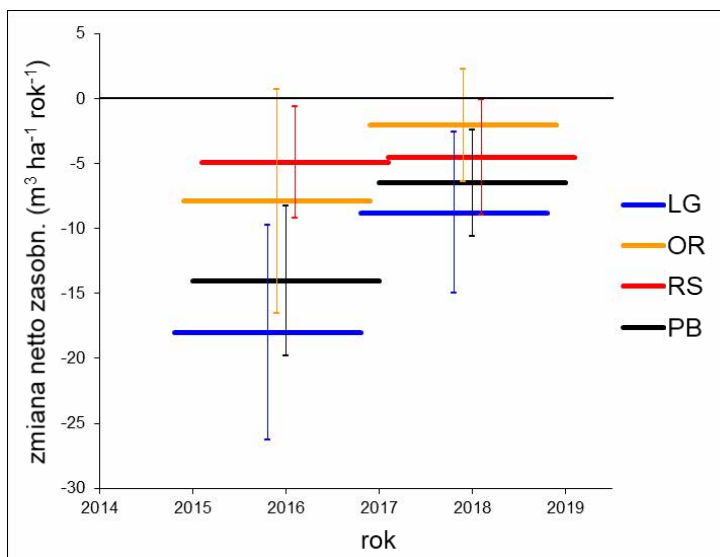
4.3.5. Miąższość ubytków

Miąższość ubytków – czyli drzew, które w danym okresie zostały wycięte lub zmarły – dla okresu 2015–2019 w Puszczy Białowieskiej wyniosła $73,5 \pm 12,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ czyli $18,4 \pm 3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Była to ilość duża – znacznie przewyższająca przyrost miąższości odkładający się w tym samym czasie na drzewach żywych. W okresie 2015–2017 miąższość ubytków była większa (na granicy istotności, $p=0,052$) niż w okresie 2017–2019 (ryc. 4.8., tab. 4.2.). W całym okresie czteroletnim 2015–2019 miąższość ubytków w drzewostanach Lasu Gospodarczego, wynosząca $86,1 \pm 18,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (czyli $21,5 \pm 4,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$), była większa niż w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego ($49,1 \pm 12,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ czyli $12,3 \pm 3,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) ($p=0,003$). Na ten wynik wpłynęła duża różnica miąższości ubytków między tymi jednostkami interpretacyjnymi w okresie 2015–2017. W drzewostanach Ochrony Rezerwatowej w okresie 2015–2019 miąższość ubytków wyniosła $52,9 \pm 18,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ czyli $13,2 \pm 4,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Miąższość ubytków określona dla całego okresu czteroletniego była trochę mniejsza niż suma ubytków z obu okresów. Ta różnica wynikała ze sposobu określania tej cechy na podstawie wymiarów drzew na początku danego okresu.

Miąższość ubytków częściowych – czyli części pni, które odłamały się od drzew żywych – była niewielka. W okresie 2015–2019 w całej Puszczy Białowieskiej wyniosła $0,055 \pm 0,028 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Poszczególne jednostki interpretacyjne nieznacznie różniły się pod względem tej cechy. Jej wartość wyniosła w: LG – $0,050 \pm 0,034 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, OR – $0,053 \pm 0,060 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, RS – $0,104 \pm 0,080 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$.

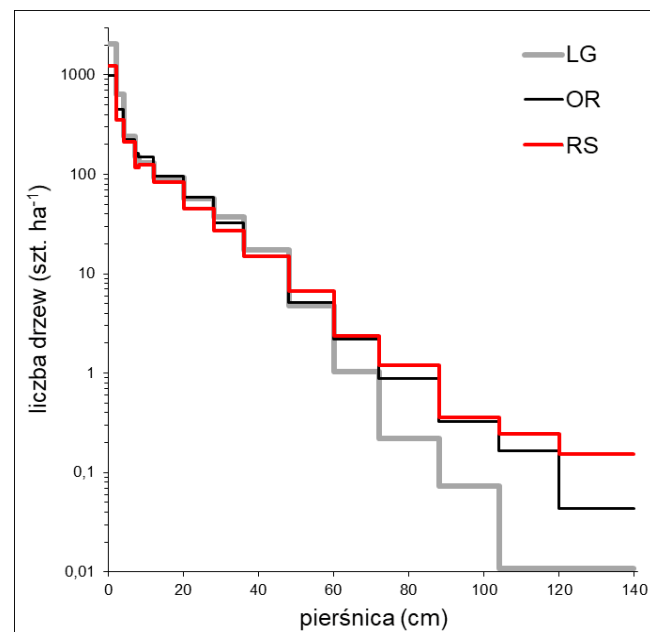
4.3.6. Zmiana netto zasobności

Zmiana netto zasobności – czyli łączna zmiana będąca następstwem przyrostu miąższości i dorostu (czynników działających dodatnio) oraz ubytków (czynnika działającego ujemnie) – dla okresu 2015–2019 w Puszczy Białowieskiej wyniosła $-41,1 \pm 13,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ czyli $-10,3 \pm 3,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Oznaczało to znaczne zmniejszenie zasobności (por. ryc. 4.1.). W okresie 2015–2017 zmiana netto była większa (na granicy istotności, $p=0,058$) niż w okresie 2017–2019 (ryc. 4.9., tab. 4.2.). Na różnicę wartości zmiany netto zasobności największy wpływ miała wielkość ubytków, ponieważ przyrost miąższości był podobny w obu okresach i w trzech jednostkach interpretacyjnych. W całym okresie czteroletnim 2015–2019 zmiana netto w drzewostanach Lasu Gospodarczego, wynosząca $-53,7 \pm 19,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (czyli $-13,4 \pm 5,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$), była większa niż w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego ($-18,9 \pm 12,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ czyli $-4,7 \pm 3,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) ($p=0,012$). Na ten wynik wpłynęła duża różnica miąższości ubytków między tymi jednostkami w okresie 2015–2017. W drzewostanach Ochrony Rezerwatowej w okresie 2015–2019 zmiana netto zasobności wyniosła $-19,9 \pm 19,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ czyli $-5,0 \pm 4,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$.



Rycina 4.9. Zmiana netto zasobności w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresach 2015–2017 i 2017–2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): PB-15-17 \neq PB17-19; LG \neq RS, LG15-17 \neq RS15-17; pozostałe różnice – nieistotne. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)



Rycina 4.10. Liczba drzew w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w roku 2019.

Klasy pierśnic są różnej szerokości, ale liczebność drzew w nich jest przeliczona tak, aby była odniesiona do klasy o szerokości 4 cm. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły

4.3.7. Struktura wymiarów drzew

W każdej jednostce interpretacyjnej krzywa liczebności drzew w odniesieniu do jednostki powierzchni była zbliżona do krzywej teoretycznej, co oznaczało, że im większa była pierśnica, tym mniej było drzew w danej klasie wymiarów (ryc. 4.10., tab. 4.3.). W drzewostanach Rezerwatu Ścisłego było więcej, niż w drzewostanach pozostałych jednostek interpretacyjnych, drzew grubych (o pierśnicy $d \geq 48$ cm). Jednocześnie w tej jednostce najmniej było drzew średnich ($d=12-47,9$ cm) i cienkich ($d < 12,0$ cm). W drzewostanach Lasu Gospodarczego występowało relatywnie mało drzew grubych (o pierśnicy $d \geq 60$ cm).

Struktura liczby drzew w klasach wymiarów była podobna w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej i Rezerwatu Ścisłego. Dotyczyło to zarówno roku 2015, jak i roku 2019 oraz porównania przy uwzględnieniu wymiarów drzew o pierśnicy $d \geq 7$ cm, jak i $d > 0$ cm wraz z dwoma klasami wysokości drzew najmniejszych (tab. 4.4.). Częściowo zgodna była struktura liczby drzew w klasach wymiarów w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej i Lasu Gospodarczego, a niezgodna pomiędzy drzewostanami Lasu Gospodarczego i Rezerwatu Ścisłego.

Tabela. 4.4. Wartość wskaźnika res podobieństwa struktury liczebności drzew w klasach wymiarów drzew pomiędzy jednostkami interpretacyjnymi w latach 2015 i 2019 ($res < 0,5$ rozkłady zgodne, $res = 0,5-1,0$ rozkłady częściowo zgodne, $res > 1,0$ rozkłady niezgodne)

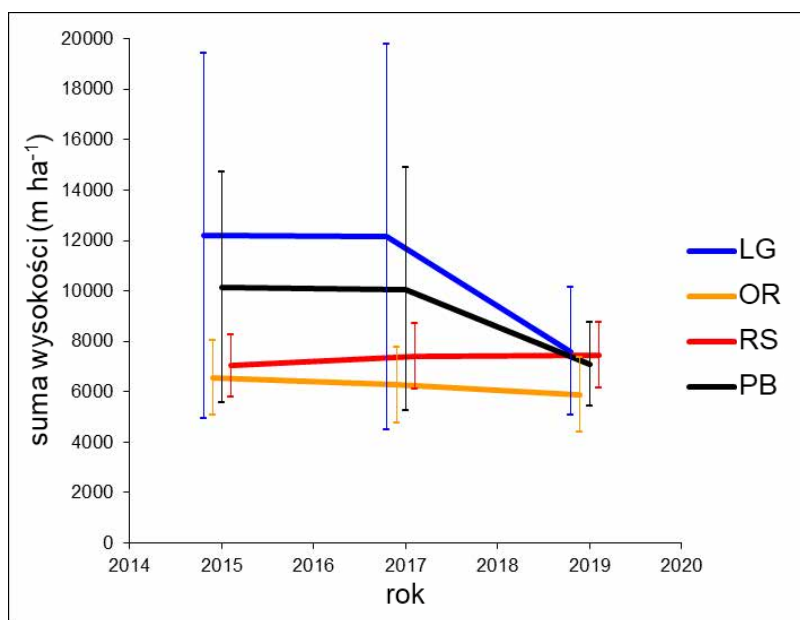
Ocena	Liczba klas	RS-LG 2015	RS-LG 2019	RS-OR 2015	RS-OR 2019	OR-LG 2015	OR-LG 2019
Wszystkie wymiary drzew	16	1,06	1,08	0,13	0,12	0,65	0,68
Tylko drzewa $d \geq 7,0$ cm	11	1,27	1,48	0,15	0,09	0,69	0,96

Tabela 4.3. Zagęszczenie drzew (szt. ha⁻¹) w klasach wymiarów w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w roku 2015 i 2019; LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły Białowieskiego Parku Narodowego

Klasa wymiarów	Termin (rok)					
	LG		OR		RS	
	2015	2019	2015	2019	2015	2019
$h < 0,3$ m	9584	5263	11156	5464	17448	12388
$h = 0,3-1,3$ m	4591	2667	3055	2824	3585	3937
$d = 0,1-1,9$ cm	2515	1017	511	489	503	621
$d = 2-3,9$ cm	270	321	231	224	170	176
$d = 4-6,9$ cm	177	181	178	169	152	160
$d = 7-7,9$ cm	47	38	59	41	41	30
$d = 8-11,9$ cm	145	132	163	149	135	125
$d = 12-19,9$ cm	203	185	214	193	176	167
$d = 20-27,9$ cm	130	115	124	117	95	90
$d = 28-35,9$ cm	86	74	70	64	56	55
$d = 36-47,9$ cm	57	52	49	46	46	45
$d = 48-59,9$ cm	17	14	16	15	23	20
$d = 60-71,9$ cm	5,0	3,1	7,3	6,6	7,8	7,1
$d = 72-87,9$ cm	1,5	0,9	3,5	3,5	5,6	4,8
$d = 88-103,9$ cm	0,3	0,3	1,3	1,3	1,3	1,4
$d = 104-119,9$ cm	-	-	0,7	0,7	0,9	1,0
$d = 120-199,9$ cm	0,1	0,1	-	0,2	0,8	0,8

4.3.8. Suma wysokości drzew młodego pokolenia (warstwy odnowienia)

Ilość odnowienia, wyrażona przez sumę wysokości drzew warstwy odnowienia, składającej się z nalu (drzew o wysokości $h < 0,3$ m), podrostu niskiego (drzew z zakresu wysokości $h = 0,3-1,3$ m lub pierśnicy $d = 0,1-1,9$ cm) i podrostu wysokiego ($d = 2,0-6,9$ cm), w Puszczy Białowieskiej była dość duża w latach 2015 i 2017. Przekroczyła wówczas wartość $10\ 000\ \text{m}\ \text{ha}^{-1}$ (za obfite uważa się odnowienie, w którym średnia suma wysokości drzew młodego pokolenia wynosi $8\ 000\ \text{m}\ \text{ha}^{-1}$) (ryc. 4.11., tab. 4.5.). Średnia ilość odnowienia była największa w drzewostanach Lasu Gospodarczego. W okresie 2017–2019 w tej jednostce interpretacyjnej suma wysokości drzew warstwy odnowienia zmniejszyła się (ale nie była to zmiana istotna). W roku 2019 średnia wartość tej cechy była podobna we wszystkich jednostkach. Zmienność sumy wysokości drzew odnowienia była znacznie większa w Lesie Gospodarczym niż w pozostałych dwóch jednostkach interpretacyjnych z powodu większej nieregularności występowania odnowienia (w postaci osobnych młodych drzewostanów). Duży błąd oszacowania sumy wysokości drzew w Lesie Gospodarczym wpłynął na to, że nie można było wykazać istotności różnic średniej wartości tej cechy między jednostkami interpretacyjnymi.



Rycina 4.11. Suma wysokości drzew warstwy odnowienia w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015, 2017 i 2019

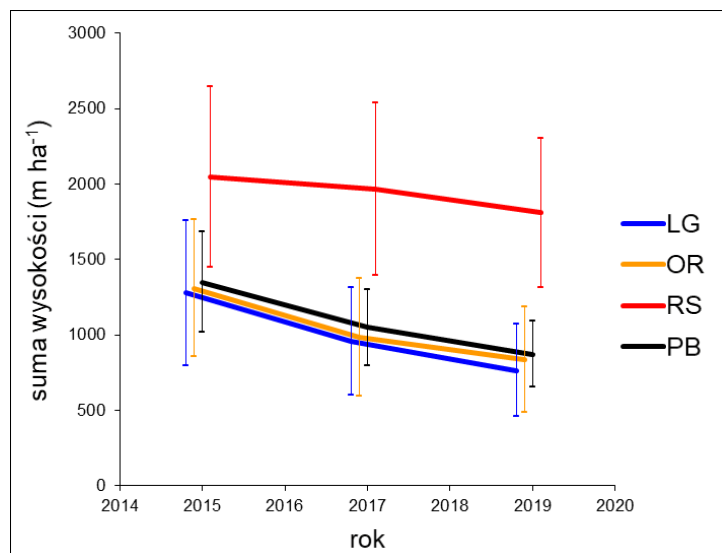
Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p=0,05$): brak istotnych różnic. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

Tabela 4.5. Suma wysokości drzew ($\text{m}\ \text{ha}^{-1}$) całej warstwy odnowienia, nalu ($b < 1,3$ m), niskiego podrostu ($b = 0,3-1,3$ m lub $d = 0,1-1,9$ cm) i podrostu wysokiego ($d = 2,0-6,9$ cm) w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w roku 2015, 2017 i 2019; błąd oszacowania wartości średniej podano przy $p=0,05$

Cecha (miano) Jednostka interpretacyjna	Termin (rok)					
	2015		2017		2019	
	średnia	błąd	średnia	błąd	średnia	błąd
Suma wysokości drzew odnowienia r-m ($\text{m}\ \text{ha}^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	12192	7234	12138	7659	7593	2541
OR Ochrona rezerwatowa	6558	1495	6262	1487	5891	1478
RS Rezerwat Ścisły BPN	7037	1233	7412	1313	7438	1300
Puszcza Białowieska (r-m)	10143	4558	10055	4823	7090	1652
Suma wysokości drzew nalu ($\text{m}\ \text{ha}^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	1278	479	959	355	765	304
OR Ochrona rezerwatowa	1310	452	984	392	837	350
RS Rezerwat Ścisły BPN	2046	600	1967	570	1809	492
Puszcza Białowieska (r-m)	1351	331	1049	253	872	219
Suma wysokości drzew niskiego podrostu ($\text{m}\ \text{ha}^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	8414	7058	8344	7226	3958	2151
OR Ochrona rezerwatowa	2924	1054	3034	1016	2874	957
RS Rezerwat Ścisły BPN	3217	780	3606	878	3678	915
Puszcza Białowieska (r-m)	6403	4437	6422	4542	3622	1378
Suma wysokości drzew wysokiego podrostu ($\text{m}\ \text{ha}^{-1}$)						
LG Las Gospodarczy	2500	662	2836	863	2870	1014
OR Ochrona rezerwatowa	2324	751	2244	717	2180	714
RS Rezerwat Ścisły BPN	1774	501	1839	521	1950	568
Puszcza Białowieska (r-m)	2390	469	2583	580	2595	669

4.3.9. Suma wysokości drzew warstwy nalotu

Suma wysokości drzew warstwy nalotu (drzew o wysokości $h < 0,3$ m) w Puszczy Białowieskiej zmniejszyła się w okresie 2015–2019 ($p < 0,001$) (ryc. 4.12., tab. 4.5.). Ilość nalotu była większa w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego niż Lasu Gospodarczego ($p = 0,006$). Wiązało się to z mniej zróżnicowanymi warunkami świetlnymi na dnie lasu w Rezerwacie Ścisłym (w porównaniu z drzewostanami pozostałych jednostek), a jednocześnie większym zacienieniem. Wpływało to na wolniejszy wzrost najmniejszych drzew, a więc na dłuższe ich pozostawanie w stadium nalotu.

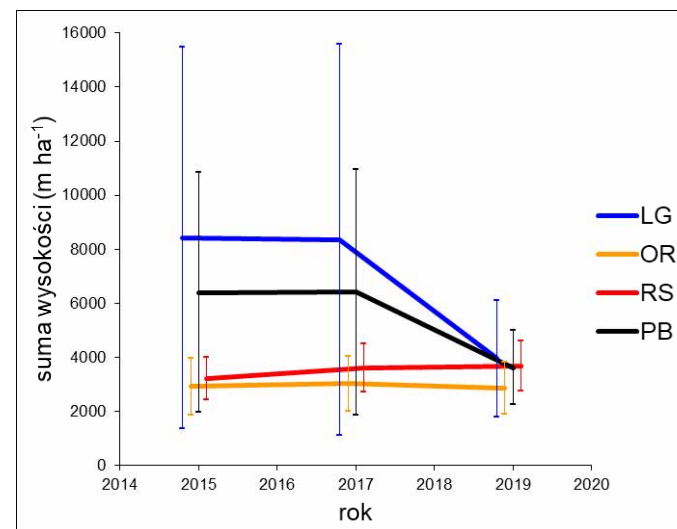


Rycina 4.12. Suma wysokości drzew warstwy nalotu ($h < 0,3$ m) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015, 2017 i 2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p = 0,05$): PB15 ≠ PB17, PB15 ≠ PB19; RS ≠ LG, LG15 ≠ LG19; LG17 ≠ RS17; LG19 ≠ RS19; pozostałe różnice – nieistotne. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

4.3.10. Suma wysokości drzew niskiego podrostu

Suma wysokości drzew warstwy niskiego podrostu (o wysokości $h = 0,3–1,3$ m lub pierśnicy $d = 0,1–1,9$ cm) w Puszczy Białowieskiej zmniejszyła się w okresie 2017–2019 (ryc. 4.13., tab. 4.5.), jednak nie była to zmiana istotna. Wpływała na to duża zmienność ilości niskiego podrostu w drzewostanach Lasu Gospodarczego. W okresie 2017–2019 w tej jednostce interpretacyjnej suma wysokości drzew niskiego podrostu zmniejszyła się i stała się zbliżona do tej, która była w dwóch pozostałych jednostkach.

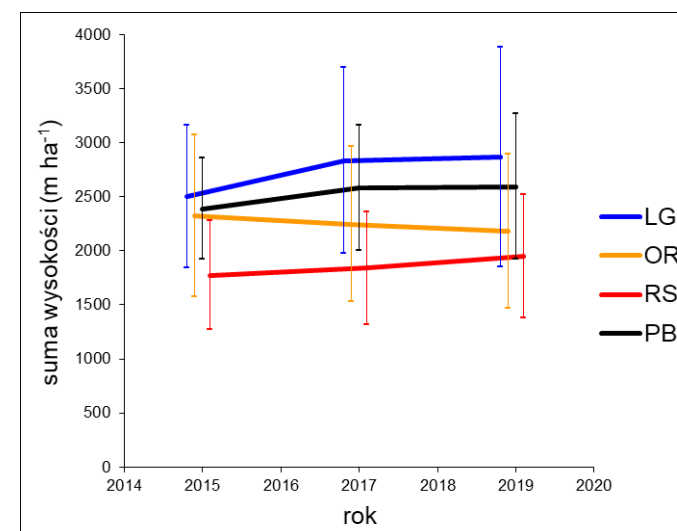


Rycina 4.13. Suma wysokości drzew warstwy niskiego podrostu (o wysokości $h = 0,3–1,3$ m lub pierśnicy $d = 0,1–1,9$ cm) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015, 2017 i 2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p = 0,05$): brak istotnych różnic. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

4.3.11. Suma wysokości drzew wysokiego podrostu

Suma wysokości drzew warstwy wysokiego podrostu (o pierśnicy $d = 2,0–6,9$ cm) w Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019 pozostawała na niemal niezmiennym poziomie (ryc. 4.14, tab. 4.5). Jej wartość była najmniejsza w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego, ale różnice wartości średniej tej cechy między jednostkami interpretacyjnymi były nieistotne.

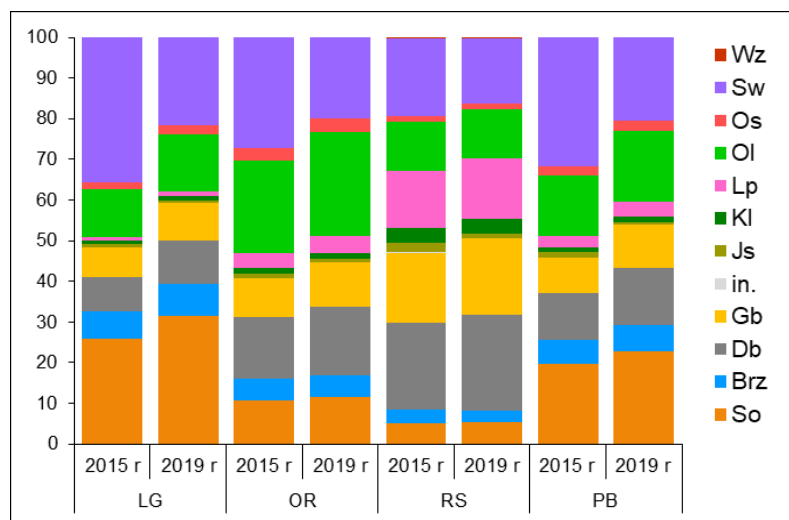


Rycina 4.14. Suma wysokości drzew warstwy podrostu wysokiego (o pierśnicy $d = 2,0–6,9$ cm) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015, 2017 i 2019

Podobieństwa i różnice wartości średnich (przy $p = 0,05$): brak istotnych różnic. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowieska (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

4.3.12. Skład gatunkowy w warstwach drzewostanu

W stosunkowo krótkim, czteroletnim okresie 2015–2019, dość zróżnicowany skład gatunkowy warstwy macierzystej (drzew o pierśnicy $d \geq 7,0$ cm) drzewostanów Puszczy Białowieskiej zmienił się (ryc. 4.15., tab. 4.6.). Wynikało to ze zmniejszenia się miąższości świerków oraz, w mniejszym stopniu, miąższości jesionów. W roku 2015 największy udział (według miąższości) miał świerk (32%), ale w roku 2019 największy był udział sosny (23%). W drzewostanach poszczególnych jednostek interpretacyjnych zmiany składu gatunkowego zachodziły w różnym tempie. Na podstawie wskaźnika Morisity oceniono, że najmniej zmienił się skład gatunkowy drzewostanów Rezerwatu Ścisłego, a najbardziej Lasu Gospodarczego. Poszczególne jednostki interpretacyjne różniły się między sobą. Najmniej podobny był skład gatunkowy drzewostanów Lasu Gospodarczego i Rezerwatu Ścisłego, zaś największe było podobieństwo składu gatunkowego drzewostanów Rezerwatu Ścisłego i Ochrony Rezerwatowej, a także Lasu Gospodarczego i Ochrony Rezerwatowej.



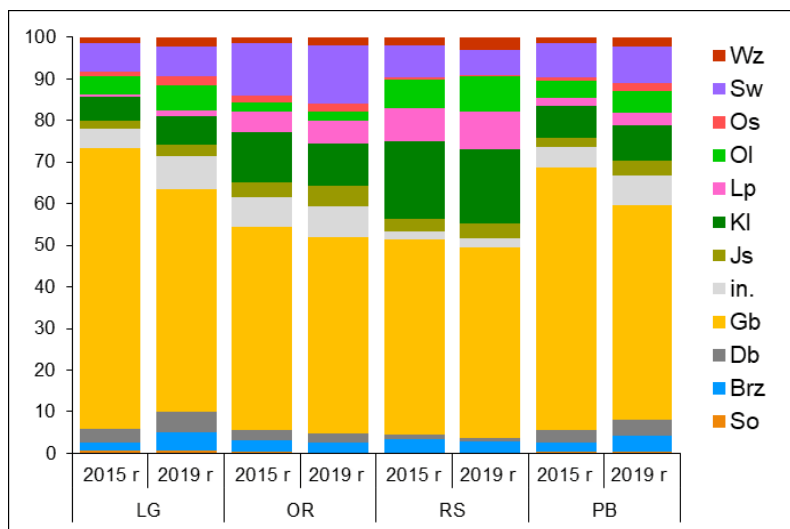
Rycina 4.15. Skład gatunkowy (określony jako udział procentowy miąższości) macierzystej warstwy drzew (o pierśnicy $d \geq 7,0$ cm) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015 i 2019

Podobieństwa i różnice: LG15-LG19=0,941, OR15-OR19=0,980, RS15-RS19=0,994, PB15-PB19=0,957, LG15-OR15=0,878, LG19-OR19=0,833, LG15-RS15=0,693, LG19-RS19=0,657, OR15-RS15=0,872, OR19-RS19=0,854. Wz – wiąz, Sw – świerk pospolity, Os – topola osika, Ol – olsza czarna, Lp – lipa drobnolistna, Kl – klon pospolity, Js – jesion wyniosły, Gb – grab pospolity, Db – dąb, Brz – brzoza, So – sosna zwyczajna, in. – inne

Tabela 4.6. Udział gatunków według miąższości drzew (%) w warstwie macierzystej w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w roku 2015 i 2019; LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły Białowieskiego Parku Narodowego, PB – Puszcza Białowieska (cała polska część)

Gatunek drzewa	Jednostka, rok							
	LG		OR		RS		PB	
	2015	2019	2015	2019	2015	2019	2015	2019
Brzoza	6,8	7,7	5,1	5,3	3,4	3,0	6,0	6,5
Dąb	8,3	10,6	15,2	17,0	21,4	23,6	11,5	13,9
Grab	7,2	9,2	9,5	10,8	17,2	18,6	8,8	10,6
Inne liściaste	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jesion	0,9	0,6	1,3	1,0	2,4	1,2	1,2	0,8
Klon	0,8	1,0	1,3	1,4	3,7	3,7	1,2	1,4
Lipa	0,9	1,2	3,7	4,2	13,9	14,9	2,9	3,4
Olsza	11,6	14,1	22,7	25,4	12,1	11,9	14,9	17,4
Osika	1,9	2,4	3,3	3,6	1,2	1,4	2,2	2,6
Sosna	26,0	31,6	10,8	11,5	5,1	5,3	19,6	22,8
Świerk	35,5	21,4	27,1	19,8	19,3	16,2	31,6	20,4
Wiąz	0,1	0,1	0,0	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1

W okresie 2015–2019 skład gatunkowy warstwy odnowienia w Puszczy Białowieskiej zmienił się w mniejszym stopniu niż skład warstwy macierzystej (ryc. 4.16., tab. 4.7.). Na tę zmianę składu, określoną na podstawie sumy wysokości drzew, w znacznym stopniu wpłynęło zmniejszenie się ilości grabu w warstwie podrostu niskiego w drzewostanach Lasu Gospodarczego. W tej jednostce interpretacyjnej podobieństwo składu gatunkowego warstwy odnowienia między rokiem 2015 i rokiem 2019 było najmniejsze. Między jednostkami interpretacyjnymi najmniejsze było podobieństwo składu gatunkowego odnowienia w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego i Lasu Gospodarczego. We wszystkich jednostkach interpretacyjnych i w każdym z terminów najliczniejszym gatunkiem był grab.



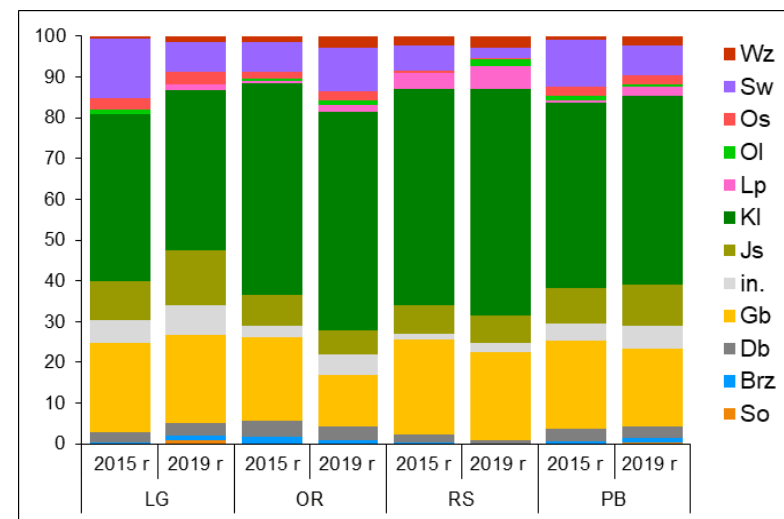
Rycina 4.16. Skład gatunkowy (określony jako udział procentowy sumy wysokości drzew) warstwy odnowienia w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015 i 2019

Podobieństwa i różnice: LG15-LG19=0,972, OR15-OR19=0,998, RS15-RS19=0,998, PB15-PB19=0,979, LG15-OR15=0,939, LG19-OR19=0,974, LG15-RS15=0,911, LG19-RS19=0,947, OR15-RS15=0,976, OR19-RS19=0,960. Wz – wiąz, Sw – świerk pospolity, Os – topola osika, Ol – olsza czarna, Lp – lipa drobnolistna, Kl – klon pospolity, Js – jesion wyniosły, Gb – grab pospolity, Db – dąb, Brz – brzoza, So – sosna zwyczajna, in. – inne

Tabela 4.7. Udział gatunków według sumy wysokości drzew (%) całej warstwy odnowienia w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w roku 2015 i 2019; LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły Białowieskiego Parku Narodowego, PB – Puszcza Białowieska (cała polska część)

Gatunek drzewa	Jednostka, rok							
	LG		OR		RS		PB	
	2015	2019	2015	2019	2015	2019	2015	2019
Brzoza	1,9	4,6	2,8	2,6	3,3	2,8	2,2	4,0
Dąb	3,2	4,8	2,5	2,1	1,1	1,0	3,0	3,8
Grab	67,6	53,6	48,9	47,2	47,0	45,9	63,0	51,4
Inne liściaste	4,7	7,9	7,1	7,4	1,8	2,2	5,0	7,3
Jesion	1,9	2,9	3,5	5,1	3,2	3,5	2,2	3,5
Klon	5,8	6,7	12,2	10,1	18,4	17,9	7,7	8,5
Lipa	0,6	1,3	4,9	5,4	8,0	9,0	1,8	2,9
Olsza	4,3	6,2	2,0	2,3	6,9	8,4	4,0	5,4
Osika	1,0	2,2	1,6	1,7	0,5	0,4	1,1	1,9
Sosna	0,6	0,5	0,3	0,0	0,0	-	0,5	0,4
Świerk	6,9	7,2	12,7	14,1	7,8	6,0	8,0	8,7
Wiąz	1,5	2,2	1,4	2,0	1,8	3,0	1,5	2,2

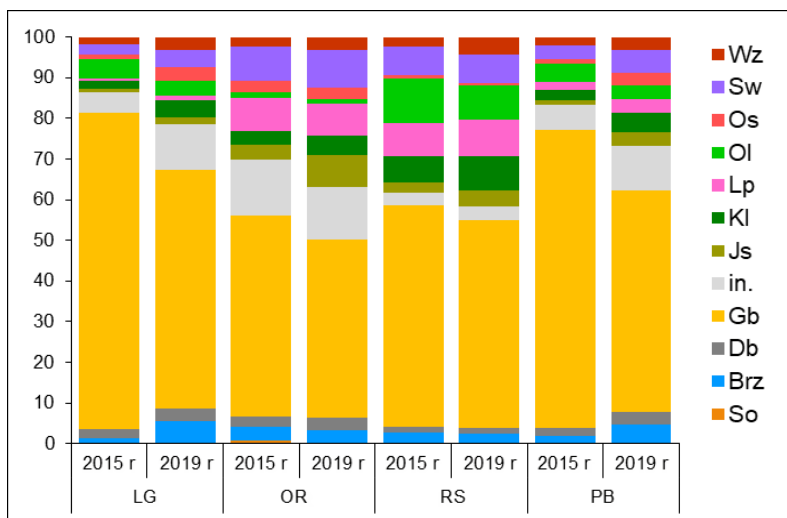
Skład gatunkowy warstwy nalotu ($h < 0,3$ m) różnił się od ogólnego składu gatunkowego całej warstwy odnowienia (ryc. 4.17.). We wszystkich jednostkach interpretacyjnych i w każdym z terminów najliczniejszym gatunkiem, ze względu na sumę wysokości, był klon pospolity. Do licznych gatunków w tej warstwie należały także: grab, jesion i świerk. W okresie 2015–2019 skład gatunkowy warstwy nalotu w Puszczy Białowieskiej, jak i w drzewostanach poszczególnych jednostek interpretacyjnych, zmienił się w niewielkim stopniu. Znaczne też było podobieństwo składu gatunkowego nalotu między jednostkami interpretacyjnymi. Największa różnica była między drzewostanami Rezerwatu Ścisłego i Lasu Gospodarczego.



Rycina 4.17. Skład gatunkowy (określony jako udział procentowy sumy wysokości drzew) warstwy nalotu ($h < 0,3$ m) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej w latach 2015 i 2019

Podobieństwa i różnice: LG15-LG19=0,983, OR15-OR19=0,987, RS15-RS19=0,996, PB15-PB19=0,994, LG15-OR15=0,966, LG19-OR19=0,936, LG15-RS15=0,955, LG19-RS19=0,935, OR15-RS15=0,995, OR19-RS19=0,975. Wz – wiąz, Sw – świerk pospolity, Os – topola osika, Ol – olsza czarna, Lp – lipa drobnolistna, Kl – klon pospolity, Js – jesion wyniosły, Gb – grab pospolity, Db – dąb, Brz – brzoza, So – sosna zwyczajna, in. – inne

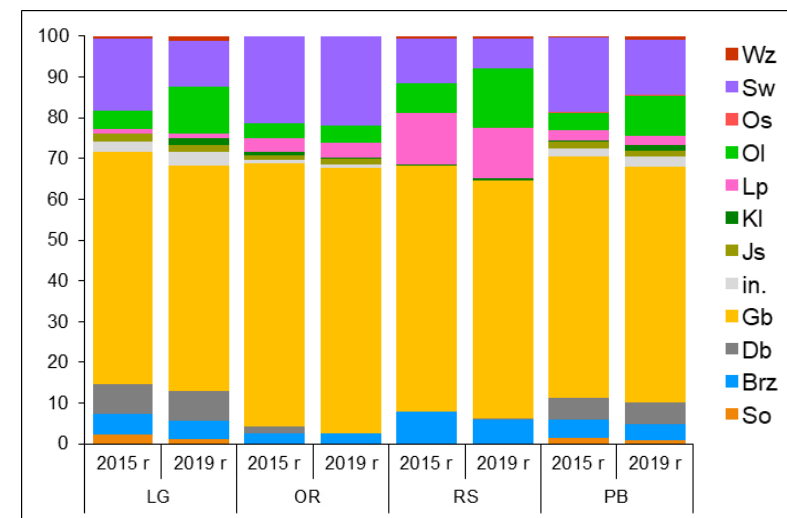
W składzie gatunkowym warstwy niskiego podrostu (drzew o wysokości $h=0,3-1,3$ m lub pierśnicy $d=0,1-1,9$ cm) dominował grab (ryc. 4.18.). Jego udział w tej warstwie w całej Puszczy Białowieskiej był tak duży, zwłaszcza w roku 2015 (73%), że pozostałe gatunki można było określić tylko jako domieszkowe. W okresie 2015–2019 skład niskiego podrostu zmienił się z powodu zmniejszenia się ilości grabu. Ogólnie skład gatunkowy tej warstwy w drzewostanach jednostek interpretacyjnych był podobny. Największa różnica wystąpiła między Lasem Gospodarczym i Ochroną Rezerwatową. W niskim podroście w Rezerwacie Ścisłym oprócz grabu do gatunków o znacznym udziale można było zaliczyć lipę, olszę, klon i świerk, w Ochronie Rezerwatowej świerk, lipę, jesion i (łącznie) „pozostałe” gatunki (wierzby, jarzębinę, dzikie drzewa owocowe), a w Lesie Gospodarczym tylko „pozostałe” gatunki. Choć w warstwie macierzystej w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej dominowała olsza, to w niskim podroście jej udział był bardzo mały.



Rycina 4.18. Skład gatunkowy (określony jako udział procentowy sumy wysokości drzew) warstwy niskiego podrostu (o wysokości $h=0,3-1,3$ m lub pierśnicy $d=0,1-1,9$ cm) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieżskiej w latach 2015 i 2019

Podobieństwa i różnice: LG15-LG19=0,955, OR15-OR19=0,990, RS15-RS19=0,995, PB15-PB19=0,954, LG15-OR15=0,887, LG19-OR19=0,944, LG15-RS15=0,928, LG19-RS19=0,962, OR15-RS15=0,958, OR19-RS19=0,953. Wz – wiąz, Sw – świerk pospolity, Os – topola osika, Ol – olsza czarna, Lp – lipa drobnolistna, Kl – klon pospolity, Js – jesion wyniosły, Gb – grab pospolity, Db – dąb, Brz – brzoza, So – sosna zwyczajna, in. – inne

W składzie gatunkowym warstwy wysokiego podrostu (drzew o pierśnicy $d=2,0-6,9$ cm) także dominował grab (ryc. 4.19.). W okresie 2015–2019 udział gatunków w tej warstwie w Puszczy Białowieżskiej zmienił się w niewielkim stopniu. Także różnice między jednostkami interpretacyjnymi ze względu na strukturę gatunkową wysokiego podrostu były niewielkie – największa była między Ochroną Rezerwatową i Rezerwatem Ścisłym. W tej warstwie w Rezerwacie Ścisłym oprócz grabu do gatunków o znacznym udziale można było zaliczyć lipę, olszę, świerk i brzozę, w Ochronie Rezerwatowej świerk, a w Lesie Gospodarczym olszę, świerk i dąb. W wysokim podroście w Lesie Gospodarczym występowała jeszcze sosna, której nie było w drzewostanach pozostałych jednostek.



Rycina 4.19. Skład gatunkowy (określony jako udział procentowy sumy wysokości drzew) warstwy wysokiego podrostu (o pierśnicy $d=2,0-6,9$ cm) w jednostkach interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieżskiej w latach 2015 i 2019

Podobieństwa i różnice: LG15-LG19=0,986, OR15-OR19=0,999, RS15-RS19=0,990, PB15-PB19=0,992, LG15-OR15=0,985, LG19-OR19=0,959, LG15-RS15=0,966, LG19-RS19=0,968, OR15-RS15=0,972, OR19-RS19=0,946. Wz – wiąz, Sw – świerk pospolity, Os – topola osika, Ol – olsza czarna, Lp – lipa drobnolistna, Kl – klon pospolity, Js – jesion wyniosły, Gb – grab pospolity, Db – dąb, Brz – brzoza, So – sosna zwyczajna, in. – inne

4.3.13. Udział, struktura wymiarów i dynamika gatunków drzew

Brzozy (łącznie brzoza brodawkowata i omszona) w roku 2019 w całej Puszczy Białowieżskiej stanowiły 6,5% miąższości drzew warstwy macierzystej i nieco mniej (4,0%) sumy wysokości warstwy odnowienia. Ich miąższość zmniejszyła się w okresie 2015–2019 ($p=0,032$). Gatunki te nie były w tym samym stopniu reprezentowane w drzewostanach poszczególnych jednostek interpretacyjnych: znacząco więcej było ich w Lesie Gospodarczym w stosunku do Rezerwatu Ścisłego ($p=0,018$). W warstwie odnowienia suma wysokości brzoź była podobna we wszystkich terminach pomiarów i we wszystkich jednostkach interpretacyjnych. Udział brzoź był relatywnie większy w średnich klasach pierśnic (ryc. 4.20.). Dość duży był udział brzoź w klasie wymiarów $h=0,3-1,3$ m w Lesie Gospodarczym – zapewne ze względu na większy udział młodych, w pełni oświetlonych drzewostanów.

Dąb w roku 2019 w całej Puszczy Białowieskiej stanowił 13,9% miąższości drzew warstwy macierzystej (czwarty gatunek ze względu na miąższość) oraz 3,8% sumy wysokości warstwy odnowienia. Miąższość dębu zwiększyła się w Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019 ($p<0,001$). Ta zmiana dotyczyła drzewostanów wszystkich jednostek interpretacyjnych (we wszystkich przypadkach $p<0,001$). Zwiększenie się miąższości dębu wiązało się z dobrą przeżywalnością drzew o znacznych rozmiarach, które ciągle zwiększały swoją objętość. W młodym pokoleniu, wśród drzew cienkich, dąb stanowił bardzo mały udział w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego i Ochrony Rezerwatowej (ryc. 4.20.). Nieco więcej było cienkich dębów w Lesie Gospodarczym. Wśród drzew bardzo grubych ($d\geq 72$ cm) dąb stanowił 45–100% liczby drzew danej klasy wymiarów. Znacznie większa była miąższość dębów w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego w stosunku do drzewostanów Lasu Gospodarczego ($p<0,001$).

Grab także był gatunkiem, którego miąższość zwiększyła się w Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019. W roku 2019 jego udział według miąższości wynosił 10,6%, ale aż 51,4% według sumy wysokości drzew warstwy odnowienia (cztery lata wcześniej 63,0%). Zwiększenie się miąższości grabu nastąpiło w drzewostanach wszystkich jednostek interpretacyjnych (we wszystkich przypadkach $p<0,001$). Znacznie większa była miąższość grabu w Rezerwacie Ścisłym niż w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej ($p<0,001$) i Lasu Gospodarczego ($p<0,001$). W warstwie odnowienia suma wysokości grabów w okresie 2015–2019 pozostawała na zbliżonym poziomie w drzewostanach Rezerwatu Ścisłego i Ochrony Rezerwatowej, zaś w Lesie Gospodarczym w nieistotny sposób zmniejszała się. W podroście niskim i wysokim, w każdej z jednostek interpretacyjnych, grab stanowił ok. 50–77% liczby drzew (ryc. 4.20.). Mniej było go w grupie drzew grubych – z wyjątkiem Rezerwatu Ścisłego, w którym jego udział w niektórych klasach pierśnic stanowił ok. 30%.

Jesion był tym gatunkiem, którego miąższość w Puszczy Białowieskiej znacznie zmniejszyła się (o 41%) w okresie 2015–2019 ($p<0,001$) i w roku 2019 stanowiła 0,8%. Największa była miąższość tego gatunku w Rezerwacie Ścisłym, a najmniejsza w Lesie Gospodarczym, ale nie były to różnice istotne. W okresie 2015–2019 miąższość jesionu zmniejszyła się istotnie w Rezerwacie Ścisłym ($p<0,001$). W warstwie odnowienia na jesion przypadało 3,5% sumy wysokości drzew. Ta wielkość nie różniła się znacząco między jednostkami interpretacyjnymi ani między terminami. Jesion był gatunkiem dość liczny w warstwie nalotu i niskiego podroście (ryc. 4.20.). W wysokim podroście i w grupie cienkich drzew warstwy macierzystej udział tego gatunku był znikomy, a nawet nie było go wcale w niektórych klasach pierśnic, co w największym stopniu dotyczyło drzewostanów Rezerwatu Ścisłego. Niewielki udział jesionu odnotowano jeszcze w grupie drzew grubych.

Klon w roku 2019 w drzewostanach Puszczy Białowieskiej stanowił 1,4% miąższości drzew warstwy macierzystej, ale aż 8,5% sumy wysokości drzew warstwy odnowienia (trzeci gatunek pod względem liczebności). W okresie 2015–2019 miąższość klonu nie zmieniła się ani w całej Puszczy Białowieskiej, ani w poszczególnych jednostkach interpretacyjnych, ale zmniejszyła się jego ilość w warstwie odnowienia (na granicy istotności $p=0,061$). Większa była miąższość klonu w Rezerwacie Ścisłym niż w Lesie Gospodarczym ($p=0,010$), tak samo jak suma wysokości drzew odnowienia ($p=0,041$). Klon był najliczniejszym gatunkiem w warstwie nalotu, stanowiąc 42–57% liczby drzew (zależnie od jednostki interpretacyjnej), ale jego udział w podroście niskim był już znacznie mniejszy (rys. 4.17.). W wysokim podroście i wśród drzew cienkich warstwy macierzystej było go bardzo mało, a w niektórych klasach pierśnic wcale. Niewielki udział miał klon w grupie drzew grubych (ryc. 4.20.).

Lipa miała niewielki udział w macierzystej warstwie drzewostanów Puszczy Białowieskiej. W roku 2019 jej udział wyniósł 3,4%. Nieco większy był udział lipy w warstwie odnowienia – według sumy wysokości drzew wyniósł 5,4%. W okresie 2015–2019 miąższość lipy nie zmieniła się w żadnej z jednostek interpretacyjnych, ale suma wysokości drzew warstwy odnowienia zwiększyła się zarówno w całej Puszczy Białowieskiej ($p=0,027$), jak i w Rezerwacie Ścisłym ($p=0,012$). W drzewostanach Rezerwatu Ścisłego średnia miąższość lipy była znacznie większa niż w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej ($p<0,001$) oraz Lasu Gospodarczego ($p<0,001$). Tak samo znacznie większa była suma wysokości drzew odnowienia tego gatunku w Rezerwacie Ścisłym niż w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej ($p<0,053$) i Lasu Gospodarczego ($p<0,001$). Różnice między jednostkami interpretacyjnymi były wyraźne w odniesieniu do udziału lipy w poszczególnych klasach wymiarów (ryc. 4.20.). W każdej z tych jednostek było stosunkowo mało lipy w warstwie nalotu. W Rezerwacie Ścisłym duży był udział lipy w grupie drzew o średniej i o bardzo dużej pierśnicy (z wyraźną depresją w klasie pierśnic $d=60–71,9$ cm). W Ochronie Rezerwatowej ta struktura była podobna, choć udział lipy w odpowiednich klasach pierśnic był znacznie mniejszy. W Lesie Gospodarczym nie było grubych lip.

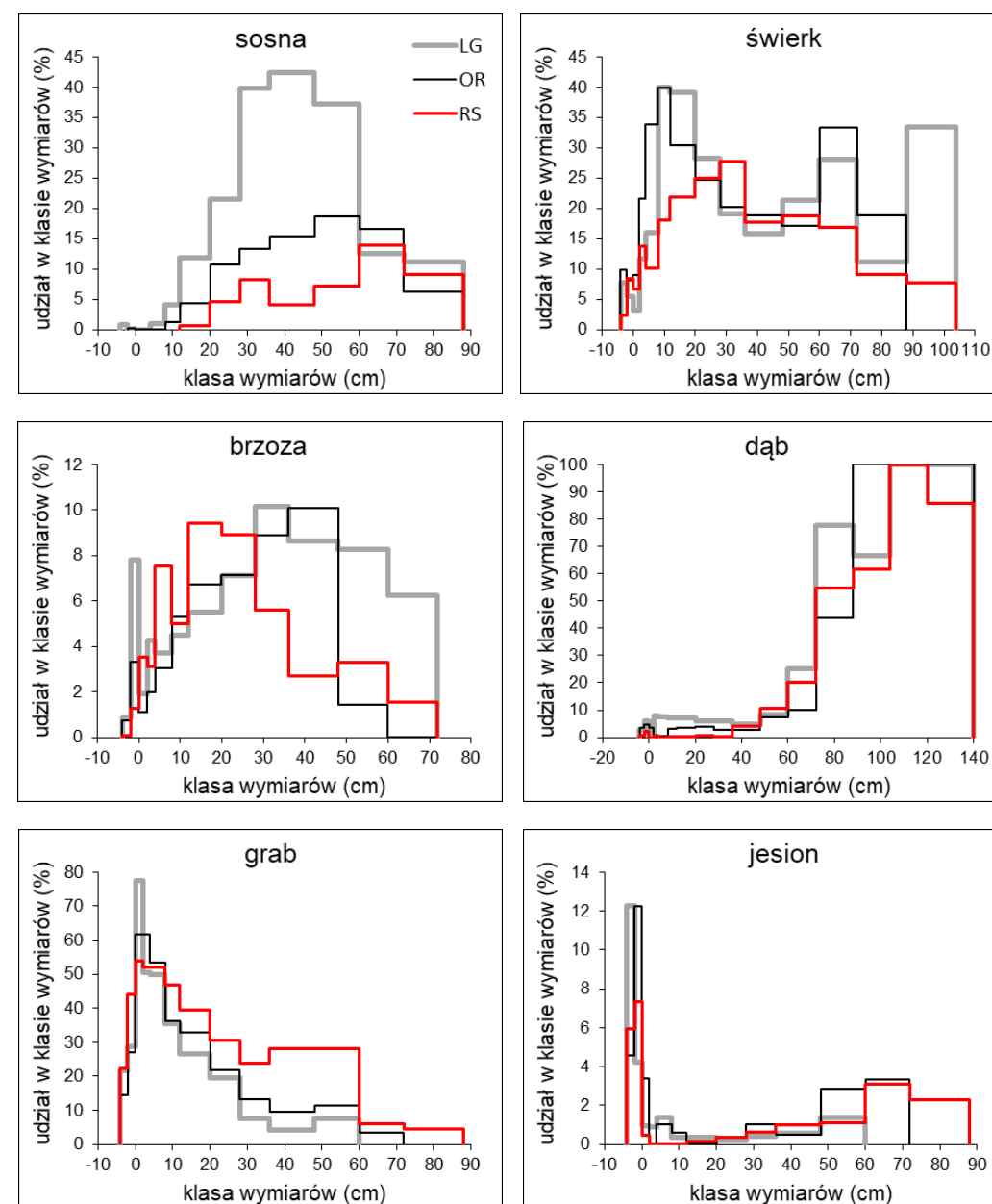
Olsza w drzewostanach Puszczy Białowieskiej była trzecim gatunkiem pod względem miąższości. W roku 2019 jej udział wynosił 17,4%. Znacznie mniejszy był udział olszy w warstwie odnowienia – według sumy wysokości drzew wyniósł 5,4%. W żadnej z jednostek interpretacyjnych w okresie 2015–2019 średnia miąższość olszy nie zmieniła się, tak samo jak nie zmieniła się suma wysokości drzew warstwy odnowienia. Miąższość olszy w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej była istotnie większa niż w drzewostanach Lasu Gospodarczego ($p=0,011$) i Rezerwatu Ścisłego ($p=0,028$). Ze względu na szybki wzrost w młodości, udział olszy w warstwie nalotu był niewielki (ryc. 4.20.). Dość duży zaś był udział drzew tego gatunku w podroście niskim i wysokim (choć inaczej było w Ochronie Rezerwatowej), a dalej w grupie drzew ze średnimi lub dużymi pierśnicami.

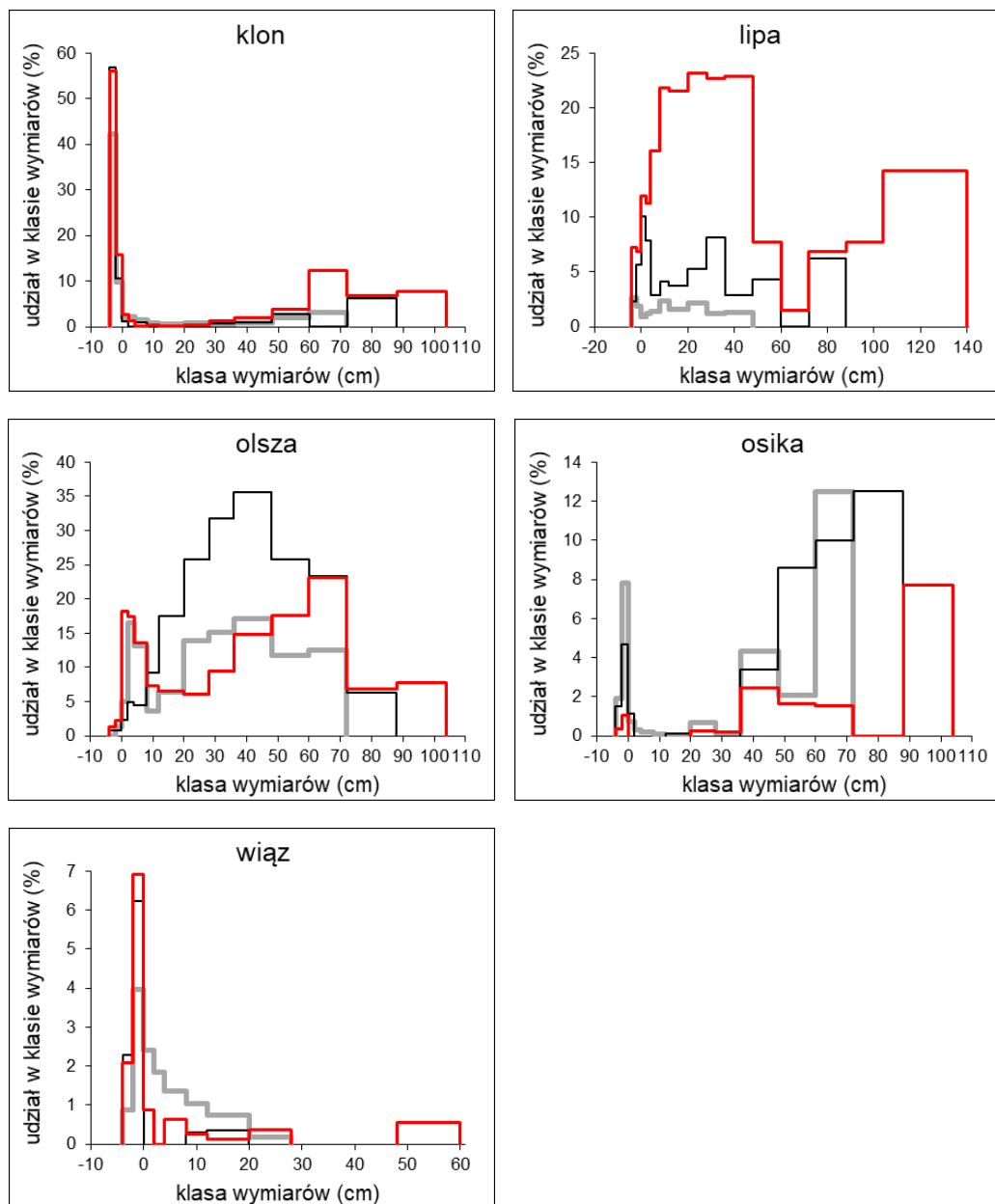
Osika należała do grupy gatunków nielicznych. W roku 2019 w drzewostanach Puszczy Białowieskiej udział jej miąższości w macierzystej warstwie drzew wyniósł 2,6%. W warstwie odnowienia na osikę przypadło 1,9% sumy wysokości drzew. W okresie 2015–2019 średnia miąższość osiki zwiększyła się ($p=0,040$) i choć największa była w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej, to pod tym względem poszczególne jednostki interpretacyjne nie różniły się istotnie. Natomiast suma wysokości osik w warstwie odnowienia w Lesie Gospodarczym była większa niż w Rezerwacie Ścisłym ($p=0,028$). Ten gatunek miał relatywnie duży udział w niskim podroście, a jeszcze większy w grupie drzew średnich i grubych klas pierśnic ($d\geq 36$ cm) (ryc. 4.20.). W grupie drzew o pierśnicy $d<36$ cm udział drzew tego gatunku był niewielki.

Wiąz (głównie górski, z niewielką domieszką wiązu polnego) był gatunkiem nielicznym. Jego udział w macierzystej warstwie drzew w Puszczy Białowieskiej w roku 2019 wyniósł 0,07%, natomiast w warstwie odnowienia udział ten był większy i wyniósł 2,2%. W okresie 2015–2019 miąższość wiązków nie zmieniła się, a drzewostany poszczególnych jednostek interpretacyjnych nie różniły się pod względem ilości tego gatunku. Stosunkowo duży był udział wiązu w nalocie i w niskim podroście (ryc. 4.20). Pomijając pojedyncze przypadki – najgrubsze wiąz nie przekraczały pierśnicy 28 cm. W drzewostanach Lasu Gospodarczego większy był, niż w pozostałych dwóch jednostkach interpretacyjnych, udział wiązu w wysokim podroście i w grupie drzew cienkich warstwy macierzystej.

Sosna w roku 2019 była gatunkiem najważniejszym ze względu na miąższość w warstwie macierzystej drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Jej udział wynosił 22,8% (w 2015 roku 19,6%). Średnia miąższość sosny była większa w drzewostanach Lasu Gospodarczego niż Ochrony Rezerwatowej ($p=0,004$) i Rezerwatu Ścisłego ($p<0,001$). W okresie 2015–2019 średnia miąższość sosny zwiększyła się zarówno w całej Puszczy Białowieskiej ($p=0,005$), jak i w Lesie Gospodarczym ($p<0,001$). Udział sosny w warstwie odnowienia był bardzo mały i w roku 2019 w Puszczy Białowieskiej wyniósł 0,4%. Suma wysokości drzew tego gatunku w warstwie odnowienia była podobna w drzewostanach wszystkich jednostek interpretacyjnych i nieznacznie zmniejszyła się w okresie 2015–2019. Duży był udział sosny w klasie drzew grubych (ryc. 4.20.). W Lesie Gospodarczym w niektórych klasach pierśnic sięgał on 37–42%. Najcieńsze notowane sosny w Rezerwacie Ścisłym należały do klasy pierśnic $d=12$ –19,9 cm. Podobnie bardzo mały był udział sosny w nalocie, podroście niskim i wysokim w drzewostanach Ochrony Rezerwatowej i Lasu Gospodarczego.

Świerk w roku 2019 był drugim (ze względu na miąższość) gatunkiem w warstwie macierzystej drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Jego udział wynosił 20,4%. Jednak jeszcze w roku 2015 świerk był najważniejszym gatunkiem (31,6%). W roku 2019 odnotowano jego udział na poziomie 58% miąższości z roku 2015 i był to jeden z dwóch gatunków (obok jesionu), którego miąższość tak znacznie się zmniejszyła ($p<0,001$). W znaczący sposób zmniejszyła się miąższość świerka w drzewostanach Lasu Gospodarczego ($p<0,001$) i Ochrony Rezerwatowej ($p=0,006$). W roku 2015 miąższość tego gatunku była większa w Lesie Gospodarczym niż w Rezerwacie Ścisłym ($p<0,001$), ale cztery lata później jednostki interpretacyjne nie różniły się ze względu na miąższość świerka. W warstwie odnowienia udział świerka wyniósł 8,7% i był on drugim gatunkiem ze względu na sumę wysokości. W Puszczy Białowieskiej ilość odnowienia tego gatunku zmniejszyła się w okresie 2015–2019 ($p<0,001$), przy czym ta zmiana wiązała się ze znacznym zmniejszeniem się sumy wysokości młodych drzew w drzewostanach Lasu Gospodarczego ($p<0,001$). W pozostałych jednostkach interpretacyjnych ilość odnowienia tego gatunku pozostała na zbliżonym poziomie. Drzewostany jednostek interpretacyjnych w pewnym stopniu różniły się ze względu na strukturę udziału świerka w klasach wymiarów (ryc. 4.20.). We wszystkich jednostkach udział świerka w nalocie i w niskim podroście był niewielki – nie przekraczał 10%. W Lesie Gospodarczym i w Ochronie Rezerwatowej relatywnie duży był udział świerka w grupie drzew cienkich i grubych, z „depresją” w grupie drzew o średnich pierśnicach. W Rezerwacie Ścisłym dość duży był udział tego gatunku w grupie drzew ze średnią pierśnicą i coraz mniejszy wraz ze zwiększaniem się klasy wymiarów.

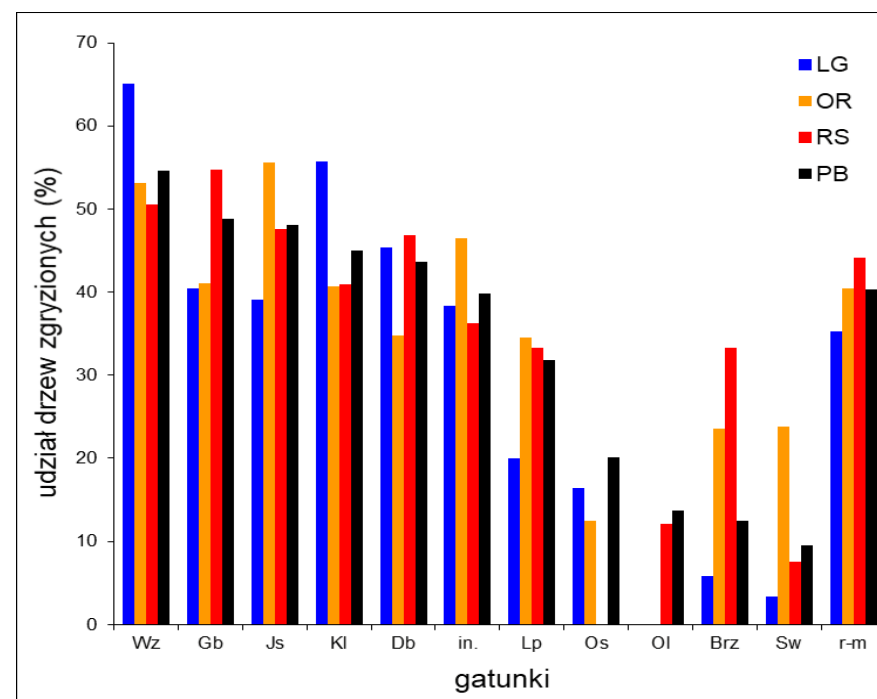




Rycina 4.20. Udział danego gatunku drzewa w klasach wymiarów w drzewostanach jednostek interpretacyjnych. Liczba drzew wszystkich gatunków w danej klasie wymiarów = 100%. Dwie najmniejsze klasy (zobrazowane wartościami ujemnymi) oznaczają nalot $h=0,3-1,3$ m i klasę podrostu o wysokości $h=0,3-1,3$ m. Na wszystkich rycinach zastosowano jednakową symbolikę barwną (objaśnioną na rycinie dla sosny). LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowiecka

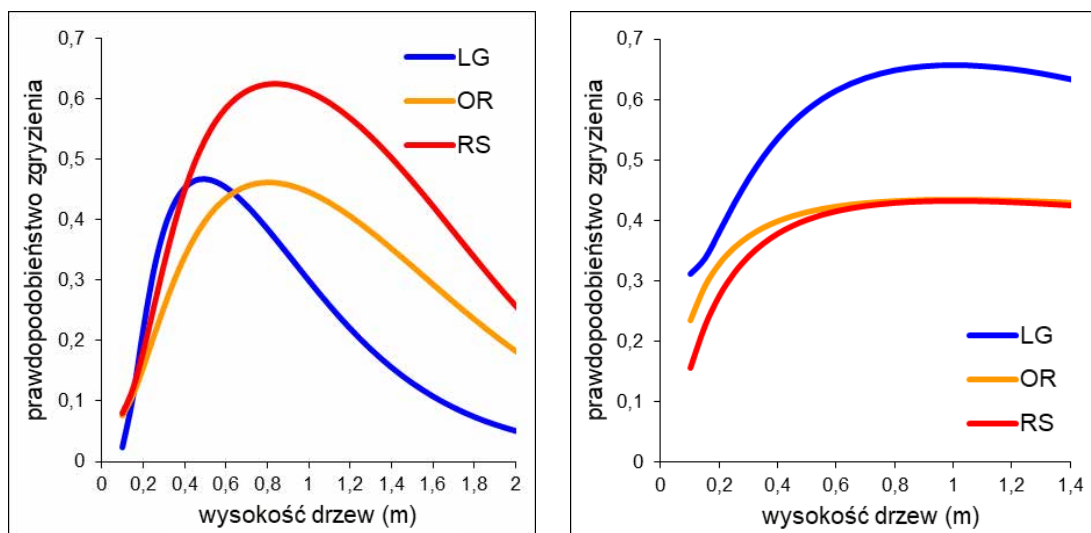
4.3.14. Uszkodzenia spowodowane przez roślinożerne ssaki kopytne

Udział drzew należących do klasy wysokości $h=0,3-1,3$ m ze zgryzionym zeszłorocznym odcinkiem pędu głównego obrazował presję roślinożernych ssaków kopytnych na młode pokolenie drzew, a jednocześnie pokazywał jak atrakcyjne były poszczególne gatunki dla tych zwierząt (ryc. 4.21.). Ten udział, wynoszący w Puszczy Białowieckiej średnio (bez względu na gatunek drzewa) ponad 40%, był stosunkowo duży. Do najbardziej uszkodzonych gatunków należały: wiąz, grab i jesion, do najmniej uszkodzonych: olsza, brzoza i świerk. Nietypowy był niewielki udział zgryzionych osik (gatunku na ogół silnie uszkodzanego). Niekiedy istniały różnice udziału zgryzionych drzew danego gatunku pomiędzy jednostkami interpretacyjnymi.



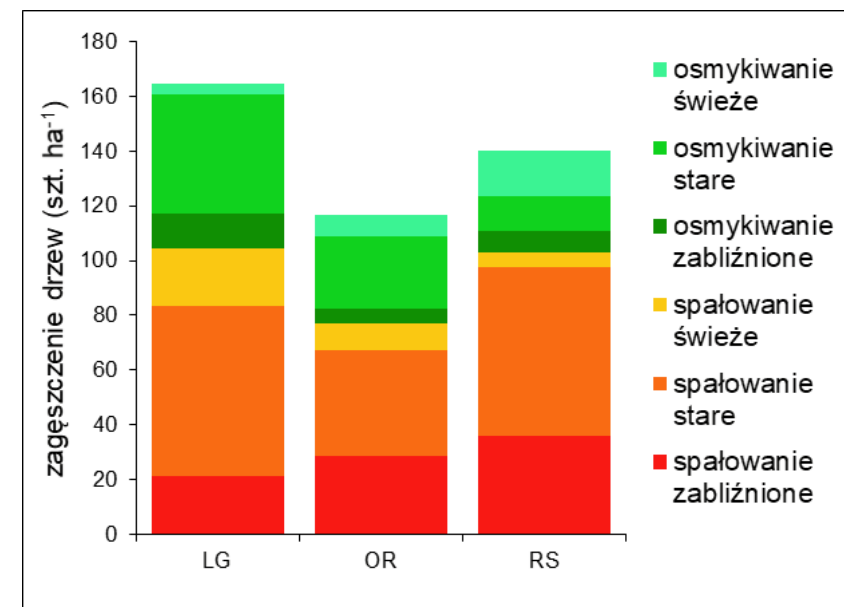
Rycina 4.21. Udział drzew klasy wysokości $h=0,3-1,3$ m z pędem głównym zgryzionym w ciągu roku (od kwietnia poprzedniego roku do kwietnia bieżącego roku, tj. zgryzienie zeszłorocznego odcinka pędu głównego) przez roślinożerne ssaki kopytne; w przypadku osiki i olszy pominięto dane dla jednostek, w których było za mało obserwacji. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły, PB – Puszcza Białowiecka (polska część, jednostki interpretacyjne razem)

Wyrównana zależność udziału drzew zgryzionych od wysokości drzewa potwierdziła różnice stopnia uszkodzenia pomiędzy drzewostanami jednostek interpretacyjnych. W przypadku grabu (najliczniejszego gatunku w podroście niskim i wysokim) wymiary najbardziej „atrakcyjnych do zgryzienia” drzew różniły się: w Lesie Gospodarczym były to drzewa o wysokości 0,45 m, w Ochronie Rezerwatowej już 0,8 m i niewiele więcej (0,85 m) w Rezerwacie Ścisłym (ryc. 4.22a.). W tej ostatniej jednostce udział grabów zgryzionych był największy (co było zgodne ze średnimi danymi dla klasy wysokości $h=0,3-1,3$ m). W przypadku klonu (najliczniejszego gatunku w nalocie) wymiary najbardziej „atrakcyjnych do zgryzienia” drzew nie różniły się (ryc. 4.22b.). We wszystkich jednostkach interpretacyjnych była to wysokość 1,0 m. W Lesie Gospodarczym klon był bardziej zgryzany niż w pozostałych jednostkach.



Rycina 4.22. Prawdopodobieństwo zgryzienia grabu (a – lewy panel) oraz klonu (b – prawy panel) w ciągu jednego roku w różnych jednostkach interpretacyjnych w Puszczy Białowieskiej. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły

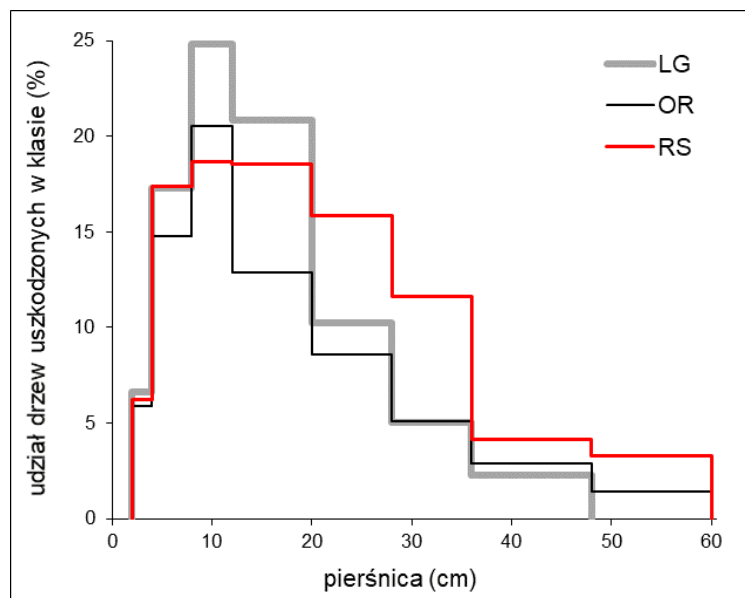
Zagęszczenie drzew z uszkodzeniami powierzchni pnia, tj. spalowanych lub osmykanych przez roślinożerne ssaki kopytne wyniosło średnio w Puszczy Białowieskiej 149 ± 27 szt. ha^{-1} . Było podobne w drzewostanach wszystkich jednostek interpretacyjnych (ryc. 4.23.) i wynosiło: LG – 164 ± 39 szt. ha^{-1} , OR – 116 ± 37 szt. ha^{-1} , RS – 140 ± 34 szt. ha^{-1} . Zagęszczenie drzew z ranami świeżymi, powstałymi w ciągu jednego roku, wynosiło 22 ± 13 szt. ha^{-1} i też było podobne w trzech jednostkach: LG – 25 ± 20 szt. ha^{-1} , OR – 17 ± 14 szt. ha^{-1} , RS – 22 ± 24 szt. ha^{-1} . Więcej było drzew, które miały tylko rany zabliznione, a najwięcej było tych, które miały co najmniej jedną starą ranę otwartą („stare” spalowanie lub osmykiwanie).



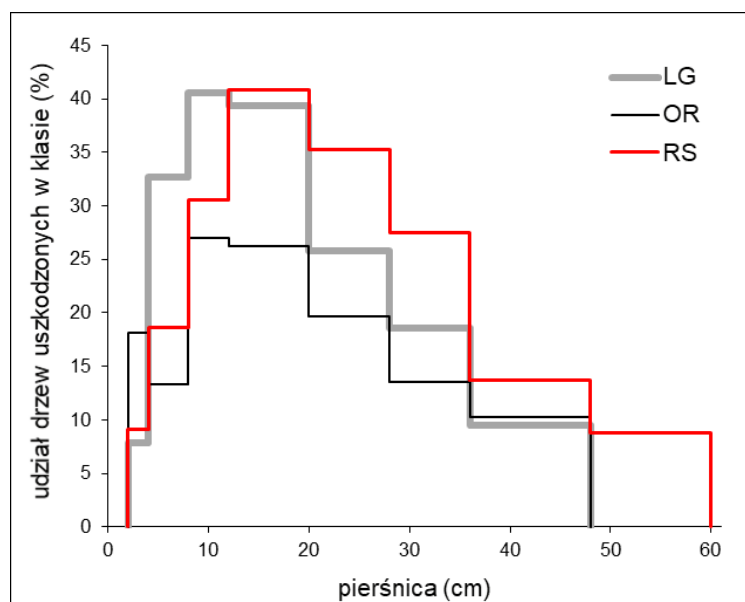
Rycina 4.23. Zagęszczenie drzew spalowanych lub osmykanych z podziałem na podrodzaje uszkodzeń w drzewostanach jednostek interpretacyjnych Puszczy Białowieskiej. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły

Udział drzew spalowanych lub osmykanych przez roślinożerne ssaki kopytne zależał od grubości drzew (ryc. 4.24.). W każdej z jednostek interpretacyjnych drzewostanów Puszczy Białowieskiej największą część z tymi uszkodzeniami stanowiły drzewa w klasie pierśnic $d=8,0-11,9$ cm. Wiązało się to z tym, że znaczna część uszkodzenia powstawała, gdy drzewa były cienkie – w zakresie pierśnic $d=2,0-11,9$ cm. Grubsze drzewa także podlegały uszkodzeniom, ale w mniejszym stopniu. W kolejnych klasach pierśnic, poczynając od $d=12,0-19,9$ cm, udział drzew spalowanych lub osmykanych zmniejszał się. Mogło to wiązać się z większą śmiertelnością drzew uszkodzonych, częstszym ich eliminowaniem w zabiegach pielęgnacyjnych (w Lesie Gospodarczym), a także z zabliznianiem się ran, które stopniowo stawały się niewidoczne. W zakresie pierśnic $d=2,0-7,9$ cm udział drzew uszkodzonych był podobny we wszystkich jednostkach interpretacyjnych. W grupie drzew o pierśnicy $d \geq 20,0$ cm w Rezerwacie Ścisłym większy był, niż w pozostałych jednostkach, udział drzew spalowanych lub osmykanych.

Podobna zależność udziału drzew spalowanych lub osmykanych od ich pierśnic istniała w przypadku świerków (ryc. 4.25.). Różnica dotyczyła dużego udziału drzew tego gatunku uszkodzonych w klasie pierśnic $d=12,0-19,9$ cm. Wynikało to z tego, że – ze względu na cienką i gładką korę – dość grube świerki są jeszcze atrakcyjne dla gatunków zwierząt powodujących spalowanie (zjedanie kory).



Rycina 4.24. Udział, w klasach pierśnic, drzew spalowanych lub osmykanych przez roślinożerne ssaki kopytne w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w Puszczy Białowieskiej; dane łącznie dla wszystkich gatunków drzew; liczba drzew w danej klasie =100%. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły



Rycina 4.25. Udział, w klasach pierśnic, świerków spalowanych lub osmykanych przez roślinożerne ssaki kopytne w drzewostanach jednostek interpretacyjnych w Puszczy Białowieskiej; liczba drzew w danej klasie =100%. LG – Las Gospodarczy, OR – Ochrona Rezerwatowa, RS – Rezerwat Ścisły

4.4. Dyskusja

W projekcie ForBioSensing stan i dynamikę zasobów drzewnych po raz pierwszy określono dla całego terenu polskiej części Puszczy Białowieskiej, posługując się jednolitą metodyką zbierania danych źródłowych w poszczególnych częściach tego obiektu. Odniesienie się do wcześniejszego stanu lasu było możliwe tylko w przypadku Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego, a i to z pewnymi ograniczeniami. Wyniki z roku 1990 (Michalczyk 2001), lat 1995 i 2005 (Krasuska, Miścicki 2002; Miścicki 2012), okresu 1999–2009 (Brzeziecki i in. 2010), okresu 2000–2015 (Miścicki 2016) i okresu 1999–2019 (Brzeziecki i in. 2020) były uzyskane z wykorzystaniem różniących się między sobą rozwiązań metodycznych.

W niniejszych badaniach interpretację wyników dotyczących stanu zasobów drzewnych przeprowadzono nie tylko dla całej Puszczy Białowieskiej, ale także dla drzewostanów w trzech wyodrębnionych jednostkach interpretacyjnych: Lasów Gospodarczych (LG), Ochrony Rezerwatowej (OR) i Rezerwatu Ścisłego (RS). Kryterium utworzenia tych jednostek były historyczne różnice zagospodarowania i ochrony lasu. Liczba powierzchni próbnych zmierzonych w okresie 2015–2019 wystarczyła do oceny stanu i dynamiki drzewostanów tych trzech jednostek interpretacyjnych, ale była za mała, aby dokonać ich dalszego podziału z uwzględnieniem struktury siedlisk leśnych. Byłoby to przydatne w przypadku interpretacji np. różnic składu gatunkowego drzewostanów. Podział drzewostanów Puszczy Białowieskiej na 16 jednostek interpretacyjnych (cztery grupy siedlisk i cztery jednostki gospodarowania i/lub ochrony) zastosowali Brzeziecki i in. (2019) z użyciem zagęszczonej siatki powierzchni próbnych (co czwarty środek powierzchni próbnej pokrywał się ze środkiem powierzchni próbnej zbioru użytego w niniejszych badaniach). Wyniki obu prac trudno jest bezpośrednio porównać. Ogólne trendy zmian zasobów drzewnych były podobnie zobrazowane, ale np. średnie zasobności drzewostanów Puszczy Białowieskiej i niektórych jednostek interpretacyjnych (dwie z nich – LG i RS – pokrywały się z jednostkami zastosowanymi w niniejszej pracy) różniły się (w niniejszej pracy były nieco większe). Przyczyny mogły być złożone. Prawdopodobnie niewielki był wpływ różnej liczby powierzchni próbnych i ich wielkości (500 m² do oceny warstwy macierzystej drzew w niniejszych badaniach wobec 400 m² w cytowanych). W większym stopniu ta różnica mogła wynikać z zastosowania różnych wzorów do obliczenia miąższości drzew. Jakość wyników – zwłaszcza uzyskanych dzięki pomiarowi z użyciem licznych powierzchni próbnych – może też zależeć od poprawności danych, a to wiąże się m.in. ze skrupulatnością kontroli rezultatów pomiarów terenowych. W cytowanych badaniach Brzezieckiego i in. (2019) oprócz oceny stanu i dynamiki zasobów drzewnych podjęte zostało zagadnienie porównania drzewostanów Puszczy Białowieskiej objętych ochroną z drzewostanami zagospodarowanymi. Spośród użytych 42 cech i parametrów, w 21 przypadkach nie stwierdzono różnic między tymi jednostkami, w 11 wynik wskazywał na wyższość drzewostanów objętych ochroną nad drzewostanami zagospodarowanymi, ale w 10 przypadkach było odwrotnie.

Porównywanie stanu i rozwoju lasu objętego ochroną z lasem zagospodarowanym było wykonywane w innych częściach Europy (Keren i in. 2017; Keren, Diaci 2018; Keren i in. 2018). Jednak takie porównanie w przypadku Puszczy Białowieskiej miało tę zaletę, że obiekt objęty ochroną ścisłą (Rezerwat Ścisły) jest stosunkowo duży. Jego wielkość (ok. 4600 ha) jest wystarczająca, aby stan zasobów drzewnych, podlegających procesom wzrostu, przeżycia i ubywania, był stabilny. Czy rzeczywiście w badanym okresie stan zasobów drzewnych był zrównoważony w Rezerwacie Ścisłym, a także w dwóch pozostałych

jednostkach interpretacyjnych (Ochrona Rezerwatowa i Las Gospodarczy, o powierzchni jeszcze większej niż powierzchnia Rezerwatu Ścisłego)?

Wcześniejsze badania dotyczące Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego wskazały, że zasobność drzewostanów w niewielkim zakresie zmniejszyła się w okresie 1990–2005 (Miścicki 2012), ale była stabilna w okresie 2000–2015 (Miścicki 2016). Według niniejszych badań w okresie 2015–2019 zasobność drzewostanów RS zmniejszyła się w niewielkim stopniu (i najmniej wśród analizowanych jednostek interpretacyjnych). Ten wynik jest częściowo zgodny z rezultatami badań Brzezieckiego i in. (2020). Według tych autorów zasobność drzewostanów Rezerwatu Ścisłego BPN w okresie 2009–2019 zmniejszyła się średnio o $2,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Według niniejszych badań w okresie 2015–2019 średnio było mniej o $4,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, a więc w wartościach bezwzględnych różnica była większa. Należy jednak wziąć pod uwagę, że wynik podany w niniejszych badaniach dotyczył okresu szczególnie nasilonego zamierania drzew – zwłaszcza świerka. W całej Puszczy Białowieskiej zasobność zmniejszyła się znacząco. Wynikało to z dużego tempa ubywania drzew, ale także ze zmniejszenia się bieżącego przyrostu miąższości, co można było ocenić przez porównanie danych dla Rezerwatu Ścisłego. W okresie 2000–2015 ten przyrost wyniósł w Rezerwacie Ścisłym $9,0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, zaś $7,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ w latach 2015–2019. W roku 2019 średnia zasobność drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieskiej była zbliżona do tej, którą odnotowano (w całej Puszczy) przed wybuchem I wojny światowej, gdy wynosiła $372 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Więcko 1984). Tę wielkość należy przyjąć jako orientacyjną, ponieważ dotyczyła ona całej ówczesnej Puszczy. Zmniejszenie się zasobności drzewostanów w okresie 2015–2019 było zjawiskiem zaskakującym ze względu na rozmiar. Według prognozy wykonanej przez Gazdę i Miścickiego (2016) średnia zasobność drzewostanów Rezerwatu Ścisłego w dziesięcioletnim okresie 2015–2025 miała zwiększyć się o $3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Choć w okresie 2015–2019 miąższość grubizny niektórych gatunków drzew uległa niewielkiemu zwiększeniu (sosna, dąb, grab), zmniejszeniu (brzoza) lub pozostała stabilna (klon, lipa, olsza, wiąz), to ogólne zmniejszenie się zasobności drzewostanów w największym stopniu wiązało się z zamieraniem jesionu, a zwłaszcza świerka. Wpłynęło to na zauważalną zmianę składu gatunkowego drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Drzewostany Lasu Gospodarczego, Ochrony Rezerwatowej i Rezerwatu Ścisłego w dalszym ciągu różniły się pod względem składu gatunkowego, mimo pewnej unifikacji związanej z wyrównaniem się zasobów świerka w drzewostanach wszystkich jednostek interpretacyjnych.

Mniejsze były różnice składu gatunkowego drzew warstwy odnowienia pomiędzy jednostkami interpretacyjnymi. W wysokim podroście można było jeszcze dostrzec ślady przeszłego gospodarowania w drzewostanach Lasu Gospodarczego. Wyrażało się to obecnością stosunkowo licznych dębów i mniej licznych sosen. W pozostałych jednostkach interpretacyjnych udział tych gatunków w wysokim podroście był mniejszy, natomiast był mały w warstwach nalotu i niskiego podrostu we wszystkich jednostkach interpretacyjnych. Wszędzie w podroście niskim i wysokim najliczniejszy był grab. Jednak nową sytuacją była dominacja klonu w warstwie nalotu. Ograniczając porównania tylko do Rezerwatu Ścisłego, bo tylko takimi danymi dotyczącymi dawniejszego (od roku 1995) stanu warstwy odnowienia można dysponować, udział niektórych gatunków w warstwie drzew najniższych zmienił się (Miścicki 2012). Zmniejszył się udział grabu i jesionu w nalocie i w niskim podroście, za to zwiększył się udział klonu. Trudno jest ocenić, czy zmiana proporcji klonu i grabu nastąpi w przyszłości także w podroście niskim i wysokim, a dalej w warstwie macierzystej drzew. Wpływ na to będą

mieć uszkodzenia – przede wszystkim zgryzanie – powodowane przez roślinożerne ssaki kopytne. Wyniki niniejszych badań potwierdziły, że młode drzewa były intensywnie uszkodzane, a grab i klon należały do grupy gatunków drzew bardzo lubianych przez te zwierzęta (Miścicki 1996). Jednak grab jest wytrzymały na uszkodzenia, zaś klon znacznie mniej (Kuijper i in. 2010). Udział drzew zgryzionych, jak i zagęszczenie drzew z uszkodzoną powierzchnią pnia (spalowane lub osmykane) różniły się – choć w niezbyt dużym zakresie – pomiędzy jednostkami interpretacyjnymi. Mogło się to wiązać z liczebnością danego gatunku i formą jego występowania w warstwie odnowienia. Wpływ na to mógł też mieć skład gatunkowy ssaków kopytnych na danym terenie, bowiem drzewa poszczególnych gatunków, jako pokarm, nie są jednakowo atrakcyjne dla poszczególnych gatunków tych zwierząt (v. Raesfeld 1970, 1971).

W przeszłości drzewostany jednostek interpretacyjnych różniły się ze względu na warunki wzrostu młodych drzew, a przez to różniły się walorami smakowymi ich pędów. Najczęściej rosły one pod okapem starych drzew w Rezerwacie Ścisłym i w Ochronie Rezerwatowej, a dość często na powierzchniach otwartych w Lesie Gospodarczym. Młode drzewa wzrastające w warunkach pełnego dostępu do światła są uważane za najbardziej atrakcyjne jako pokarm ssaków kopytnych. Ograniczenie działań hodowlanych spowodowało jednak, że w analizowanym okresie 2015–2019 i w Lesie Gospodarczym znaczna część odnowienia rozwijała się pod okapem drzew starszych.

Z powodu nie przewidywanego wcześniej zbiegu okoliczności, czteroletni okres badań prowadzonych w latach 2015–2019 pokrył się z intensywnymi zmianami zachodzącymi w drzewostanach Puszczy Białowieskiej. Najważniejszym zjawiskiem było zamieranie świerka, które prowadziło do znacznych zaburzeń struktury drzewostanów (lub „katastrofy”, używając innego terminu). Wskazywano, że tak znaczne zaburzenia, które mogłyby być powstrzymane w zagospodarowanej części lasu, prowadzą do pogorszenia stanu zachowania wielu cennych elementów bogactwa przyrodniczego Puszczy Białowieskiej (Brzeziecki i in. 2018). Nie podejmując tu dyskusji, jakie były przyczyny znacznego tempa zamierania świerka, należy podkreślić wpływ tego zdarzenia na Puszcę Białowieską. W okresie 2015–2019 miąższość drzew, które w niej zamarły, wyniosła $4,173$ miliona m^3 , z czego $2,750$ miliona m^3 (66%) przypadło na świerk. Przyjmuje się, że w okresie 1915–1918 okupacyjna administracja niemiecka wycięła w całej Puszczy Białowieskiej 5 milionów m^3 i że była to jedna z największych katastrof w jej dziejach (Więcko 1984). Przyjmując, że drewno było pozyskiwane równomiernie z całego terenu, na obecny polski obszar Puszczy Białowieskiej przypadło $2,20$ miliona m^3 . Należy podkreślić, że drzewostany ponosiły straty i w latach późniejszych: szacowano, że miąższość świerków zamarłych w następstwie żerowania kornika drukarza w latach 1921–1922 wyniosła $1,95$ miliona m^3 (Mokrzecki 1923). Jednak współczesne zamieranie drzew spowodowało straty w żywych zasobach drzewnych Puszczy Białowieskiej porównywalne z tymi z lat 1915–1922 lub nawet większe.

4.5. Podsumowanie

Określono stan i dynamikę zasobów drzewnych dla całego terenu polskiej części Puszczy Białowieskiej, posługując się jednolitą metodyką zbierania danych źródłowych w poszczególnych częściach tego obiektu. Interpretację wyników przeprowadzono dla całej

Puszczy Białowieskiej, ale także dla drzewostanów w trzech wyodrębnionych jednostkach interpretacyjnych: Lasów Gospodarczych (LG), Ochrony Rezerwatowej (OR) i Rezerwatu Ścisłego (RS). Kryterium utworzenia tych jednostek były historyczne różnice zagospodarowania i ochrony lasu.

Czteroletni okres badań prowadzonych w latach 2015-2019 pokrył się z intensywnymi zmianami zachodzącymi w drzewostanach Puszczy Białowieskiej. Najważniejszym zjawiskiem było zamieranie świerka, które prowadziło do znacznych zaburzeń struktury drzewostanów. W okresie 2015-2019 miąższość drzew, które zamarły w polskiej części Puszczy Białowieskiej, wyniosła 4,173 miliona m³, z czego 2,750 miliona m³ (66%) przypadło na świerk. Ogólnie – w całej Puszczy zasobność drzewostanów zmniejszyła się, choć w RS w najmniejszym stopniu (wśród analizowanych jednostek interpretacyjnych). Zamieranie świerka i jesionu, a w mniejszym stopniu różnice śmiertelności i przyrostu pozostałych gatunków drzew, wpływały na zmianę składu gatunkowego drzewostanów Puszczy Białowieskiej.

Mniejsze były różnice składu gatunkowego drzew warstwy odnowienia pomiędzy jednostkami interpretacyjnymi. W wysokim podroście można było jeszcze dostrzec ślady przeszłego gospodarowania w drzewostanach LG. Wyrażało się to obecnością stosunkowo licznych dębów i mniej licznych sosen. We wszystkich jednostkach interpretacyjnych w podroście niskim i wysokim najliczniejszy był grab. Jednak nową sytuacją była dominacja klonu w warstwie nalotu. Młode drzewa były często uszkodzane przez roślinożerne ssaki kopytne. Średnio około 40% drzew klasy wysokości $h=0,3-1,3$ m było zgryzionych w ciągu jednego roku, a w największym stopniu wiązy, graby, jesiony i klony.

Literatura

- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998a. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science*, 9: 229–238.
- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998b. Natural stand development in the Białowieża National Park between 1936 and 1996. Fundacja Rozwój SGGW, Warszawa (in Polish).
- Bruchwald A., Rymer-Dudzińska T., Dudek A., Michalak K., Wróblewski L., Zasada M. 2000. Wzory empiryczne do określania wysokości i pierśnicowej liczby kształtu grubizny drzewa. *Sylvan*, 144(10): 5–13.
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeliński H., Dzwonkowski M., Ostrowski J., Widawska Z. 2010. Operat dynamiki ekosystemów leśnych Białowieskiego Parku Narodowego. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW, Warszawa.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science*, 27(3): 460–469.
- Brzeziecki B., Hilszczański J., Kowalski T., Łakomy P., Małek S., Miścicki S., Modrzyński J., Sowa J., Starzyk J.R. 2018. Problem masowego zamierania drzewostanów świerkowych w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Puszcza Białowieska”. *Sylvan*, 162(5): 373–386.
- Brzeziecki B., Zajączkowski J., Bolibok L. 2019. Ocena stanu różnorodności biologicznej w Puszczy Białowieskiej na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW, Warszawa.
- Brzeziecki B., Zajączkowski J., Bielak K. 2020. Aktualizacja podstawowych charakterystyk drzewostanów Białowieskiego Parku Narodowego na podstawie inwentaryzacji przeprowadzonej w latach 2019–2020. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW, Warszawa.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology*, 108(3): 1138–1154.
- Czerwiński A. 1968. Baza produkcji leśnej Puszczy. [W:] J.B. Faliński (red.), Park Narodowy w Puszczy Białowieskiej. PWRiL Warszawa: 177–198.
- Gazda A., Miścicki S. 2016. Prognoza zmian składu gatunkowego drzewostanów Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylvan*, 160(4): 309–319.
- Gazda A., Miścicki S. 2018. Sąsiedztwo i następstwo gatunków drzew w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan*, 162(3): 209–219.
- Horn H. 1966. Measurement of ‘overlap’ in comparative ecological studies. *The American Naturalist*, 100: 419–424.
- Instrukcja o urządzaniu lasów w parkach narodowych i rezerwach przyrody. 1962. Ministerstwo Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego, Warszawa.
- Instrukcja urządzania lasu. 1980. Prace urzędniowe. Ministerstwo Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego. PWRiL, Warszawa.
- Keren S., Diaci J., Motta R., Govedar Z. 2017. Stand structural complexity of mixed old-growth and adjacent selection forests in the Dinaric Mountains of Bosnia and Herzegovina. *Forest Ecology and Management*, 400, 531541.
- Keren S., Diaci J. 2018. Comparing the Quantity and Structure of Deadwood in Selection Managed and Old-Growth Forests in South-East Europe. *Forests*, 9(2): 1–16.
- Keren S., Medarevic M., Obradovic S., Zlokapa B. 2018. Five Decades of Structural and Compositional Changes in Managed and Unmanaged Montane Stands: A Case Study from South-East Europe. *Forests*, 9(8): 1–19.
- Köhl M., Magnussen S., Marchetti M. 2006. Sampling methods, remote sensing and GIS multiresource forest inventory. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.

- Krasuska M., Miścicki S. 2002. Wielkoobszarowa charakterystyka drzewostanów Białowieckiego Parku Narodowego. *Sylwan*, 146(3): 73–90.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jędrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jędrzejewski W., Kweczlich I. 2010. Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology*, 98(4): 888–899.
- Michalak R., Broda J., Głaz J., Jabłoński M., Lech P., Smykała J., Wawrzoniak J., Zajączkowski S. 2004. Instrukcja Wykonywania Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu. Instytut Badawczy Leśnictwa (niepublikowany maszynopis).
- Michalczyk C. 2001. Siedliska i drzewostany Białowieckiego Parku Narodowego. *Phytocenosis* 13 (N.S.) Supplementum Cartographiae Geobotanicae 13, Warszawa – Białowieża, Ministerstwo Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego, Zarząd Ochrony Przyrody.
- Miścicki S. 1996. Forest regeneration and its damage by herbivorous ungulates in the Białowieża National Park. [W:] P. Paschalis, S. Zajączkowski (red.), Biodiversity protection of Białowieża Primeval Forest. Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa: 91–108.
- Miścicki S. 2012. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry*, 85(4): 473–483.
- Miścicki S. 2016. Zmiany drzewostanów Białowieckiego Parku Narodowego w okresie 2000-2015. *Leśne Prace Badawcze*, 77(4): 371–379.
- Miścicki S., Nowicka E. 2007. Pomiar zasobów leśnych z wykorzystaniem stałych koncentrycznych powierzchni próbnych – problemy i próby rozwiązań. *Sylwan*, 151(8): 15–26.
- Mokrzejcki Z. 1923. Sprawozdanie z walki z kornikiem w puszczy Białowieńskiej w r. 1922. *Las Polski*, 4(9–10): 297–307.
- Niedziałkowski W. 1949. Wytyczne urządzenia gospodarstwa rezerwatowego wraz z programem prac inwentaryzacyjnych i organizacyjnych w rezerwach leśnych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Rozprawy i Sprawozdania, Seria A, 60: 1–88.
- von Raesfeld F. 1970. *Das Rehwild*. Naturgeschichte, Hege und Jagd (neuarbeitet von G. von Lettow-Vorbeck und W. Rieck). Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- von Raesfeld F. 1971. *Das Rotwild*. Naturgeschichte, Hege und Jagd (neuarbeitet von F. Vorreyer). Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Więcko E. 1984. *Puszcza Białowieńska*. PWN Warszawa.
- Zingg A., Duc Ph. 1998. Beurteilung des Gleichgewichtszustandes in Plenterwaldversuchsflächen. [W:] Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten – Sektion Ertragskunde. Jahrestagung vom 25.–27. Mai 1998, Kevelaer. Freiburg i. Br. Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten: 147–156.

5. Stan i dynamika zasobności martwego drewna w Puszczy Białowieńskiej w latach 2015–2019 na podstawie stałych powierzchni monitoringowych

Łukasz Kuberski¹, Rafał Paluch¹, Żaneta Piasecka², Ewa Zin¹, Krzysztof Stereńczak²

¹Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża

²Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{l.kuberski, r.paluch, z.piasecka, e.zin, k.stereczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Puszcza Białowieńska jest obiektem przyrodniczym, w którym można śledzić wiele naturalnych procesów, w tym proces akumulacji i dekompozycji martwego drewna. Proces ten jest jednym z najistotniejszych czynników decydujących o różnorodności biologicznej. W ramach projektu ForBioSensing przeprowadzono po raz pierwszy w Puszczy Białowieńskiej kompleksową inwentaryzację oraz analizę dynamiki zasobności martwego drewna w krótkookresowej perspektywie czasowej w latach 2015–2019. W okresie tym miało miejsce silne wydzielanie się świerka pospolitego *Picea abies* (L.) Karst. spowodowane gradacją kornika drukarza *Ips typographus* (L.). W rozdziale opisano zmiany ilości różnych typów martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieńskiej w latach 2015, 2017 i 2019 w trzech kategoriach ochrony drzewostanów (Rezerwat Ścisły BPN, ochrona rezerwatowa, las gospodarczy) i w czterech grupach siedlisk (bory, bory mieszane i lasy mieszane, lasy, olsy i łęgi). Inwentaryzację przeprowadzono na 477 stałych, kołowych powierzchniach monitoringowych o wielkości 500 m², rozmieszczonych schematycznie w siatce kwadratów o boku 1300 m (322 powierzchnie) oraz w siatce prostokątów 250 m × 1000 m na obszarze podlegającym ochronie ścisłej w Białowieckim Parku Narodowym (155 powierzchni). Średnia (ważona powierzchnią) zasobność martwego drewna w Puszczy Białowieńskiej w roku 2019 wyniosła 113,2 m³ ha⁻¹, z czego miąższość martwych drzew stojących stanowiła 54% (60,8 m³ ha⁻¹), drewno leżące 42% (48,1 m³ ha⁻¹), a pozostała część należała do pniaków, średnio 4,3 m³ ha⁻¹. W porównaniu z rokiem 2017 średnia zasobność martwego drewna wzrosła o 21%. W porównaniu z pierwszym rokiem pomiarowym, tj. rokiem 2015 miąższość martwych drzew stojących wzrosła ponad 2,5-krotnie. Lokalnie odnotowano ponadprzeciętne wartości zasobności martwego drewna. W 2019 roku około 60% powierzchni badawczych charakteryzowało się wartościami miąższości martwego drewna powyżej 100 m³ ha⁻¹ i najczęściej zdarzało się to w kategorii ochrony ścisłej i rezerwatowej.

Słowa kluczowe: procesy naturalne, zasobność, ochrona obszarowa, typy siedliskowe lasu, gradacja kornika drukarza

5.1. Wstęp

Puszcza Białowieska jest obiektem przyrodniczym, w którym można śledzić naturalne procesy przyrodnicze, w tym tworzenie się i dekompozycję martwego drewna. Proces ten jest jednym z najistotniejszych czynników decydujących o różnorodności biologicznej, a powiązane z nim organizmy są często rzadkimi i zagrożonymi elementami bioty ekosystemów leśnych (Gutowski i in. 2004; Blanco, Lo. 2012; Gutowski i in. 2012; Stokland i in. 2012; Hilszczański, Jaworski 2018). Obumarłe drzewa w postaci drzew stojących, drzew złamanych i leżących są stałym składnikiem naturalnych biocenoz leśnych, szczególnie w terminalnych fazach rozwoju drzewostanów (Miścicki 2016). Obecność martwego drewna przyczynia się do zwiększenia mozaikowatości mikrosiedlisk w ekosystemie leśnym. Zamieranie drzew powoduje różnicowanie temperatury, uwilgotnienia, ilości dochodzącego do dna lasu światła, a wykroty dodatkowo kształtują mikrorzeźbę terenu (Faliński 1978, 1986; Pawlik 2013). Skutkiem obecności martwych drzew stojących jest poprawa warunków świetlnych w drzewostanie, przez co wzrasta temperatura dzienna, amplituda temperatur dobowych oraz wzrasta nieznacznie prędkość wiatru we wnętrzu lasu (Harmon i in. 1986).

Coraz więcej wiadomo na temat zależności między mikrosiedliskami, tworzonymi przez martwe drewno, a różnymi grupami systematycznymi organizmów (Stokland i in. 2012). Kluczowa dla różnorodności biologicznej rola martwego drewna zaznacza się wyjątkowo wyraźnie w świecie owadów. W Puszczy Białowieskiej odnotowano jak dotąd 455 gatunków chrząszczy związanych z martwymi drzewami stojącymi. Najbardziej cenne pod względem występowania owadów związanych z martwym drewnem są zbiorowiska borowe. W pozostałych typach siedliskowych lasu występuje do 30% gatunków związanych z próchniejącymi drzewami (Byk 2001). Z martwym drewnem związanych jest także wiele gatunków grzybów (Lofroth 1998; Gutowski i in. 2004; Hilszczański, Jaworski 2018). Istnienie różnorodnych zgrupowań grzybów na martwym drewnie zapewnia prawidłowe krążenie materii w ekosystemie leśnym (Franklin i in. 1981). Podkreślić należy, że martwe drewno to mikrosiedlisko, które zmienia swoje właściwości w procesie murszenia. W związku z tym stanowi środowisko życia dla np. wielu gatunków mszaków o różnych wymaganiach. W skład brioflory występującej na martwym drewnie wchodzi zarówno gatunki pospolite, jak i zagrożone wyginięciem. Dlatego też martwe drewno ma ogromne znaczenie dla utrzymania odpowiedniego poziomu różnorodności mszaków w ekosystemach leśnych (Gutowski i in. 2004; Wierzcholska i in. 2018). Martwe drewno umożliwia też wytwarzanie swoistych więzi biocenotycznych, ułatwiających bytowanie wielu powiązanych ze sobą gatunków. Taki przykład stanowi relacja między drobnymi ssakami a grzybami saproksylicznymi. Ssaki mimowolnie rozprzestrzeniają zarodniki grzybów, dzięki czemu grzyby mają ułatwioną kolonizację kolejnych substratów, co zwiększa bazę pokarmową tych ssaków. Ponadto rozmieszczenie grzybów powoduje zmiany tras wędrówek drobnych ssaków (Franklin i in. 1981).

Wykroty urozmaicają mikrorzeźbę terenu dna lasu (Faliński 1978; 1986; ryc. 5.1), a martwe pnie pełnią istotną rolę w spowolnieniu spływu wód opadowych (Zielonka i in. 2009; Pawlaczyk 2017). Martwe drewno leżące może akumulować wodę do 250% wagi suchej masy pnia, stanowiąc rezerwuar wody, która – parując – podnosi wilgotność powietrza w lesie (Maser i in. 1988). Nieodłącznym procesem związanym z obumieraniem drzew jest również proces odnowienia, odgrywający kluczową rolę w dynamice lasu. Martwe drewno często go znacznie ułatwia, tworząc dogodnie miejsca do kiełkowania nasion, m. in. stabilizując grunt, regulując warunki wodne czy chroniąc siewki i podrost przed dostępem zwierząt (Bobic i in. 2011; Smit i in. 2012).

Mięszkość martwego drewna w lesie nie jest stała, ponieważ ciągle pojawiają się nowe fragmenty drewna wraz z równoczesnym procesem dekompozycji (Bujoczek 2012), której tempo zależy od szeregu czynników, w tym m. in. od warunków klimatycznych (Stokland i in. 2012).

W latach 2015–2019 w Puszczy Białowieskiej zaobserwowano znaczny wzrost zasobności martwego drewna. Było to spowodowane masowym zamieraniem świerka i jesionu pod wpływem różnych czynników (Paluch 2015; Brzeziecki i in. 2018; Jaroszewicz, Cholewińska 2018).

Celem badań prezentowanych w niniejszym rozdziale było scharakteryzowanie stanu i dynamiki ilości martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019, z uwzględnieniem różnych stopni jego rozkładu, w zależności od siedliska i kategorii ochrony drzewostanów.



Rycina 5.1. Efekt wichury z 2017 roku w oddziale 630 Puszczy Białowieskiej (fot. Ł. Kuberski, rok 2020)

5.2. Materiały i metody

W pracy wykorzystano wyniki pomiarowe z 477 kołowych powierzchni próbnych z dwóch regularnych siatek. Pierwsza to siatka projektu ForBioSensing, która została założona w roku 2015 na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej i jest w rozmiarze 1300 m × 1300 m (322 powierzchni badawcze). Siatka została odchylna o około 30° względem północy w celu uniknięcia nakładania się powierzchni monitoringowych na drogi i linie oddziałowe, w większości przebiegające w Puszczy Białowieskiej na osi północ-południe oraz wschód-zachód. Druga z wykorzystanych do pomiarów siatek powierzchni próbnych została założona w roku 1999, na obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego i jest w rozmiarze około 250 m × 1000 m (155 powierzchni badawczych). Siatka ta oddalona jest

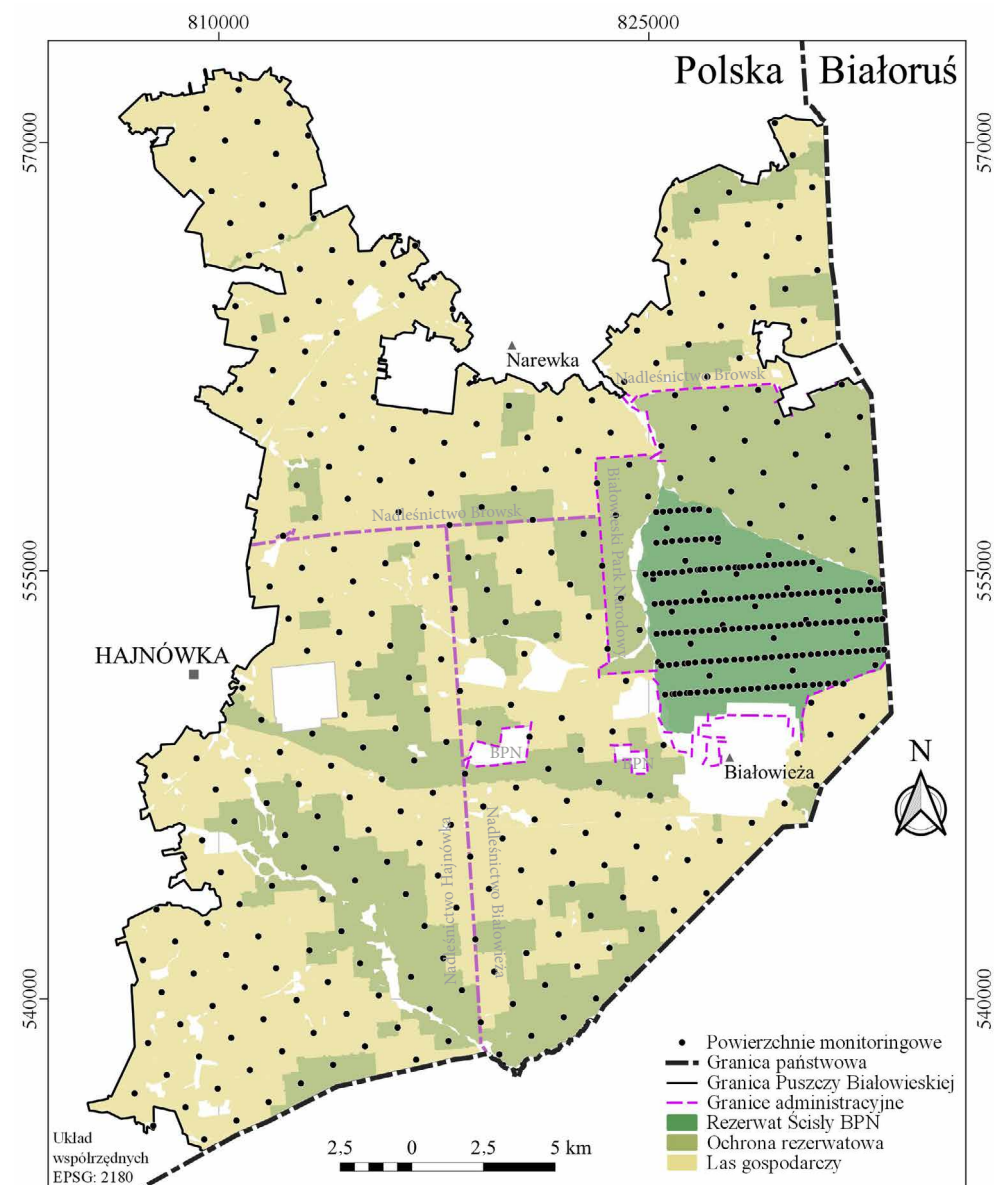
od linii podziału powierzchniowego (patrz również rozdz. 1 i ryc. 5.2). Z analiz wykluczono powierzchnie badawcze, które są zlokalizowane na obszarach niestanowiących lasu wg Leśnej Mapy Numerycznej.

Inwentaryzację martwego drewna przeprowadzono na kołowych powierzchniach monitoringowych o wielkości 500 m² (r = 12,62 m). Martwe drzewa stojące (inaczej: posusz) i pniaki włączano do inwentaryzacji, jeśli ich środek przekroju mieścił się na powierzchni. Pomiarowi podlegały drzewa martwe stojące o pierśnicy ≥ 7,0 cm (w korze) i wysokości ≥ 1,3 m oraz pniaki o wysokości < 1,3 m i średnicy w połowie wysokości ≥ 7,0 cm (w korze). Dla każdego uwzględnionego martwego drzewa stojącego i pniaka określano wysokość, średnicę (w przypadku drzew złamanych średnicę w miejscu złamania) i stopień rozkładu drewna wg 5-stopniowej skali (Pyle, Brown 1998) określając w terenie tylko pierwsze cztery klasy, tj.: I – drewno świeże; II – drewno częściowo rozłożone; III – drewno silnie rozłożone; IV – drewno bardzo silnie rozłożone. W przypadku martwego drewna leżącego (inaczej: leżanina) do próby zaliczano drzewa leżące w obrębie powierzchni próbnej, o średnicy w cieńszym końcu ≥ 7,0 cm (w korze), wykonywano pomiar długości i średnicy w środku oraz określano stopień rozkładu drewna według ww. zasad. Ponadto określano gatunek drzewa oraz obecność kory w miejscu pomiaru średnicy. Pomiarzy przeprowadzono w latach: 2015, 2017 i 2019, w okresie od lipca do października.

Analizy przeprowadzono dla czterech grup siedliskowych: (1) bory, (2) bory mieszane i lasy mieszane, (3) lasy, (4) olsy i łągi oraz dla trzech kategorii ochrony drzewostanów (tab. 5.1). Pierwszą kategorię stanowił obszar dawnego Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego, znajdujący się pod ochroną od 1921 roku, określany dalej nazwą "Rezerwat Ścisły BPN". Do drugiej kategorii zaliczono drzewostany zlokalizowane w rezerwatach przyrody oraz w dawnym Obrębie Ochronnym Hwoźna Białowieskiego Parku Narodowego, będącym częścią włączoną do Parku w 1996 roku, określane dalej nazwą "ochrona rezerwatowa". Trzecią kategorię stanowiły drzewostany nie objęte formą ochrony

Tabela 5.1. Powierzchnie monitoringowe położone w obrębie wyróżnionych form ochrony i grup siedliskowych

Kategoria ochrony drzewostanów	Grupa siedliskowa	Liczba powierzchni monitoringowych (n)
Las gospodarczy	bory	14
	bory mieszane i lasy mieszane	109
	las	62
	olsy i łągi	19
Ochrona rezerwatowa	bory	8
	bory mieszane i lasy mieszane	33
	las	32
	olsy i łągi	18
Rezerwat Ścisły BPN	bory	3
	bory mieszane i lasy mieszane	47
	las	114
	olsy i łągi	18



Rycina 5.2. Lokalizacja powierzchni monitoringowych, na których zebrano dane o ilości martwego drewna, prezentowane w tym rozdziale (n = 477)

do niedawna użytkowane gospodarczo, leżące poza Białowieskim Parkiem Narodowym oraz poza rezerwatami przyrody, określane dalej nazwą "las gospodarczy" (tab. 5.1, ryc. 5.2). W zależności od poziomu analiz (kategoria ochrony lub grupa siedliskowa) ilość martwego drewna określana była jako średnia ważona, gdzie wagą była zawsze powierzchnia grupy siedliskowej lub kategorii ochrony.

Do obliczeń miąższości leżaniny oraz pniaków użyto wzoru środkowego przekroju (wzór Hubera), a w przypadku drzew martwych stojących – wzorów opracowanych przez Bruchwalda i in. (2000). W przypadku drzew martwych złamanych miąższość została wyliczona z wykorzystaniem wzoru 15 sekcji opracowanego przez Bruchwalda (dane niepubl.). Jest to wzór zaimplementowany w programie ACER, umożliwiający obliczenie miąższości złamanych pni na podstawie pierśnicy oraz wysokości i średnicy pnia w miejscu złamania. Analizy miąższości przeprowadzono z pominięciem grubości kory. Do prezentacji wyników przyjęto następujące klasy zasobności drewna martwego: a) $< 5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, b) $\geq 5 < 10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, c) $\geq 10 < 30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, d) $\geq 30 < 100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, e) $\geq 100 < 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ oraz f) $\geq 200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

5.3. Wyniki

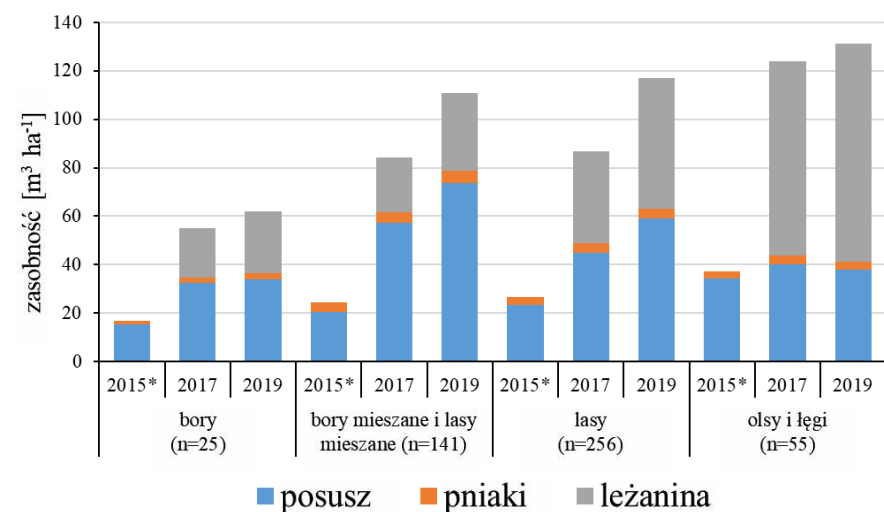
Średnia zasobność martwego drewna w Puszczy Białowieskiej w roku 2019 wyniosła $113,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, z czego miąższość martwych drzew stojących stanowiła 54% ($60,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), drewna leżącego 42% ($48,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), a pozostałe 4% ($4,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) stanowiła miąższość pniaków. W 2019 roku w porównaniu z rokiem 2017 średnia wartość miąższości martwego drewna wzrosła o 21%. Zarówno średnia miąższość drewna leżącego, jak i martwych drzew stojących wzrosła w ciągu dwóch lat o ponad $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. W porównaniu z pierwszym rokiem pomiarowym, tj. rokiem 2015, miąższość martwych drzew stojących wzrosła ponad 2,5-krotnie. Mniejszą zmianę odnotowano w miąższości drewna pniaków, która w roku 2015 wynosiła $3,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.

Dynamika zasobności martwego drewna kształtowała się różnie w zależności od grupy siedliskowej. W roku 2019 wartości maksymalne odnotowano w siedliskach lasowych oraz w olsach i łęgach. Wynosiły one odpowiednio $117,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ oraz $131,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Na trzeciej pozycji znalazła się grupa siedliskowa bory mieszane i lasy mieszane ze średnią zasobnością drewna martwego na poziomie $110,7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Na czwartym miejscu uplasowały się bory z wartością $62,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. W kategorii martwego drewna leżącego w roku 2019, podobnie jak w roku 2017, maksymalna ilość odnotowana została w grupie olsy i łęgi. W roku 2019 wartość ta wynosiła $90,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, zaś w roku 2017 – $80,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Najmniejsze wartości średniej zasobności drewna martwego leżącego odnotowano w borach w latach 2017 ($20,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) i 2019 ($25,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). W kategorii martwego drewna stojącego na początku pomiarów, tj. w roku 2015, najwyższe wartości zarejestrowano w grupie olsy i łęgi (średnio $34,4 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), a na drugim miejscu w lasach (średnio $23,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Sytuacja zmieniła się w 2017 roku, w którym to najwięcej drewna martwego drzew stojących odnotowano w borach mieszanych i lasach mieszanych (średnio $57,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), a w następnej kolejności w lasach (średnio $44,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Tendencja ta utrzymała się w trzeciej serii pomiarowej, tj. w roku 2019. Wtedy w borach mieszanych i lasach mieszanych odnotowano średnio $73,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a w lasach $58,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Największy przyrost miąższości drewna martwego drzew stojących między pierwszą a ostatnią serią pomiarową czyli w okresie 2015–2019 odnotowano w borach mieszanych i w lasach mieszanych. Wzrost ten był ponad 3,5-krotny w lasach i ponad 2,5-krotny w borach. Najmniejszy wzrost zarejestrowano w olsach i łęgach i wynosił on 1,1 raza (ryc. 5.3).

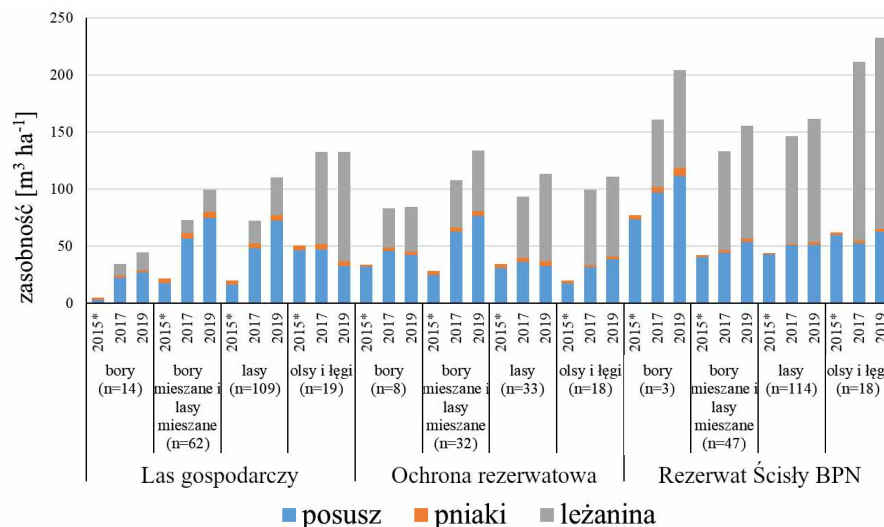
Uwzględniając formy ochrony drzewostanów dało się zauważyć, że w lasach gospodarczych i w lasach Rezerwatu Ścisłego BPN największa zasobność martwego drewna odnotowana została w grupie siedliskowej olsy i łęgi – w odróżnieniu od kategorii Ochrona

rezerwatowa, gdzie największe wartości zasobności odnotowano w borach mieszanych i w lasach mieszanych, w których w roku 2019 stwierdzono około $140 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ drewna martwego (ryc. 5.4).

Uzyskane wyniki wskazują na znaczny wzrost miąższości martwych drzew stojących w rozpatrywanym okresie (w latach 2015–2019) (ryc. 5.3, ryc. 5.4). Zjawisko to słabiej zaznacza się w Rezerwacie Ścisłym BPN (ryc. 5.4).



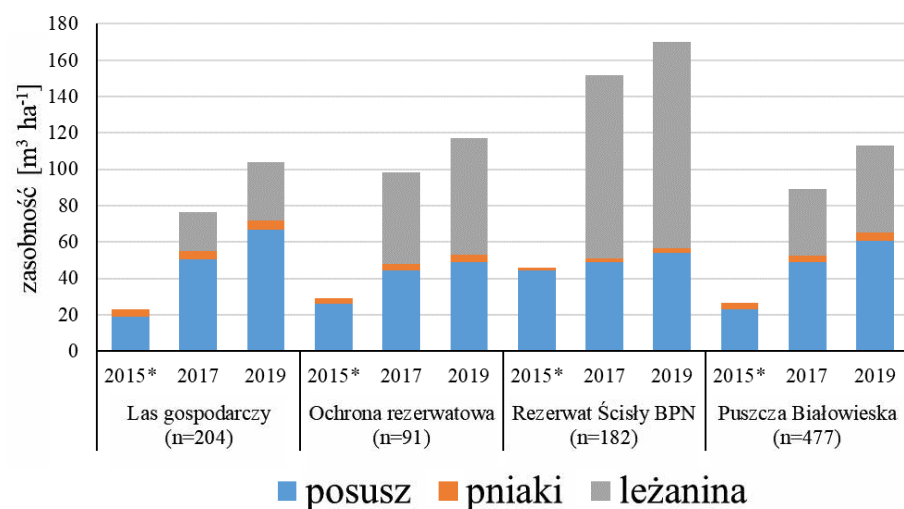
Rycina 5.3. Średnia (ważona powierzchnią) zasobność martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019 w zależności od grupy siedliskowej. * – nie mierzono leżaniny



Rycina 5.4. Średnia (ważona powierzchnią) zasobność martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019 w grupach siedliskowych w zależności od formy ochrony drzewostanów.

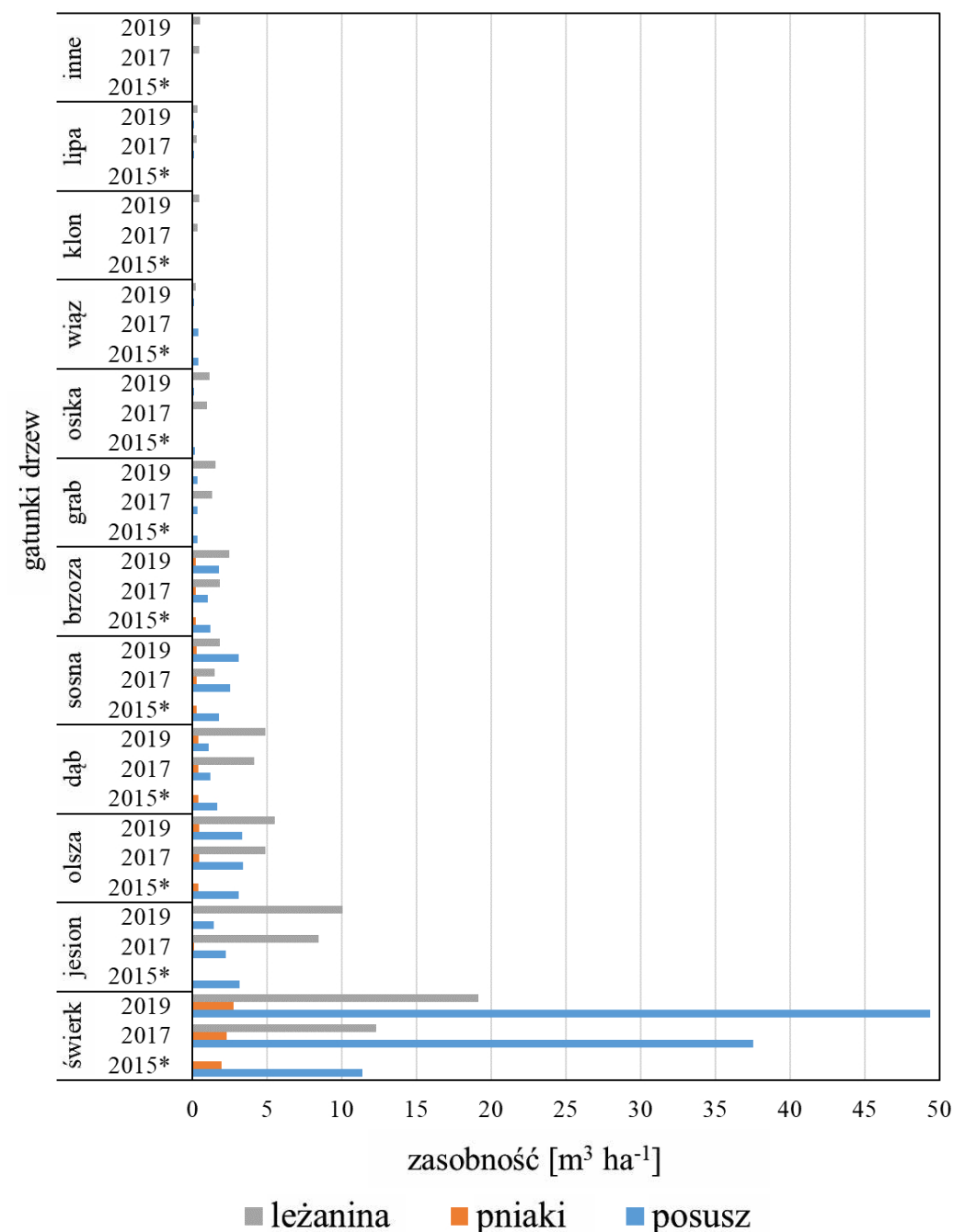
* – nie mierzono leżaniny

Najwyższe sumaryczne wartości zasobności drewna martwego występowały na terenie najdłużej podlegającym ochronie czyli w Rezerwacie Ścisłym BPN. W roku 2019 odnotowano tam średnio $167 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ i wartość ta w analizowanym okresie wzrosła o około $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ryc. 5.4). Przyrost ten dokonał się głównie za sprawą wzrostu miąższości leżaniny. Ilość posuszu w trzech terminach pomiarowych w Rezerwacie Ścisłym BPN oscylowała między 40 a $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Na powierzchniach badawczych należących do kategorii ochrona rezerwatu średnia wartość sumaryczna zasobności martwego drewna w roku 2019 wyniosła blisko $120 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Przeważało martwe drewno leżące. Najbardziej dynamiczny przyrost objętości martwego drewna miał miejsce na terenie lasów gospodarczych. Wzrost ten był głównie kształtowany przez przyrost miąższości posuszu. W ciągu pięciu lat ilość posuszu w lasach gospodarczych wzrosła ponad 3,5-krotnie, z odnotowanych w roku 2015 ok. $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ do blisko $70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ w roku 2019. Sumaryczna średnia ilość martwego drewna w lasach gospodarczych wyniosła w roku 2019 ponad $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ryc. 5.5).



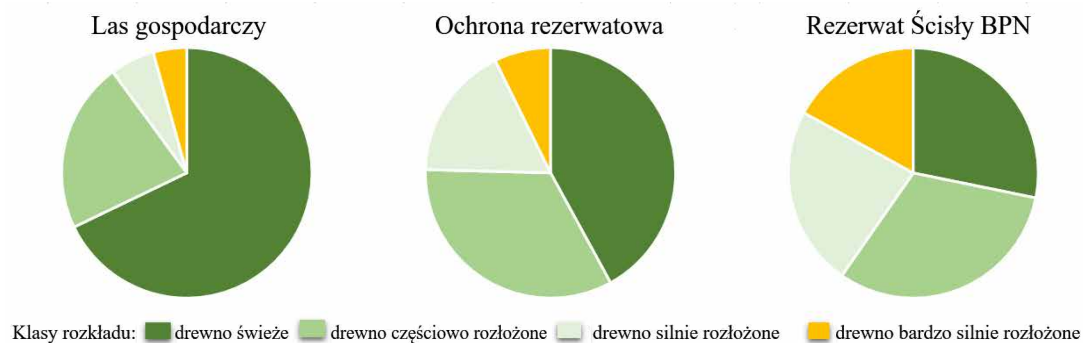
Rycina 5.5. Średnia (ważona powierzchnią) zasobność martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019 w zależności od formy ochrony. * – nie mierzono leżaniny

Na powierzchniach badawczych stwierdzono martwe drewno wszystkich gatunków lasotwórczych rosnących w polskiej części Puszczy Białowieskiej. W analizie struktury gatunkowej uwzględniono 11 gatunków i jedną grupę łączoną obejmującą pozostałe nielicznie występujące taksony. W obszarze badań dominowało drewno świerkowe stanowiąc do 50% (w zależności od roku pomiarowego). Znaczący przyrost ilości martwego drewna świerkowego między terminami pomiarowymi zaobserwowano we wszystkich kategoriach martwego drewna (posusz, pniaki, leżanina). Kolejnymi gatunkami wpływającymi na zasobność drewna martwego w Puszczy Białowieskiej były jesion, olsza i dąb (ryc. 5.6).



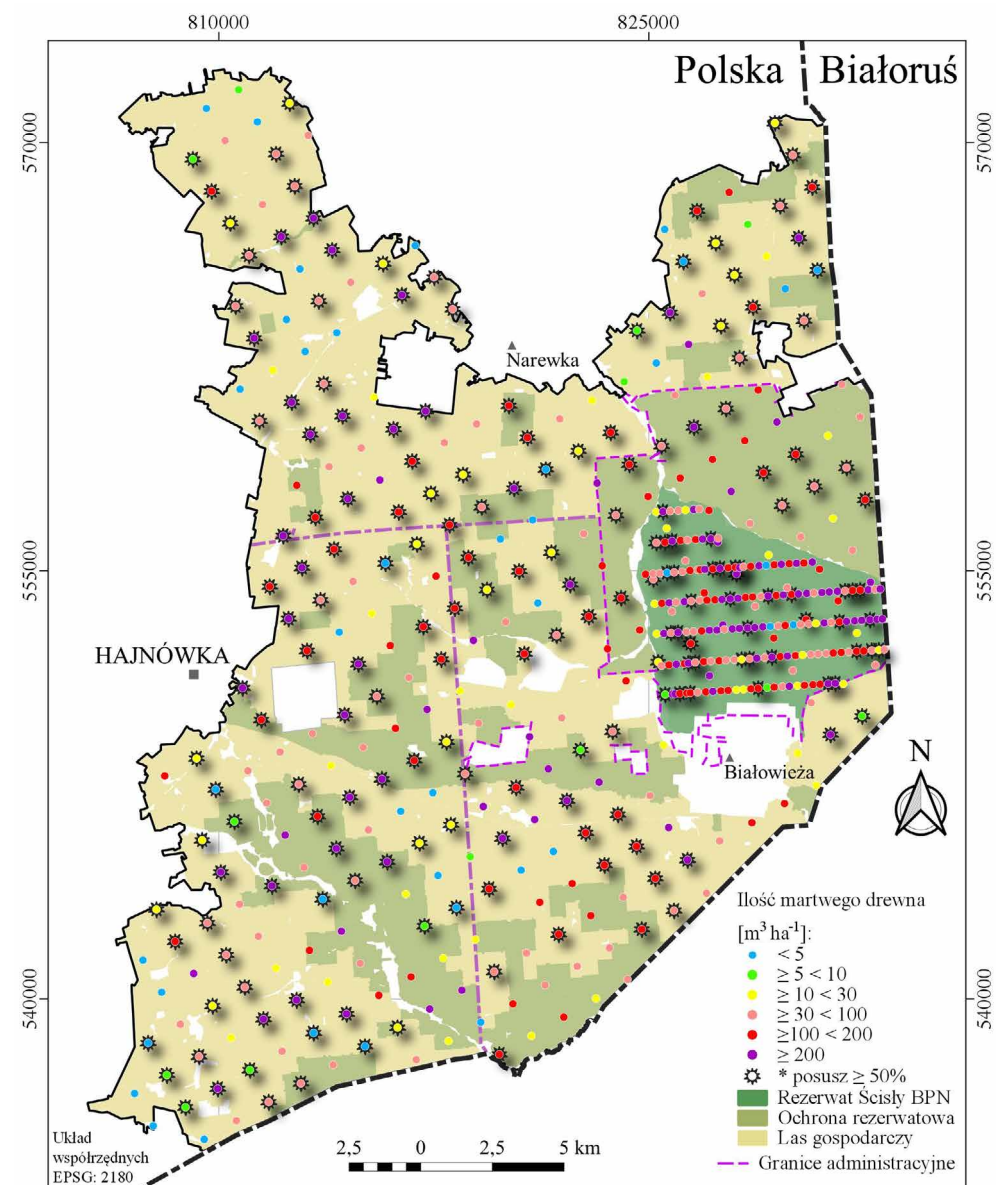
Rycina 5.6. Średnia zasobność martwego drewna poszczególnych gatunków drzew w polskiej części Puszczy Białowieskiej w okresie 2015–2019. * – nie mierzono leżaniny

Udział martwego drewna w poszczególnych klasach rozkładu był wyraźnie różny w drzewostanach reprezentujących poszczególne kategorie ochrony. W roku 2019 w lasach gospodarczych ponad $\frac{3}{5}$ stanowiło drewno w pierwszej klasie rozkładu, w drzewostanach należących do kategorii Ochrona rezerwatowa $\frac{2}{5}$, a w lasach Rezerwatu Ścisłego BPN niecałe $\frac{1}{3}$. Tam też udział poszczególnych klas rozkładu był najbardziej wyrównany (ryc. 5.7).



Rycina 5.7. Udział klas rozkładu martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej w roku 2019 w zależności od formy ochrony drzewostanów

Rozkład przestrzenny łącznej ilości martwego drewna na terenie Puszczy był wyraźnie zróżnicowany (ryc. 5.8). Na terenie Rezerwatu Ścisłego BPN dominowała bardzo duża zasobność drewna martwego przekraczająca $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ z przewagą leżaniny. Na pozostałym obszarze Puszczy wartość $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ i wyższą odnotowywano rzadziej i zaznaczała się dominacja posuszu, powstałego w wyniku niedawnego zamarcia drzewostanów. Częściej występowały tu obszary z niewielką ilością martwego drewna, poniżej $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, ale niektóre miejsca, np. Rezerwat Krajobrazowy Władysława Szafera, obfitowały w powierzchnie monitoringowe, rejestrujące zasobności martwego drewna przekraczającą $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$.



Rycina 5.8. Ilość martwego drewna w klasach zasobności w polskiej części Puszczy Białowieskiej w roku 2019

5.4. Dyskusja

Puszcza Białowieska jest unikatowym, cenionym na świecie obiektem przyrodniczym, który chroniony jest w różny sposób od około 600 lat. Cała Puszcza (polska i białoruska część) została wpisana na listę Transgranicznych Obiektów Światowego Dziedzictwa UNESCO (Jaroszewicz i in. 2019), m. in. ze względu na trwanie na jej obszarze niezakłóconych procesów przyrodniczych (Krzyściak-Kosińska i in. 2012). Obecnie około 75% polskiej części Puszczy podlega zakazowi pozyskiwania drewna (na podstawie danych z Planów Urządzenia Lasu na lata 2011–2021 dla Nadleśnictw: Białowieża, Browski i Hajnówka oraz Krzyściak-Kosińska i in. 2012). Sprzyja to zwiększaniu się zasobów martwego drewna, co zaobserwowano w poszczególnych latach pomiarowych w okresie 2015–2019 (ryc. 5.5).

Realizacja projektu ForBioSensing przypadła na okres zintensyfikowania się zmian środowiskowych w Puszczy Białowieskiej, związanych m. in. ze wzrostem temperatury w ostatnich dziesięcioleciach, powtarzającymi się suszami (Boczoń i in. 2018; por. rozdz. 3), występowaniem inwazyjnego patogenu grzybowego *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral, Queloz, Hosoya, comb. nov. (dawniej: *Chalara fraxinea* T. Kowalski) (Kowalski 2006; Baral i in. 2014) odpowiedzialnego za masowe zamieranie jesionu (Jaroszewicz, Cholewińska 2018), znacznym wiekiem wielu drzewostanów świerkowych oraz – w szczególności – z dynamicznym rozwojem gradacji kornika drukarza, powodującym intensywne zamieranie i częściowy lub całkowity rozpad drzewostanów świerkowych, a tym samym gwałtowny wzrost zasobności martwego drewna (Grodzki 2016; Stereńczak i in. 2020). Znaczny przyrost ilości martwego drewna wyraźnie widać szczególnie na terenie lasów gospodarczych oraz na obszarach należących do kategorii ochrona rezerwatowa (ryc. 5.5). Względnie niewielki przyrost zasobności martwego drewna na obszarze Rezerwatu Ścisłego BPN może wskazywać na dynamiczną stabilność ekosystemów leśnych na tym terenie w porównaniu z drzewostanami reprezentującymi kategorię ochrona rezerwatowa, a szczególnie z kategorią las gospodarczy, potwierdzając wyniki badań porównawczych nad mozaiką faz rozwojowych lasów łąkowych Puszczy Białowieskiej podlegających różnym formom ochrony (Bobiec i in. 2000). W kontekście wykazanej tam różnicy charakterystyki demograficzno-rozwojowej drzewostanów w lasach podlegających ochronie i w drzewostanach użytkowanych gospodarczo, pokusić się można o stwierdzenie, że znaczne złagodzenie presji gospodarczej w Puszczy Białowieskiej na początku drugiej dekady XXI wieku (Grodzki 2016) skutkowało uruchomieniem procesów, których jednym z efektów jest bardziej dynamiczny przyrost zasobności martwego drewna poza Rezerwatem Ścisłym BPN. Z kolei wyraźnie niższy przyrost miąższości martwego drewna w analizowanym okresie na terenie Rezerwatu Ścisłego BPN związany jest najprawdopodobniej ze znacznie dłuższą historią niekontrolowanych gradacji kornika drukarza na tym obszarze, które spowodowały duże zamarcie świerka, szczególnie na początku XX wieku (Keczyński 2002; Miścicki 2012). Poza Białowieskim Parkiem Narodowym do 2012 roku czynnie kontrolowano stan sanitarny drzewostanów (Grodzki 2016).

Obszar Puszczy Białowieskiej jest już od dawna przedmiotem zainteresowania naukowców (Paczoski 1930; Faliński 1986; Gutowski i in. 2004; por. Jaroszewicz i in. 2019 oraz rozdz. 2). Pierwsze pomiary parametrów drzewostanów (tzw. pomiary taksacyjne), datują się już na połowę XIX wieku (por. rozdz. 4). Współcześnie pierwszą wielkoskalową inwentaryzację zasobów martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej przeprowadzono wraz z pomiarami do Planu Urządzenia Lasu w 2012 roku. Z kolei pierwszą pełnoskalową inwentaryzację nekromasy drzewnej całej polskiej części Puszczy Białowieskiej z uwzględnieniem wszystkich form ochrony przyrody, zrealizowano w ramach projektu ForBioSensing.

Aspektem nowatorskim projektu była próba określenia krótkookresowej dynamiki przyrostu zasobności martwego drewna, w dwuletnich interwałach. Oczywiście uzyskane wyniki nie stanowią miarodajnej reprezentacji wieloletnich, długookresowych zmian, których ujęcie nie było możliwe w okresie realizacji projektu ForBioSensing. Wykazany znaczny wzrost miąższości drewna martwych drzew (szczególnie w lasach gospodarczych oraz na siedliskach borów, borów mieszanych i lasów mieszanych) ściśle związany jest najprawdopodobniej z tym, że – jak już wspomniano – przeprowadzone badania przypadły na okres wyjątkowego nasilenia gradacji kornika drukarza, powodującej przyspieszenie tempa zamierania drzewostanów świerkowych (Gutowski i Jaroszewicz 2016; Grodzki 2016; Brzeziecki i in. 2019, Stereńczak i in. 2020).

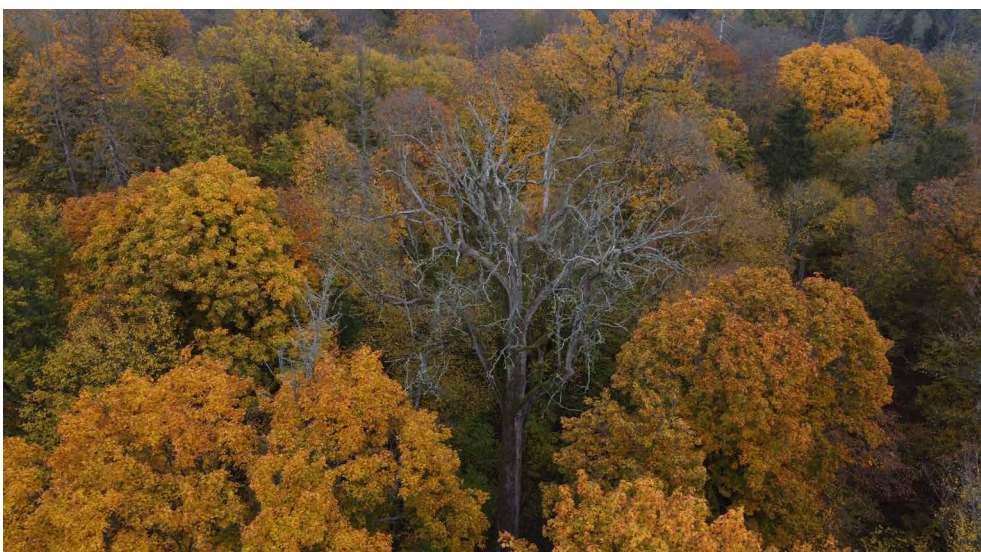
W ramach przeprowadzonych badań stwierdzono bardzo wysokie zasobności martwego drewna w drzewostanach polskiej części Puszczy Białowieskiej. Sumaryczna ilość martwego drewna odnotowana na powierzchni badawczej wyniosła w niektórych przypadkach blisko $530 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Tak wysokie wartości odnotowywano w przypadku zamarcia całych drzewostanów świerkowych, cechujących się bardzo wysoką zasobnością. W Puszczy Białowieskiej bardzo duża ilość martwego drewna wystąpiła na blisko 80% powierzchni badawczych, w tym około 60% powierzchni charakteryzowało się wartościami miąższości martwego drewna powyżej $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Najczęściej wartości te obserwowano w Rezerwacie Ścisłym BPN i w drzewostanach reprezentujących kategorię ochrona rezerwatowa. Należy jednak zauważyć, że podobne wartości były rejestrowane na terenie Białowieskiego Parku Narodowego również 20 lat wcześniej. Wówczas w gładach BPN miąższość leżaniny wahała się między 80 a $160 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, osiągając najwyższe wartości w fazie rozpadu ($240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Z kolei na podmokłych siedliskach łąkowych odnotowano podobne wartości – między 110 a $145 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (Bobiec 2002). Zauważalną różnicą między prezentowanymi w niniejszym rozdziale wynikami a danymi z wyżej cytowanej pracy jest wyraźnie większy udział posuszu. Badania przeprowadzone w projekcie ForBioSensing wykazały, że martwe drzewa stojące stanowią obecnie ok. 30% całej miąższości martwego drewna, zaś cytowana publikacja dokumentuje zasobność posuszu na poziomie między 3 a 20% (Bobiec 2002). Różnica ta może wynikać zarówno z odmienności zastosowanych metod pomiarowych, jak i z faktu, że w międzyczasie nasilił się proces zamierania jesionu (Jaroszewicz, Cholewińska 2018) oraz pojawił się, choć ograniczony, efekt nowej fali gradacji kornika drukarza w ostatnich latach (Stereńczak i in. 2020). Odnotowana w roku 2019 średnia zasobność drewna martwych drzew w Rezerwacie Ścisłym BPN czyli $167 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ jest porównywalna także z wynikami inwentaryzacji Brzezieckiego z 2019 roku (Brzeziecki 2020), w której stwierdzono wartość $194,6 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Tu jednak pewna rozbieżność wyników może wynikać z różnic w zastosowanej metodyce analiz oraz z faktu, że obliczenia zasobności wykonano tam bez rozróżnienia na drewno w korze i bez kory. W niniejszym opracowaniu zaś wykonano analizy dla drewna martwych drzew bez kory (szczegóły w: „Materiały i metody”).

W 2019 roku odnotowano wyraźny wzrost udziału powierzchni badawczych z zasobnością martwego drewna powyżej $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ – był to wzrost o około 15% w okresie tylko dwóch lat. Obecnie udział ten wynosi ponad połowę, co świadczy bardzo wyraźnie o postępującym procesie zamierania drzewostanów świerkowych w wielu miejscach w Puszczy Białowieskiej. W lasach gospodarczych udział ten wynosi 16%. Jest to wartość znacząca, tym bardziej, że tak wysoka zasobność martwego drewna rzadko występuje w drzewostanach użytkowanych gospodarczo (Czerepko 2008; Lombardi i in. 2008, Bujoczek i in. 2021; Öder i in. 2021). W przedziale zasobności martwego drewna 30 – $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zmiany udziału powierzchni monitoringowych w okresie badań były niewielkie, ale należy podkreślić, że udział ten również jest znaczący i wynosi obecnie około 25–30%. W 2015 roku około

20% powierzchni badawczych charakteryzowało się małą zasobnością martwego drewna – o wartości do $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Dwa lata później, w 2017 roku, takich powierzchni było już tylko 12%. W 2019 roku średnią zasobność martwego drewna (czyli wartość w przedziale od 10 do $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) stwierdzono na 8% powierzchni badawczych i odnotowano zmniejszenie się udziału tej kategorii ilości martwego drewna.

W opracowaniu zaprezentowano wyniki inwentaryzacji zasobności martwego drewna w oparciu o schematyczne, kołowe, stałe powierzchnie monitoringowe. Powierzchnie kołowe są najczęściej stosowaną metodą inwentaryzacji martwego drewna (Wolski 2002; 2003; Bujoczek 2015). Jest to metoda prosta, lecz jednocześnie czasochłonna i wymagająca dużej skrupulatności w przypadku pomiarów wielokrotnych, by właściwie zarejestrować zmiany w badanym okresie. Inną metodą inwentaryzacji martwego drewna są pomiary na transektach. Niestety, w skali pojedynczego drzewostanu metody te są trudne do porównania, co wykazano w ramach projektu ForBioSensing. Wyniki tych metod można porównywać właściwie tylko na poziomie dużych jednostek przestrzennych. We wcześniejszych badaniach zasobów martwego drewna w Puszczy Białowieskiej stosowano obie wspomniane metody (Paluch 2001; Bobiec 2002; Brzeziecki i in. 2010).

Stosunkowo mało jest danych na temat zasobności martwego drewna w lasach analizowanych w dużej skali przestrzennej. Wielkoobszarowe pomiary martwego drewna były w Polsce przeprowadzane kilkakrotnie (np. Czerepko 2008; Stachura-Skierczyńska, Bobiec 2008), a od 2014 roku pomiar martwego drewna włączony jest do Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (BULiGL 2020). Te wielkoskalowe inwentaryzacje wskazują na znacznie większą ilość martwego drewna w trudno dostępnych lasach górskich oraz na obszarach prawnie chronionych niż w łatwo dostępnych monokulturach sosnowych lasów gospodarczych na niżu. Jest to w pełni zgodne z tendencjami obserwowanymi w innych lasach Europy Środkowej (np. Winter i in. 2005; Lombardi i in. 2008; Öder i in. 2021), jak również z wynikami zaprezentowanymi w tym opracowaniu, które są analogiczne, jeśli chodzi o wpływ kategorii ochrony drzewostanów na zasobność martwego drewna (ryc. 5.5).



Rycina 5.9. Pojedynczy martwy dąb w Puszczy Białowieskiej, jesień 2020 roku (fot. Ł. Kuberski)

Martwe drewno nie pojawia się w lesie równomiernie. Skala pojawienia się martwego drewna może mieć charakter lokalny – wskutek obumarcia jednego lub kilku drzew, lub wielkoobszarowy – na skutek zamarcia całych drzewostanów (Miścicki 2016; Hilszczański, Jaworski 2018; ryc. 9), jak miało to miejsce w Puszczy Białowieskiej na początku okresu objętego badaniami. Występowanie martwego drewna na danym obszarze uzależnione jest od składu gatunkowego drzewostanów, prowadzonej formy gospodarki leśnej lub ochrony przyrody, gatunku panującego oraz wielu innych czynników. Potwierdzają to nasze badania, w których to zmienność w ilości martwego drewna na badanych powierzchniach jest bardzo duża (ryc. 5.8), co odzwierciedla, z jak bardzo różnorodnych drzewostanów o złożonej strukturze i składzie gatunkowym jest zbudowana Puszcza Białowieska. Na fakt zależności struktury zasobów martwego drewna od czynników historycznych (tj. martwe drewno jako element swoistej „pamięci ekologicznej” ekosystemu leśnego) zwrócił uwagę Bobiec (2002). W przypadku przedstawionych w tym rozdziale badań ilość martwego drewna była przede wszystkim skutkiem (trwającej od 2012 roku) gradacji kornika drukarza (Grodzki 2016; Stereńczak i in. 2020). Jednak gradację tę i jej skutki można również interpretować jako zjawisko związane z procesami znacznie wcześniejszymi, w tym m. in. z wprowadzeniem w XIX wieku ochrony przeciwpożarowej, która doprowadziła do zaniku obecnych wcześniej w Puszczy Białowieskiej pożarów oraz do wynikającej z tego ekspansji świerka, szczególnie w borach (Niklasson i in. 2010; Bobiec 2012). W związku z wielością czynników determinujących zasobność drewna martwych drzew i jej dynamikę w tak różnorodnym (zarówno pod względem siedlisk, jak i pod względem użytkowania i ochrony drzewostanów) i rozległym kompleksie leśnym jak Puszcza Białowieska, podkreślić należy wartość i potrzebę kontynuacji inwentaryzacji tak kluczowego parametru środowiska, jakim jest martwe drewno.

5.5. Podsumowanie

W ostatnim czasie (w XX wieku) w Puszczy Białowieskiej nastąpił znaczący, w ujęciu historycznym (Stereńczak i in. 2020), wzrost podaży martwego drewna, szczególnie świerkowego (ryc. 5.10). Obecnie (w roku 2019) ponad 75% wykorzystanych w tych badaniach powierzchni monitoringowych charakteryzuje się wysoką lub bardzo wysoką zasobnością martwego drewna, przy czym wartości wyższe niż $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ zdarzały się w kolejnych terminach pomiarowych na coraz większej liczbie powierzchni badawczych. Potwierdzają to komplementarne dane o znacznym wzroście (między 2015 a 2019 rokiem) liczby powierzchni próbnych, na których określono fazy rozpadu drzewostanów Puszczy Białowieskiej (por. rozdz. 4).

Zebrane w ramach projektu ForBioSensing dane o stanie i krótkookresowej dynamice zasobności drewna martwych drzew, tak kompleksowe i o tak dużej częstotliwości ich zbioru, pozwalają na bardzo szczegółową charakterystykę tego parametru środowiska i będą mogły stanowić odniesienie dla przyszłych analiz dynamiki martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej.



Rycina 5.10. Zamarła świerczyna w Puszczy Białowieskiej, lato 2016 roku (fot. Ł. Kuberski)

Podziękowania

Autorzy chcieliby podziękować osobom zaangażowanym na różnych etapach realizacji projektu ForBioSensing w inwentaryzację zasobów martwego drewna na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej. W pierwszej kolejności prof. dr hab. Stanisławowi Miścickiemu za wsparcie w przeprowadzonych obliczeniach. Za pomoc w zbiorze danych w terenie oraz w pracach nad tworzeniem i aktualizacją baz danych w latach 2015–2019 dziękujemy następującym osobom: Michał Androsiuk, Kazimierz Borowski, Kamil Pilch, Karol Rzezycki, Paweł Sańczyk, Adam Szulc, Krzysztof Szyłak oraz innym, licznym, nie wymienionym z imienia i nazwiska współpracownikom i wolontariuszom.

Literatura

- Baral H.-O., Queloz V., Hosoya T. 2014. *Hymenoscyphus fraxineus*, the correct scientific name for the fungus causing ash dieback in Europe. *IMA Fungus* 5: 79–80. DOI: 10.5598/imafungus.2014.05.01.09.
- Blanco J.A., Lo Y. 2012. Forest Ecosystems - More than Just Trees. DOI: 10.5772/1127.
- Bobiec A., H. van der Burgt, Meijer K., Zuyderduyn C., Haga J., Vlaanderen B. 2000. Rich deciduous forests in Białowieża as a dynamic mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. *Forest Ecology and Management*, 130:159–175. DOI: 10.1016/S0378-1127(99)00181-4.
- Bobiec A. 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża Forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management*, 165: 121–136. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00655-7.
- Bobiec A., Jaszcz E., Wojtunik K. 2011. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration as a response to natural dynamics of stands in European hemiboreal zone. *European Journal of Forest Research*, 130: 785–797. DOI: 10.1007/s10342-010-0471-3.
- Boczoń A., Kowalska A., Ksepko M., Sokołowski K. 2018. Climate Warming and Drought in the Białowieża Forest from 1950–2015 and Their Impact on the Dieback of Norway Spruce Stands. *Water* 10, 1502. DOI: 10.3390/w10111502.
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M., Ostrowski J., Widawska Z. 2010. Operat dynamiki ekosystemów leśnych Białowieskiego Parku Narodowego. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu SGGW, Warszawa.
- Brzeziecki B., Andrzejczyk, T., Żybura H. 2018. Odnowienie naturalne drzew w Puszczy Białowieskiej. *Sylwan*, 162(11): 883–896. DOI: 10.26202/sylwan.2018116.
- Brzeziecki B., Zajączkowski J., Bolibok L. 2019. Gatunki drzew i drzewostany. Maszynopis w Katedrze Hodowli Lasu, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego.
- Brzeziecki B. 2020. Sprawozdanie roczne z tematu: „Analiza aktualnych parametrów populacyjnych oraz trendów demograficznych gatunków drzew w Puszczy Białowieskiej”. Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych.
- Bujoczek L. 2012. Dekompozycja obumarłych drzew w ekosystemach leśnych ze szczególnym uwzględnieniem świerka, buka i jodły. *Sylwan*, 156(3): 208–217. DOI: 10.26202/sylwan.2011071.
- Bujoczek L. 2015. Problematyka pomiarów oraz określania miąższości martwego drewna na kołowych powierzchniach próbnych. *Sylwan*, 159 (10): 795–803. DOI: 10.26202/sylwan.2015027.
- Bujoczek L., Bujoczek M., Zięba S. 2021. How much, why and where? Deadwood in forest ecosystems: The case of Poland. *Ecological Indicators*, 121. DOI: 10.1016/j.ecoind.2020.107027.

- BULiGL 2020. Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasów w Polsce. Wyniki za okres 2015–2019.
- Byk A. 2001. Próba waloryzacji drzewostanów starszych klas wieku Puszczy Białowieskiej na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy (Coleoptera) związanych z rozkładającym się drewnem pni martwych drzew stojących i dziupli. W: Szujewski A. (red.) Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, s. 333–367.
- Czerepko J. (red.) 2008. Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu synteza wyników uzyskanych w ramach realizacji projektu BioSoil Forest Biodiversity. Sękocin Stary: Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Faliński J.B. 1978. Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. *Vegetatio*, 38: 175–183.
- Faliński J.B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest. *Ecological studies in Białowieża Forest*. W. Junk. Dordrecht.
- Franklin J.F., Cromack K., Denison W., McKee A., Maser Ch., Sedell J., Swanson F. Juday F. 1981. Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 48 s. DOI: 10.2737/PNW-GTR-118.
- Grodzki W. 2016. Mass outbreaks of the spruce bark beetle *Ips typographus* in the context of the controversies around the Białowieża Primeval Forest. *Forest Research Papers*, 77(4). DOI: 10.1515/frp-2016-0033.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. *Drugie życie drzewa*. Warszawa-Hajówka: Wydawnictwo Fundacja WWF Polska.
- Gutowski J.M., Sućko K., Zub K., Bohdan A., Aukema B. 2014. Habitat preferences of *Boros schneideri* (Coleoptera: Boridae) in the natural tree stands of the Białowieża forest. *Journal of Insect Science*, 14(1). DOI: 10.1093/jisesa/ieu138.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2016. Zmiany udziału świerka pospolitego w drzewostanach Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki liczebności kornika drukarza *Ips typographus* (L.). [W:] Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. CILP.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins K.W. 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133–302. DOI: 10.1016/S0065-2504(03)34002-4.
- Hilszczański J., Jaworski T. 2018. Ochrona bioróżnorodności Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki naturalnych i sztucznych zaburzeń. *Sylwan*, 162(11): 927–932. DOI: 10.26202/sylwan.2018137.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O. 2018. Zamieranie jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior* L.) w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody*, 37(2): 3–18.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O., Gutowski J.M., Samojlik T., Zimny M., Latałowa M. 2019. Białowieża Forest—A Relic of the High Naturalness of European Forests. *Forests*, 10, 849. DOI: 10.3390/f10100849.
- Keczyński A. 2002. Wpływ gradacji kornika drukarza na drzewostany Obszaru Ochrony Ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. *Kosmos*, 51(4): 471–474.
- Kowalski T. 2006. *Chalara fraxinea* sp. nov. associated with dieback of ash (*Fraxinus excelsior*) in Poland. *Forest Pathology*, 36: 264–270. DOI: 10.1111/j.1439-0329.2006.00453.x.
- Krzyściak-Kosińska R., Arnolbik V., Antczak A. 2012. “Belovezhskaya Pushcha/Białowieża Forest” World Heritage Site (33 BIS). Proposed Modification of the Criteria and Boundaries, Change of the Name of the Property. Nomination Dossier to the UNESCO for the Inscription on the World Heritage List. <https://whc.unesco.org/en/list/33/documents/>.
- Lofroth E. 1998. The dead wood cycle. [W:] Voller, J. i Harrison, S. (red.) *Conservation biology principles for forested landscapes*. UBC Press: 185–214.
- Lombardi F., Lasserre B., Tognetti R., Marchetti M. 2008. Deadwood in relation to stand management and forest type in Central Apennines (Molise, Italy). *Ecosystems*, 11: 882–894. DOI: 10.1007/s10021-008-9167-7.
- Maser C., Tarrant R.F., Trappe J.M., i Franklin J.F. 1988. *From the Forest to the Sea : A Story of Fallen Trees*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. s. 153. DOI: 10.2737/PNW-GTR-229.
- Miścicki S. 2012. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland, *Forestry. An International Journal of Forest Research*, 85(4): 473–483. DOI: 10.1093/forestry/cps044.
- Miścicki S. 2016. Changes in the stands of the Białowieża National Park from 2000. *Forest Research Papers*, 77(4): 371–379. DOI: 10.1515/frp-2016-0038.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T. Feijen M., Korczyk A., 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. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x.
- Öder V., Petritan A.M., Schellenberg J., Bergmeier E., Walentowski H. 2021. Patterns and drivers of deadwood quantity and variation in mid-latitude deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, 487. 118977. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.118977.
- Paczoski J. 1930. *Lasy Białowieży*. PROP. Poznań.
- Paluch R. 2001. Wpływ drewna martwego na zasobność gleby określonej za pomocą roślinności runa w Białowieskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody*, 20(4): 15–25.

- Paluch R. 2015. Wieloletnie zmiany składu gatunkowego drzewostanów naturalnych w Puszczy Białowieskiej. *Sylwan*, 159(4): 278–288. DOI: 10.26202/sylwan.2014083.
- Pawlaczyk P. 2017. Martwe drewno jako element ekosystemu rzecznoego. *Przegląd Przyrodniczy*, 28(4): 62–92.
- Pawlik Ł. 2013. Implikacje procesu saltacji wykrotowej w biomechanicznym przekształcaniu pokryw stokowych i mikrorzeźby stoku w piętrze regla górnego Karkonoszy Polskich. *Prace Geograficzne*, 135: 41–56. DOI: 10.4467/20833113pg.13.022.1550.
- Pyle C., Brown M.M. 1998. A Rapid System of Decay Classification for Hardwood Logs of the Eastern Deciduous Forest Floor. *Journal of the Torrey Botanical Society*, 125(3): 237–245. DOI: 10.2307/2997221.
- Stachura-Skierczyńska K., Bobiec A. 2008. Raport – stare drzewa i martwe drewno w polskich lasach. OTOP, Warszawa.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*, Cambridge University Press.
- Smit C., Kuijper D.P.J., Prentice D., Wassen M.J., Cromsigt J.P.G.M. 2012. Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management* 284: 133–141. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.07.052.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Kamińska A., Kraszewskie B., Piasecka Ż., Miścicki S., Heinrich M. 2020. Influence of selected habitat and stand factors on bark beetle *Ips typographus* (L.) outbreak in the Białowieża Forest. *Forest Ecology and Management*, 459, 117826. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117826.
- Wierzcholska S., Dyderski M.K., Pielech R., Gazda A., Smoczyk M., Malicki M., Horodecki P., Kamczyc J., Skorupski M., Hachułk M., Kałucka I., Jagodziński A.M. 2018. Natural forest remnants as refugia for bryophyte diversity in a transformed mountain river valley landscape. *Science of The Total Environment*, 640–641: 954–964. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.340.
- Winter S., Flade M., Schumacher H., Kerstan E., Möller G. 2005. The importance of near natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research*, 79(1–2): 127–144.
- Wolski J. 2002. Metoda pomiarów leżącego martwego drewna w lesie – założenia teoretyczne i przebieg prac terenowych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 932(2): 27–45.
- Wolski J. 2003. Martwe drewno w lesie: ocena zapasu i propozycje postępowania. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa*, 953(2): 23–45.
- Zielonka T., Ciapała Sz., Malina P., Piątek G. 2009. Coarse woody debris in mountain streams and their influence on geomorphology of channels in the Tatra Mts. *Landform Analysis*, 10. 134-139.

6. Odnowienie lasu w lukach w Puszczy Białowieskiej

Dorota Dobrowolska¹, Łukasz Kuberski², Żaneta Piasecka³, Krzysztof Stereńczak³

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża

³ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{d.dobrowolska, l.kuberski, z.piasecka, k.stereczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Luki są immanentną częścią ekosystemów leśnych. Powstają w wyniku zamierania pojedynczych drzew lub grupy drzew wskutek działania różnych czynników pochodzenia naturalnego lub antropogenicznego. Celem badań było określenie stopnia zasiedlenia luk przez odnowienie we wczesnej fazie rozwoju (wysokość odnowienia była mniejsza niż 2 m) w zależności od pochodzenia luk, formy ochrony lasu oraz siedliska. Badania prowadzono na całym terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej. Położenie luk w drzewostanie określono na podstawie danych lotniczego skanowania laserowego, a następnie losowo wybrano 313 powierzchni badawczych (luk), na których wykonano pomiary w terenie. W lukach odnowiły się wszystkie gatunki lasotwórcze występujące na terenie Puszczy Białowieskiej. Liczebność odnowienia była bardzo zróżnicowana. Większość gatunków drzew nie odnowiło się w lukach (co najmniej 75% luk). Wśród analizowanych powierzchni badawczych nieco ponad połowa luk była pochodzenia naturalnego. Obecność odnowienia zależała od siedliska, formy ochrony i pochodzenia luki. Luki sprzyjały odnowieniu zarówno gatunków liściastych, jak i iglastych, chociaż częściej odnawiały się drzewa liściaste. Dominującym gatunkiem w odnowieniu był grab, szczególnie na siedliskach lasowych. Świerk odnawiał się zwłaszcza na siedliskach wilgotnych. Lasy rezerwatowe charakteryzowały się większym udziałem grabu w lukach niż lasy gospodarcze. Ochrona rezerwatowa sprzyjała odnowieniu brzozy, lipy i dębu. Porównanie odnowienia w lukach i pod okapem drzewostanu pozwoli na dogłębne poznanie roli luk w odnowieniu w Puszczy Białowieskiej.

Słowa kluczowe: lotnicze skanowanie laserowe, luki, odnowienie lasu

6.1. Wstęp

Luki tworzą się we wszystkich lasach w wyniku działalności czynników naturalnych (owady, grzyby, wiatr, lód czy pożar) lub w wyniku wycięcia pojedynczych lub grup drzew w lasach gospodarczych (Kern i in. 2017). Proces odnowienia w lukach zależy od wielu czynników biologicznych i fizycznych, między innymi od zwarcia drzewostanu, wysokości drzew, obecności odnowienia rosnącego przed wystąpieniem zaburzenia (Martins, Rodrigues 2002; Sapkota i in. 2009), powierzchni drzewostanu (Runkle 1992) oraz siedliska (Zhu i in. 2014). Nie tylko wielkość luki, ale także intensywność zaburzenia czy zróżnicowanie przestrzenne i czasowe luk mają wpływ na strukturę i skład gatunkowy odnowienia (Sapkota i in. 2009). Wielkość luki determinuje najważniejsze czynniki wpływające na odnowienie, takie jak

światło, temperatura powietrza i gleby, względna wilgotność powietrza i gleby (Martins, Rodrigues 2002). Pojawianie się gatunków pionierskich czy cienioznośnych zależy od powierzchni luki (Spies i in. 1990). Odnowienie w dużych lukach charakteryzuje się większym udziałem gatunków ruderalnych, które uniemożliwiają rozwój innych gatunków (Kern i in. 2013). Zgryzanie przez roślinożerców może wpływać negatywnie na rozwój odnowienia, pomimo korzystnych warunków świetlnych w lukach (Kern i in. 2013). Kolejnym czynnikiem kształtującym odnowienie w lukach jest obecność krzewów (Montgomery i in. 2010).

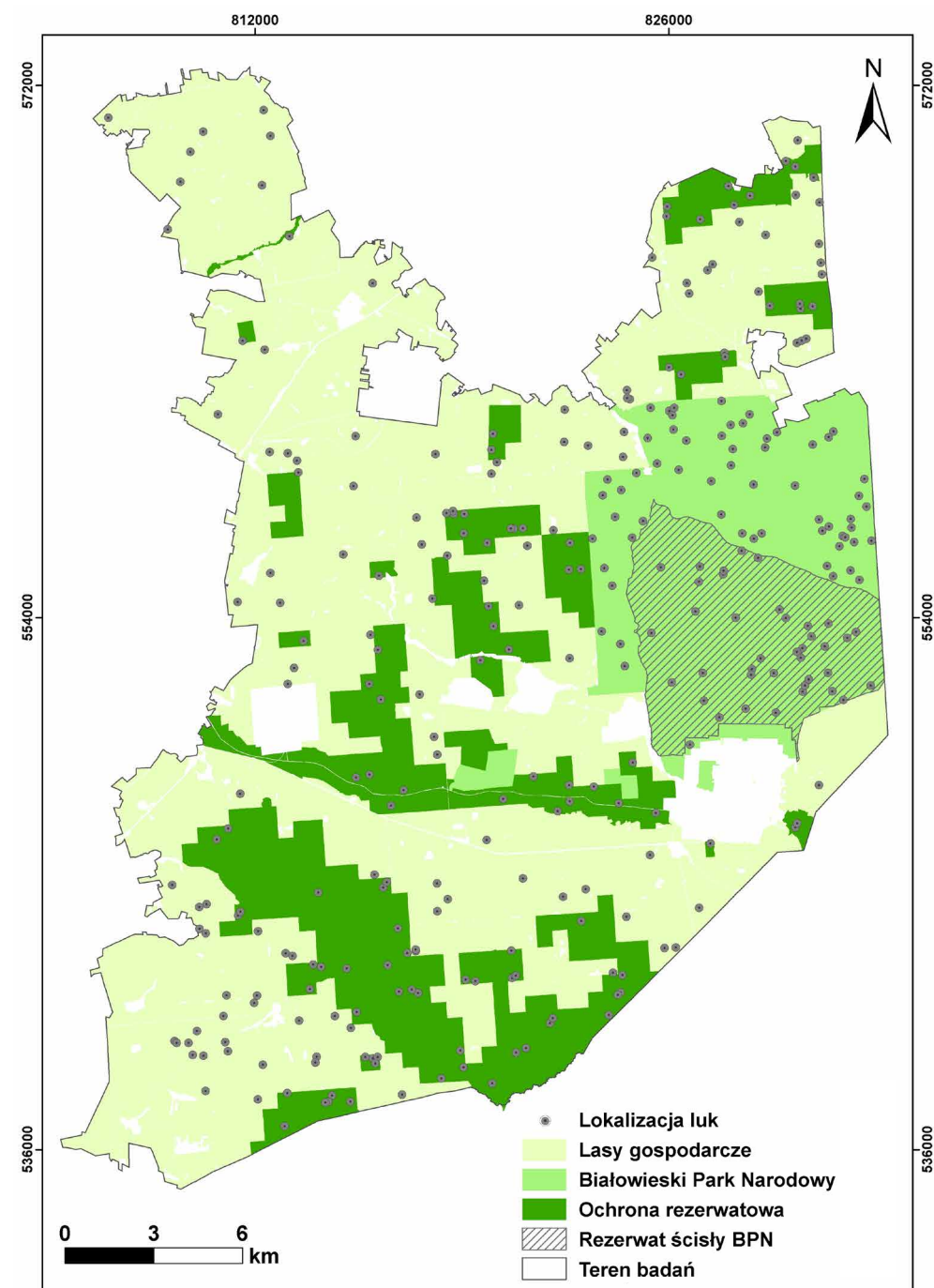
Zaburzenia są najważniejszym czynnikiem wpływającym na funkcjonowanie ekosystemów leśnych (Turner 2010). Reżim zaburzeń podlega zmianom ze względu na zmieniające się warunki klimatyczne. Coraz częstsze i przedłużające się okresy susz (Millar, Stephenson 2015), gradacje korników (Raffa i in. 2008) czy pożary (Stephens i in. 2014) wpływają na ekosystemy leśne na całym świecie (Seidl i in. 2017). Lasy w Puszczy Białowieskiej również narażone są na różne zaburzenia w małej i dużej skali przestrzennych. W ostatnim czasie jednym z najważniejszych zakłóceń w Puszczy Białowieskiej jest gradacja kornika drukarza, która trwa od 2012 roku, a szczególnie nasiliła się w 2015 r. wskutek ciepłych zim i letniej suszy (Bobic i in. 2011a; Grodzki 2016). Zamierają nie tylko pojedyncze świerki czy grupy drzew, ale całe połacie lasu, tworząc specyficzną mozaikę drzewostanów. Kwantyfikacja wzorca zaburzeń (wielkość, kształt, przeważający typ zaburzeń), a także poznanie czynników wpływających na zaburzenia jest ważnym problemem badawczym.

Dotychczasowe badania dynamiki luk koncentrowały się na lukach naturalnych (Runkle 1992; Sapkota i in. 2009) lub powstałych w wyniku wycięcia drzew (Montgomery i in. 2010). Natomiast nieliczne są badania uwzględniające oba rodzaje luk (naturalne i sztuczne) (Bobic 2007). Głównym celem badań prezentowanych w niniejszym rozdziale było określenie stopnia zasiedlenia luk przez odnowienie we wczesnej fazie rozwoju (wysokość odnowienia < 2 m) w zależności od pochodzenia luk, formy ochrony lasu oraz siedliska. W badaniach weryfikowano następujące hipotezy: H1 – grab jest gatunkiem najczęściej odnawiającym się w lukach; H2 – świerk odnawia się w lukach znacznie rzadziej niż gatunki ciepłolubne (grab, lipa), niezależnie od typu drzewostanu; H3 – forma ochrony wpływa na liczebność odnowienia w lukach.

6.2. Materiały i metody

6.2.1. Teren badań

Puszcza Białowieska zajmuje na terytorium Polski powierzchnię około 620 km². Badaniami objęto cały teren polskiej części Puszczy Białowieskiej (ryc. 6.1), w którym przeważają lasy liściaste i mieszane, często pochodzenia naturalnego, o zróżnicowanej strukturze gatunkowej i wiekowej. Porastają one przeważnie żyzne gleby brunatne i płowe (przeważają LMśw, Lśw, Lw), a w dolinach rzek oraz w miejscach dawnych torfowisk wysokich – utwory pochodzenia organicznego (Więcko 1984). Dominujące gatunki drzew to świerk pospolity (*Picea abies* (L.) Karst) – 26%, sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) – 24%, olsza czarna (*Alnus glutinosa* Gaertn.) – 17% oraz dęby (*Quercus* sp.) – 12% i brzozy (*Betula* sp.) – 11%. Ponad 40% powierzchni terenu badań pokrywają drzewostany w wieku powyżej 80 lat (Sterńczak i in. 2017). Powierzchnię ok. 105 km² zajmuje Białowieski Park Narodowy wraz



Rycina 6.1. Teren badań i położenie badanych luk w polskiej części Puszczy Białowieskiej

z najstarszą strefą ochronną tzw. Rezerwatem Ścisłym (RŚ). Rezerваты przyrody (RP) o różnorodnym statusie ochrony i roku utworzenia obejmują powierzchnię ok. 120 km². Pozostałą część, około 395 km², stanowią lasy gospodarcze (LG) o różnej intensywności użytkowania zarządzane przez trzy nadleśnictwa: Browski, Hajnówka i Białowieża (Wesołowski i in. 2016). Obszar Puszczy Białowieskiej charakteryzuje się mało urozmaiconą rzeźbą terenu. Wysokość bezwzględna mieści się w przedziale 131–196 m n.p.m. Panuje tutaj klimat kontynentalny z wpływem klimatu atlantyckiego. Średnia wieloletnia temperatura roczna (okres badań 1950–2001) wynosi 6,8°C, a średnie opady roczne 633 mm (Pierzgalski i in. 2012).

6.2.2. Badania terenowe

Na podstawie danych lotniczego skanowania laserowego (ang. ALS – Airborne Laser Scanning) określono kształt i położenie obiektów reprezentujących luki w drzewostanie. Lukę zdefiniowano jako obszar o wysokości roślinności nie większej niż 2 m i o powierzchni nie mniejszej niż 20 m². Spośród znalezionych luk wybrano losowo obiekty badawcze, na których wykonano pomiary w terenie. W opracowaniu wykorzystano dane z pomiaru 313 powierzchni badawczych. Kryteriami wyboru luk była ich powierzchnia oraz forma ochrony. W każdej luce założono w punkcie centralnym (centroid powierzchni) współśrodkowe powierzchnie kołowe o różnym promieniu. W zależności od promienia mierzono poszczególne stadia rozwojowe odnowienia. Na powierzchni o promieniu 1,3 m (5,3 m²) zinventaryzowano odnowienie w za-



Rycina 6.2. Zbieranie danych terenowych na jednej z wyznaczonych luk w Puszczy Białowieskiej (fot. K. Rzczycki)

kresie od 2 lat do 30 cm wysokości (nalot). Na powierzchni o promieniu 2,52 m (20 m²) zinventaryzowano odnowienie o wysokości powyżej 30 cm i pierśnicy do 2 cm (podrost niski). Na powierzchni o promieniu 3,99 m (50 m²) zinventaryzowano odnowienie o pierśnicy od 2 do 7 cm (podrost wysoki). Dla każdego osobnika odnowienia określano gatunek oraz zmierzono wysokość i pierśnicę (dla drzewek powyżej 1,3 m wysokości). Ponadto określono typ siedliskowy lasu na podstawie mapy siedliskowej, wiek luki, jej pochodzenie (naturalne vs. sztuczne) oraz formę ochrony. Luki podzielono na trzy grupy w zależności od formy ochrony: Rezerwat Ścisły Białowieskiego Parku Narodowego (obszar wyłączony z użytkowania od 1921 r.) - RS, lasy gospodarcze - LG oraz ochrona rezerwatowa - OR (rezerваты przyrody plus część włączona do Białowieskiego Parku Narodowego po 1996 r.) oraz na cztery grupy z uwzględnieniem siedliska: 1) bory na glebach mineralnych, 2) bory i lasy bagienne, 3) lasy oraz 4) olsy i łągi. Badania terenowe przeprowadzono w latach 2016–2018 w pełni sezonu wegetacyjnego (ryc. 6.2).

6.2.3. Analiza statystyczna

Dla najliczniej odnawiających się gatunków/rodzajów drzew (świerk, sosna, brzoza, dąb szypułkowy, grab (*Carpinus betulus* L.), klon pospolity (*Acer platanoides* L.), lipa drobnolistna (*Tilia cordata* Mill.) zestawiono w tabeli wartości średnie liczebności odnowienia, medianę i odchylenie standardowe. W celu zbadania występowania istotnych statystycznie różnic między grupami poszczególnych zmiennych (grupa siedliskowa, forma ochrony, pochodzenie luki) w występowaniu odnowienia przeprowadzono test Kruskala-Wallisa. Interpretacja wyników zależy od wartości p : $p < 0,05$ – istotne różnice między grupami, $p > 0,05$ – nieistotne różnice między grupami. Istotny statystycznie wynik testu wskazuje jedynie, że co najmniej jedna z badanych grup różni się od innej. Dlatego w przypadku stwierdzenia istotnych różnic między badanymi grupami, przeprowadzono analizę *post-hoc*, co pozwoliło na zidentyfikowanie grup różniących się istotnie statystycznie. Podczas analizy *post-hoc* przeprowadzono nieparametryczny test Manna-Whitneya i Wilcozona dla każdej pary grup. Do oceny zależności występowania (obecności lub jego braku) odnowienia w lukach od typu siedliska, formy ochrony i pochodzenia luki zastosowano nieparametryczny test χ^2 . Test ten rozpatruje dwie hipotezy: H_0 , gdzie $p > 0,05$ wskazuje na brak dowodów na istnienie zależności między zmiennymi (w rozpatrywanym przypadku to oznacza, że zmienne są niezależne i dana zmienna nie wpływa na obecność odnowienia) oraz H_1 , gdzie $p < 0,05$ oznacza, że zmienne są od siebie zależne (dana zmienna wpływa na obecność odnowienia). W celu przeprowadzenia testu zmieniono liczebność odnowienia na zmienną dychotomiczną (obecność/brak). Test wykonano dla 7 gatunków w każdym stadium odnowienia i trzech zmiennych niezależnych. Wszystkie analizy przeprowadzono w programie R.

6.3. Wyniki

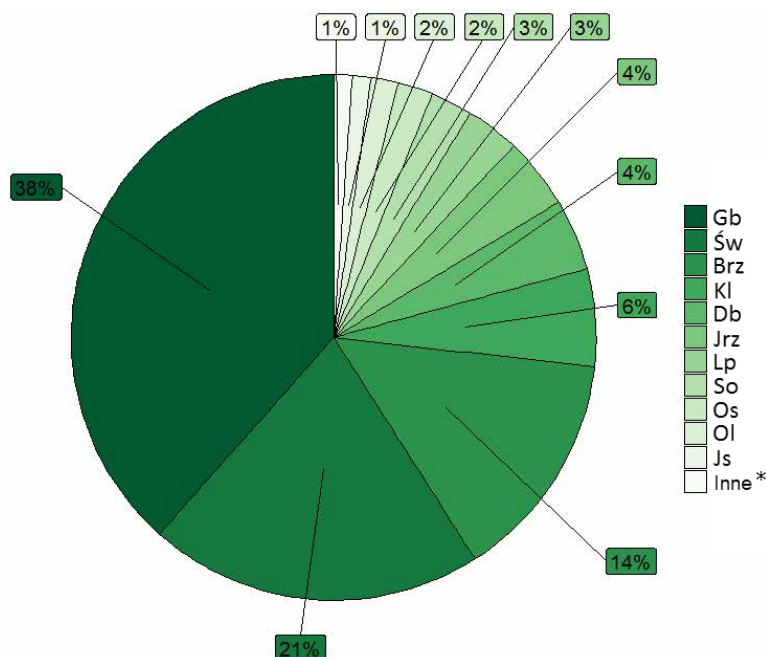
6.3.1. Odnowienie w lukach

Głównym gatunkiem odnawiającym się w lukach był grab (ryc. 6.3), którego udział (38%) był prawie dwukrotnie większy niż świerka (21%) (ryc. 6.4). Udział brzozy w odnowieniu wynosił 14%, a pozostałych gatunków był mniejszy niż 10% (odnowienie klonu, dębu, jarzębu i lipy). W fazie nalotu odnotowano obecność 13 gatunków/rodzajów drzew,

w fazie podrostu niskiego 15, a podrostu wysokiego 9. W lukach odnowiły się wszystkie gatunki lasotwórcze występujące na terenie Puszczy Białowieskiej (ryc. 6.3).

6.3.2. Pochodzenie luk a liczebność odnowienia

Liczebność odnowienia była bardzo zróżnicowana w lukach. Większość gatunków charakteryzowała się brakiem odnowienia w lukach (ponad 75% luk). W kilku przypadkach wartość mediany była większa od 0, co oznaczało, że dany gatunek często odnawiał się (tab. 6.1).



Rycina 6.3. Udział wszystkich gatunków odnawiających się w lukach w Puszczy Białowieskiej. Gb – grab pospolity, Św – świerk pospolity, Kl – klon pospolity, Db – dąb, Jrz – jarzab pospolity, Lp – lipa drobnolistna, So – sosna zwyczajna, Os – topola osika, Ol – olsza czarna, Js – jesion wyniosły, Inne* – wiąz, wierzba, owocowe, krzewy

Tabela 6.1. Średnia liczebność odnowienia (\pm SD) w zależności od pochodzenia luk

Gatunek	Antropogeniczne					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	500 \pm 2212	0	241 \pm 1371	0	0	0
brzoza	1145 \pm 6043	0	2586 \pm 5453	501	39 \pm 260	0
dąb	250 \pm 679	0	1069 \pm 1677	501	12 \pm 68	0
grab	2463 \pm 14647	0	5341 \pm 26532	0	19 \pm 130	0

Gatunek	Naturalne					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
świerk	4254 \pm 19776	0	1724 \pm 6066	0	36 \pm 147	0
klon*	79 \pm 665	0	196 \pm 1164	0	1 \pm 16	0
lipa	79 \pm 439	0	171 \pm 1270	0	1 \pm 16	0
sosna	210 \pm 1012	0	41 \pm 227	0	0	0
brzoza	432 \pm 2197	0	1179 \pm 4325	0	9 \pm 52	0
dąb	144 \pm 579	0	221 \pm 462	0	2 \pm 21	0
grab	3711 \pm 14322	0	2694 \pm 8625	0	12 \pm 69	0
świerk	886 \pm 2649	0	975 \pm 5510	0	44 \pm 169	0
klon	1340 \pm 5476	0	451 \pm 1701	0	0	0
lipa*	531 \pm 5839	0	365 \pm 2702	0	5 \pm 33	0

* dąb szypułkowy, brzoza brodawkowata i omszona, klon pospolity, lipa drobnolistna



Rycina 6.4. Odnowienie świerka w luce w Puszczy Białowieskiej (fot. L. Kuberski)

Wśród analizowanych powierzchni badawczych przeważały luki pochodzenia naturalnego, które stanowiły 54%. Pochodzenie luki miało istotny wpływ na obecność nalotu klonowego (test $Chi^2 p < 0,01$) (tab. 6.2). Świerk najczęściej odnawiał się w lukach pochodzenia antropogenicznego, zwłaszcza na siedliskach borowych i lasowych. Sosna i brzoza także częściej spotykane były w nalocie w lukach pochodzenia antropogenicznego na siedliskach borowych i lasowych. Natomiast w lukach naturalnych częściej odnawiał się dąb i grab, szczególnie na siedliskach lasowych, oraz lipa, olsza i jesion (*Fraxinus excelsior* L.), niezależnie od siedliska.

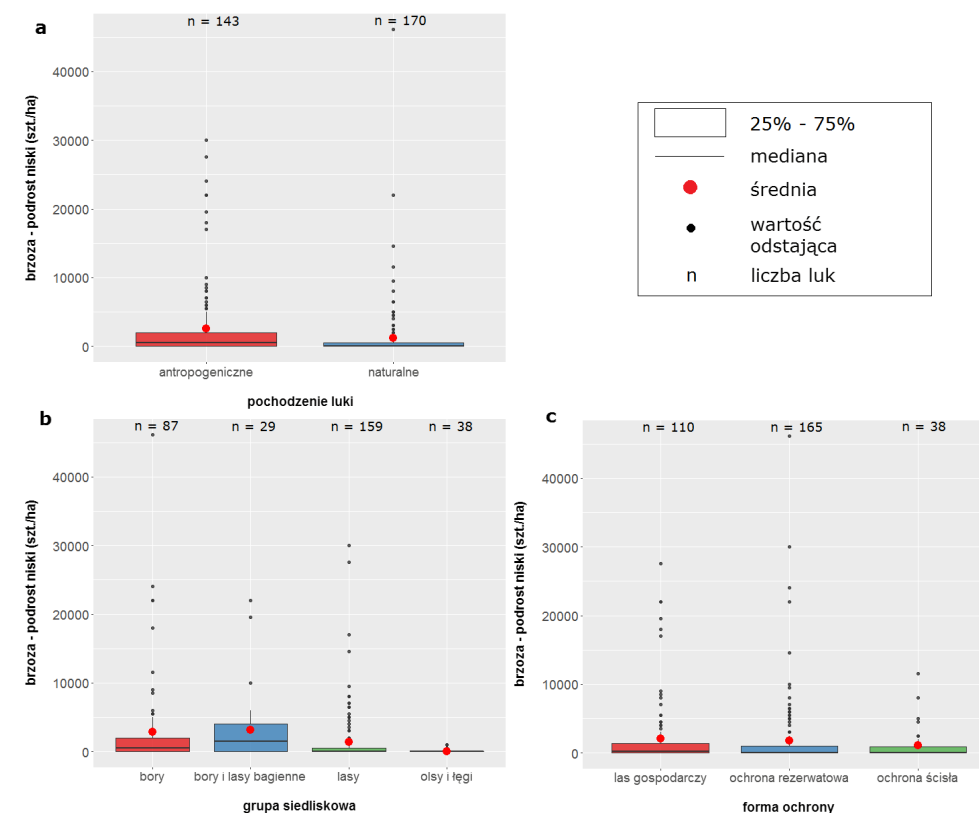
Tabela 6.2. Siedlisko, formy ochrony i pochodzenie luki a występowanie odnowienia w lukach (wartości w tabeli oznaczają poziom istotności - test Chi^2)

Gatunek	siedlisko	forma ochrony	pochodzenie luki
sosna nalot	0,0298	0,4993	0,1317
sosna podrost niski	0,0061	0,0638	0,3855
sosna podrost wysoki	brak	brak	brak
brzoza nalot	0,0740	0,6694	0,2033
brzoza podrost niski	0,0000	0,2604	0,0000
brzoza podrost wysoki	0,0787	0,5801	0,1712
dąb nalot	0,0953	0,5817	0,0962
dąb podrost niski	0,0000	0,0366	0,0000
dąb podrost wysoki	0,3597	0,0444	0,1846
grab nalot	0,0000	0,0271	0,9311
grab podrost niski	0,0000	0,4744	0,0161
grab podrost wysoki	0,2559	0,7807	1,0000
świerk nalot	0,0007	0,6209	0,0767
świerk podrost niski	0,0000	0,2875	0,0180
świerk podrost wysoki	0,0000	0,5853	1,0000
klon nalot	0,0001	0,0023	0,0015
klon podrost niski	0,0000	0,1093	0,0245
klon podrost wysoki	0,8081	0,3963	0,9309
lipa nalot	0,1352	0,0767	0,7921
lipa podrost niski	0,0002	0,0001	0,2214
lipa podrost wysoki	0,3024	0,0161	0,3044

* wartości pogrubione wskazują istotne różnice

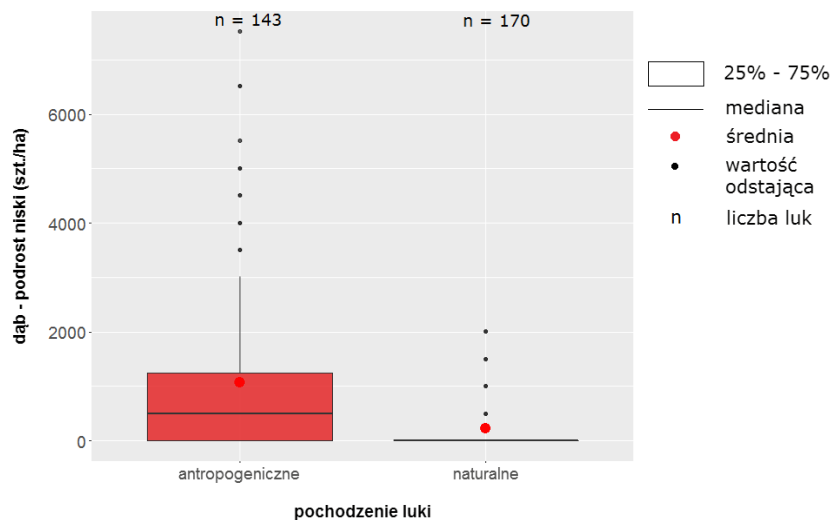
** oznaczenia gatunków jak w tabeli 6.1. (dąb szypułkowy, brzoza brodawkowata i omszona, klon pospolity, lipa drobnolistna)

W podroście niskim grab, dąb, sosna i brzoza, a także świerk częściej odnawiały się w lukach pochodzenia antropogenicznego. Pochodzenie luki miało istotny wpływ na obecność niskiego podrostu brzozy, grabu, dębu, klonu i świerka (test $Chi^2 p < 0,05$) (tab. 6.2). Liczebność podrostu brzozy (ryc. 6.5) oraz dębu (ryc. 6.6) była istotnie większa w lukach pochodzenia antropogenicznego na wszystkich siedliskach, z wyjątkiem olsów i łągów (istotne statystycznie różnice w porównaniu z lukami pochodzenia naturalnego, $p < 0,05$ – test Wilcozona). Natomiast świerk oraz sosna odnawiały się głównie w lukach sztucznych, ale na siedliskach borowych. W lukach pochodzenia naturalnego częściej odnawiały się jesion, olsza, klon, osika (*Populus tremula* L.), lipa i wiąz (*Ulmus glabra* Huds.).



Rycina 6.5. Liczebność niskiego podrostu brzozy w lukach w zależności od pochodzenia luki, siedliska i formy ochrony w Puszczy Białowieskiej

W podroście wysokim świerk odnawiał się w lukach naturalnych na siedliskach lasowych, natomiast na siedliskach borowych częściej w lukach pochodzenia antropogenicznego. Dąb występował głównie w lukach pochodzenia antropogenicznego. Podrost olszy obserwowano przede wszystkim w lukach naturalnych na siedliskach wilgotnych (ols i łąg). Grab był obecny w obu typach luk.



Rycina 6.6. Liczebność niskiego podrostu dębu w lukach w zależności od pochodzenia luki w Puszczy Białowieskiej

6.3.3. Liczebność odnowienia w lukach w zależności od siedliska

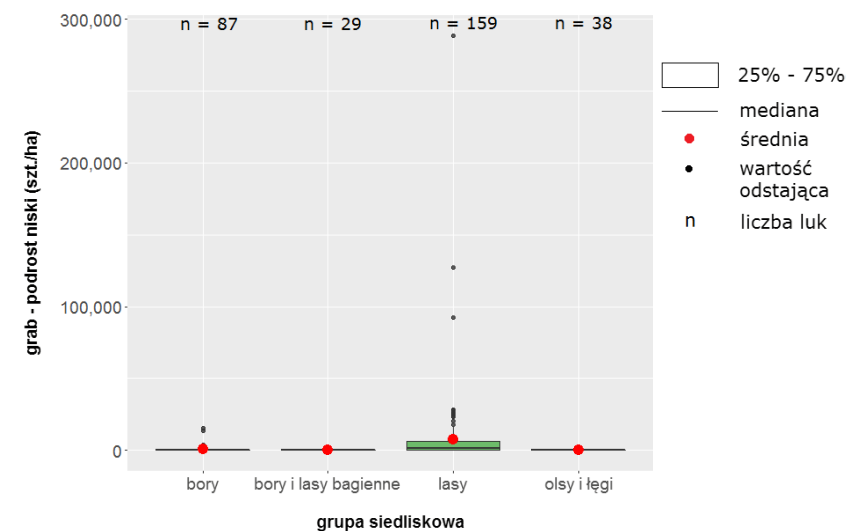
Na występowanie nalotu sosny, grabu, świerka i klonu w lukach miało wpływ siedlisko (test χ^2 , $p < 0,05$) (tab. 6.2). Na siedliskach borowych przeważały w nalocie gatunki światłolubne, takie jak sosna, brzoza oraz dąb (ryc. 6.3). Na rycinie 6.7 przedstawiono przykładowe miejsce z odnowieniem dębu i grabu w luce w Puszczy Białowieskiej.



Rycina 6.7. Odnowienie dębu i grabu w luce w Puszczy Białowieskiej (fot. L. Kuberski)

Świerk odnowił się na wszystkich siedliskach, chociaż najliczniej występował w borach oraz borach i lasach bagiennych. Klon, lipa i grab odnowiły się w lukach na siedliskach lasowych. Natomiast jesion i olsza zajmowały przede wszystkim luki na siedliskach lasowych, olsowych i łęgowych (tab. 6.3).

Na obecność niskiego podrostu sosny, brzozy, lipy, grabu, dębu, klonu i świerka w lukach istotnie wpływało siedlisko (test χ^2 $p < 0,001$) (tab. 6.2). W tej fazie odnowienia dominował grab, którego liczebność była większa niż w fazie nalotu. Średnia liczebność niskiego podrostu brzozy była dwukrotnie mniejsza niż grabu i świerka. Stwierdzono znaczną liczebność podrostu jarzębu pospolitego (*Sorbus aucuparia* L.) i dębu. Liczebność niskiego podrostu klonu, osiki oraz lipy była niewielka. Siedliska lasowe zajmował przede wszystkim podrost grabowy (ryc. 6.8) (istotne statystycznie różnice w porównaniu z pozostałymi grupami siedliskowymi, $p < 0,05$ – test Wilcoxon), któremu towarzyszyły dąb, klon, osika, lipa i wiąz. Siedliska borowe, a także bagienne zdominowało odnowienie świerkowe oraz sosnowe. Podrost brzozy najliczniej występował w borach i w lasach bagiennych (ryc. 6.5) (istotne statystycznie różnice w porównaniu z pozostałymi grupami siedliskowymi, $p < 0,05$ – test Wilcoxon). Natomiast na siedliskach olsu odnowiły się głównie olsza i jesion.



Rycina 6.8. Liczebność niskiego podrostu grabu w lukach w zależności od siedliska w Puszczy Białowieskiej

Liczebność wysokiego podrostu była najniższa spośród opisywanych faz rozwojowych odnowienia (nalot, niski i wysoki podrost). Odnowienie świerka w lukach zależało od siedliska (test χ^2 $p < 0,0001$). Świerk odnowił się przede wszystkim na siedliskach bagiennych i borowych, chociaż jego obecność stwierdzono na wszystkich siedliskach, podobnie jak podrost brzozy. Liczebność brzozy i olszy była dwukrotnie mniejsza niż świerka. Olsza najliczniej występowała w lukach na siedliskach wilgotnych, w łęgach i olsach, natomiast grab na siedliskach lasowych. Podrost dębu odnotowano głównie w lukach na siedliskach borowych a nielicznie na siedliskach lasowych (tab. 6.3).

Tabela 6.3. Średnia liczebność odnowienia (\pm SD) w zależności od siedliska

Gatunek	Bory					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	757 \pm 2806	0	339 \pm 1636	0	0	0
brzoza	1320 \pm 7198	0	2863 \pm 6693	501	22 \pm 77	0
dąb	259 \pm 769	0	599 \pm 1115	0	13 \pm 73	0
grab	368 \pm 2146	0	547 \pm 2254	0	4 \pm 30	0
świerk	4741 \pm 23470	0	2535 \pm 8031	0	78 \pm 203	0
klon	43 \pm 403	0	5 \pm 53	0	0	0
lipa	21 \pm 201	0	0	0	0	0
Gatunek	Bory i lasy bagienne					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	519 \pm 1661	0	138 \pm 462	0	0	0
brzoza	649 \pm 2210	0	3180 \pm 5435	1503	27 \pm 88	0
dąb	64 \pm 349	0	259 \pm 678	0	0	0
grab	0	0	0	0	0	0
świerk	1104 \pm 2688	0	1486 \pm 3008	0	103 \pm 204	0
klon	0	0	0	0	0	0
lipa	0	0	0	0	0	0
Gatunek	Lasy					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	165 \pm 775	0	50 \pm 485	0	0	0
brzoza	651 \pm 2974	0	1424 \pm 4031	0	27 \pm 243	0
dąb	225 \pm 648	0	819 \pm 1482	0	6 \pm 41	0
grab	5970 \pm 19851	0	7361 \pm 26237	1503	27 \pm 139	0
świerk	1966 \pm 7656	0	926 \pm 5267	0	16 \pm 131	0
klon	1480 \pm 5667	0	655 \pm 2033	0	1 \pm 15	0
lipa	627 \pm 6044	0	539 \pm 3023	0	6 \pm 35	0
Gatunki	Olsy i łęgi					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	0	0	0	0	0	0
brzoza	0	0	65 \pm 238	0	0	0
dąb	0	0	13 \pm 81	0	0	0
grab	49 \pm 305	0	105 \pm 438	0	5 \pm 32	0
świerk	49 \pm 305	0	39 \pm 136	0	10 \pm 64	0
klon	0	0	0	0	0	0
lipa	0	0	26 \pm 113	0	5 \pm 32	0

6.3.4. Liczebność odnowienia w lukach a forma ochrony

Obecność nalotu klonu i dębu w lukach zależała od formy ochrony (test Chi^2 $p < 0,05$) (tab. 6.2). W lasach gospodarczych najczęściej odnawiał się świerk i brzoza na siedliskach borowych oraz sosna, zwłaszcza na siedliskach bagiennych i lasowych. W lasach rezerwatowych w fazie nalotu występowały dąb, grab, świerk oraz klon. Natomiast w Rezerwacie Ścisłym stwierdzono nie tylko nalot sosnowy, świerkowy i brzozowy, ale także nalot klonu i lipy oraz grabu, zwłaszcza na siedliskach lasowych (tab. 6.4).

Tabela 6.4. Średnia liczebność odnowienia (\pm SD) w zależności od formy ochrony

Gatunek	Las gospodarczy (LG)					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	393 \pm 1376	0	318 \pm 1562	0	0	0
brzoza	1112 \pm 6560	0	2077 \pm 5002	250	41 \pm 293	0
dąb	222 \pm 661	0	1025 \pm 1722	0	16 \pm 77	0
grab	1455 \pm 8773	0	3280 \pm 15287	0	18 \pm 136	0
świerk	4297 \pm 21974	0	1786 \pm 6770	0	45 \pm 170	0
klon	547 \pm 4552	0	236 \pm 1157	0	1 \pm 19	0
lipa	0	0	45 \pm 230	0	1 \pm 19	0
Gatunek	Ochrona rezerwatowa (OR)					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	353 \pm 1990	0	39 \pm 207	0	0	0
brzoza	536 \pm 2621	0	1813 \pm 5277	0	10 \pm 55	0
dąb	194 \pm 645	0	419 \pm 891	0	1 \pm 15	0
grab	3002 \pm 14789	0	4231 \pm 22838	0	15 \pm 79	0
świerk	1575 \pm 5079	0	1278 \pm 5697	0	43 \pm 166	0
klon	605 \pm 3056	0	385 \pm 1706	0	0	0
lipa	91 \pm 455	0	145 \pm 1178	0	2 \pm 21	0
Gatunek	Rezerwat Ścisły (RS)					
	nalot		podrost niski		podrost wysoki	
	średnia	mediana	średnia	mediana	średnia	mediana
sosna	148 \pm 675	0	0	0	0	0
brzoza	693 \pm 2334	0	1121 \pm 2428	0	21 \pm 77	0
dąb	99 \pm 426	0	224 \pm 446	0	5 \pm 32	0
grab	8624 \pm 22978	0	4286 \pm 7353	0	10 \pm 64	0
świerk	693 \pm 1827	0	131 \pm 301	0	15 \pm 71	0
klon	2081 \pm 6127	0	395 \pm 1288	0	0	0
lipa	2280 \pm 12309	0	1516 \pm 5613	0	15 \pm 54	0

Wpływ formy ochrony na obecność niskiego podrostu w lukach stwierdzono w przypadku lipy i dębu (test $Chi^2 p < 0,05$) (tab. 6.2). W lasach gospodarczych odnawiały się przede wszystkim sosna na siedliskach borowych, bagiennych i lasowych, dąb na siedliskach borowych, świerk na siedliskach borowych i bagiennych, brzoza i olsza na siedliskach bagiennych i lasowych. W lasach rezerwatowych częściej odnawiały się brzoza (ryc. 6.5) i grab na siedliskach borowych, świerk na siedliskach wilgotnych (bory i lasy bagiennie, olsy), jesion oraz olsza w olsach i łęgach, a także jarzab na wszystkich siedliskach. W Rezerwacie Ścisłym odnawiał się częściej dąb na siedliskach bagiennych, grab, klon i osika na siedliskach lasowych oraz lipa, wiąz i drzewa owocowe w olsach. Wysoki podrost brzozy i dębu częściej stwierdzano w lasach gospodarczych niż w lasach ochronnych. Więcej podrostu świerka i olszy także odnotowano w borach oraz w borach i lasach bagiennych. Lasy rezerwatowe charakteryzowały się większym udziałem grabu na siedliskach lasowych. Natomiast ochrona ścisła sprzyjała odnowieniu brzozy na siedliskach borowych. Stwierdzono wpływ ochrony na obecność wysokiego podrostu lipy i dębu w lukach (test $Chi^2 p < 0,05$) (tab. 6.2).

6.4. Dyskusja

6.4.1. Luki naturalne vs. sztuczne

W Puszczy Białowieskiej od lat obserwowane jest masowe zamieranie świerka (Bobiec i in. 2011a; Brzeziecki i in. 2020). W lasach gospodarczych prowadzone były prace polegające na usuwaniu świerków zasiedlonych przez kornika drukarza. Usuwane były nie tylko pojedyncze zainfekowane drzewa, ale także grupy drzew. Dlatego też luki antropogeniczne stanowią duży udział w Puszczy Białowieskiej. Zamieranie świerka powoduje także powstawanie naturalnych luk o zróżnicowanej wielkości (Bobiec i in. 2011a). Stwierdzono zróżnicowanie odnowienia w zależności od pochodzenia luk. Świerk, sosna i brzoza częściej spotykane były w lukach pochodzenia antropogenicznego, zwłaszcza na siedliskach borowych i lasowych. W ramach zagospodarowania luk sadzony był dąb i sosna (Bobiec 2007). Natomiast w naszych badaniach skoncentrowano się na odnowieniu naturalnym w lukach. Wszystkie powierzchnie z wprowadzoną sosną były grodzone. W Puszczy Białowieskiej duża presja zwierzyny na odnowienia powoduje konieczność stosowania grodzień (por. Kuijper i in. 2010). Świerk najczęściej odnawiał się naturalnie w lukach pochodzenia antropogenicznego w wyniku cięć sanitarnych, które rozluźniały drzewostan i inicjowały odnowienie świerka.

Niektóre gatunki drzew odnawiały się tylko w lukach naturalnych. Brzeziecki i in. (2020) stwierdzili, że zamieranie świerka i jesionu w Rezerwacie Ścisłym rzadko sprzyja odnowieniu innych gatunków niż grab czy lipa. Badania odnowienia w lukach potwierdziły dominację grabu w obu typach luk, zwłaszcza w fazie niskiego podrostu (Bobiec 2007). Natomiast nie stwierdzono licznego odnowienia lipy w lukach w lasach gospodarczych. Lipa oraz jesion, klon i wiąz odnawiały się głównie w lukach naturalnych.

Wielkość luki nie wpływała na zagęszczenie odnowień w Puszczy Białowieskiej, z wyjątkiem odnowienia brzozy i grabu. Szczegółowe wyniki badań dotyczących wpływu charakterystyki luk (wielkość i geometria luk) na liczebność i obecność odnowienia w lukach przedstawiono w osobnej publikacji.

6.4.2. Odnowienie w lukach w zależności od siedliska/zbiorowiska

Najczęstszym gatunkiem w nalocie i w podroście niskim był grab, który przede wszystkim opanował luki na siedliskach lasowych, co potwierdza wstępną hipotezę przyjętą w tej pracy (H1). Liczne badania wskazują, że zmiany klimatu oraz wzrost depozycji azotu, mogą mieć wpływ na skład gatunkowy drzewostanów w Puszczy Białowieskiej (Brzeziecki i in. 2016; Boczoń i in. 2018). W porównaniu do XIX wieku klimat w Puszczy Białowieskiej jest zdecydowanie cieplejszy (szczególnie w okresie zimowym), a także suchszy (Boczoń i in. 2018). Grab, a także lipa, to gatunki związane z umiarkowaniem wilgotnym klimatem, które mogą lepiej odnawiać się w cieplejszym klimacie (Brzeziecki, Kienast 1994). W lukach na siedliskach lasowych nie tylko odnawiał się grab, ale też klon, lipa, osika i wiąz. Bobiec (2007) także obserwował liczne odnowienie grabu i lipy w lukach w Białowieskim Parku Narodowym. Niektóre zmiany mogą być powiązane z naturalnymi zaburzeniami (Seidl i in. 2017). Proces odnowienia jest skomplikowany i zwykle o charakterze asynchronicznym (Bobiec 2007). Grab jest gatunkiem, który odnawia się w sposób ciągły. Natomiast gatunki oportunistyczne, jak lipa drobnolistna, dąb szypułkowy czy gatunki pionierskie, charakteryzuje falowy sposób odnowienia (Bobiec 2007). Rosnąca liczebność grabu może być także związana z obecnością roślinożerców na terenie Puszczy Białowieskiej. Grab należy do gatunków chętnie zgryzanych, a jednocześnie tolerujących presję zwierzyny (Churski i in. 2017; Bubnicki i in. 2019).

Świerk odnawiał się w lukach znacznie rzadziej niż grab, szczególnie w nalocie, co potwierdza drugą hipotezę postawioną w pracy (H2). Wyniki naszych badań są zgodne z badaniami innych autorów (Bobiec 2007). Gatunek ten przeważał w lukach na siedliskach borowych (niski podrost) oraz w borach i lasach bagiennych (niski i wysoki podrost). Świerk pospolity występował w całej Puszczy Białowieskiej, na siedliskach borowych i bardzo wilgotnych. Jest to takson związany z klimatem borealnym, chłodniejszym i bardziej wilgotnym (Brzeziecki, Kienast 1994), w związku z czym w Puszczy Białowieskiej ustępuje obecnie z siedlisk lasowych i pozostaje na siedliskach borów oraz borów i lasów bagiennych. Wyniki prezentowanych w tym rozdziale badań występowania i liczebności odnowienia w lukach są zbliżone z badaniami Gazdy i Miścickiego (2016), którzy stwierdzili liczniejsze odnowienie świerka na przesuszonych olsach czy w mieszanych borach lub lasach bagiennych oraz ustępowanie tego gatunku z siedlisk zajmowanych wcześniej – obecnie już zbyt suchych.

Odnowienie gatunków światłoządnych, takich jak sosna, brzoza i dąb odnotowano głównie w lukach na siedliskach borowych, przede wszystkim w fazie nalotu i podrostu niskiego. Liczebność tych gatunków na siedliskach borowych była znacznie mniejsza niż liczebność grabu. Bobiec i in. (2011a) także stwierdzili liczniejsze odnowienie dębu na siedliskach boru mieszanego niż na siedliskach lasowych, jednocześnie wskazując na korzystny wpływ luk powstałych w wyniku zamierania świerka dla odnowienia dębu szypułkowego. Uważa się, że zacienienie przez grab przyczynia się do zmniejszenia liczebności lub zaniku gatunków termofilnych (Brzeziecki i in. 2018b), jak również innych gatunków drzew (Brzeziecki i in. 2018a). Niniejsza praca wskazuje, że siedliska borowe sprzyjają odnowieniu sosny. Najczęściej pojawiały się naloty sosnowe, które przechodziły do fazy podrostu niskiego, lecz rzadko do fazy podrostu wysokiego. Podobne wyniki uzyskał Paluch (2015), który wskazywał na zmniejszenie się udziału sosny, dębu i brzozy w odnowieniach w Puszczy Białowieskiej. Nieliczne odnowienia sosny mogą być związane z reżimem pożarów na tym terenie, które były dość częste w przeszłości. Sosna, jako gatunek odporny na pożary, częściej odnawiała się po zaburzeniach (Niklasson i in. 2010; Zin i in. 2015). Niektórzy badacze uważają nawet,

że odnowienie naturalne jest niemożliwe na siedliskach lasowych bez pomocy leśnika (Grzywiński 2006). Nasze badania przeczą tym stwierdzeniom. Chociaż od wielu lat w Puszczy Białowieskiej w odnowieniu dominuje grab, to jednak odnawiają się też inne gatunki, jak dąb, świerk i brzoza. Pomimo konkurencji grabu liczebność dębu i świerka w lukach nie zmniejsza się (Bobic 2007; Bobiec i in. 2011a, b). W lukach na siedliskach borów i lasów bagiennych znacznie częściej odnawiała się brzoza i świerk. Wydaje się, że nie tylko świerk wycofuje się na siedliska wilgotne, ale także brzoza. Siedliska bagienne nie zostały opanowane przez grab, który stanowi znaczną konkurencję dla obu gatunków drzew na siedliskach lasowych. Ponadto osłona niektórych gatunków ma znaczenie dla odnowienia. Jak stwierdzili Gazda i Miścicki (2016), z osłoną sosny dość silnie było związane odnowienie brzozy omszonej i olszy czarnej na siedliskach borów mieszanych oraz borów i lasów bagiennych.

Siedliska olsu typowego, olsu jesionowego oraz łągu sprzyjały odnowieniu olszy i jesionu. Oba gatunki tworzą drzewostany na tych siedliskach, na których znalazły korzystne warunki do odnowienia w lukach. W ciągu ostatnich 60 lat drzewostany w Puszczy Białowieskiej podlegały licznym zmianom wynikającym nie tylko z zamierania świerków, ale także jesionu i wiązu (Gazda, Miścicki 2016). Zjawisko to nie pozostaje bez wpływu na odnowienia naturalne wymienionych gatunków. Zmniejszyła się liczebność odnowienia wiązu, który najczęściej występował na siedliskach lasowych wraz z klonem i osiką. Także odnowienie jesionu w zasadzie ograniczone zostało do siedlisk olsu i łągu.

6.4.3. Forma ochrony a odnowienie naturalne w lukach

Pochodzenie luk wpływa na odnowienie drzew w lukach, czyli pozytywnie zweryfikowano H3. W lasach gospodarczych w lukach dominowało odnowienie świerka, brzozy, a także sosny i dębu. Dąb szypułkowy jest jednym z najważniejszych gatunków tworzących zbiorowiska puszczańskie (Więcko 1984; Brzezicki i in. 2016). W drzewostanach gospodarczych sadzony jest w gniazdach na siedliskach borowych, jak też lasowych (rębnia gniazdowa). Świerk był także jednym z kluczowych gatunków w Puszczy Białowieskiej (Boczoń i in. 2018). W lasach gospodarczych może być również wprowadzony sztucznie, gdy odnowienie naturalne tego gatunku jest niewystarczające. Natomiast sosna była sadzona w ramach prowadzenia cięć rębnych.

W lukach na terenie rezerwatów panował grab w początkowym etapie odnowienia (nalot i niski podrost). O występowaniu grabu w rezerwach przyrody w Puszczy Białowieskiej pisali m.in. Brzezicki i in. (2016), którzy sugerowali dwa główne trendy zmian składu gatunkowego drzewostanów na tym terenie. W pierwszym zakładali zmniejszenie udziału gatunków światłożądnych, a w drugim zastępowanie świerka przez grab i w mniejszym stopniu lipę we wszystkich zbiorowiskach leśnych. Wyniki naszych badań potwierdzają te zmiany. Grab odnawiał się licznie nie tylko pod okapem drzewostanów, ale także w lukach. Natomiast liczebność świerka i brzozy w lukach była dwukrotnie mniejsza niż grabu. Prawdopodobne jest zatem zastępowanie świerka przez grab. Wyniki te są zgodne z licznymi doniesieniami na temat ekspansji grabu w Puszczy Białowieskiej (np. Paluch 2015; Gabrysiak i in. 2021).

Na terenie Rezerwatu Ścisłego w fazie nalotu i niskiego podrostu stwierdzono liczne odnowienie różnych gatunków drzew, także światłożądnych (dąb i sosna, drugi z wymienionych tylko w fazie nalotu). Pośród gatunków cienioznośnych odnotowano klon, lipę i wiąz,

jednak to liczebność grabu była największa. Liczne odnowienie grabu na terenie Rezerwatu Ścisłego można wiązać z przewagą zbiorowisk grądowych na tym terenie. W ostatnich latach udział gatunków światłożądnych zmalał w Rezerwacie Ścisłym, a szczególnie drastyczny spadek zaobserwowano w przypadku sosny (Brzezicki i in. 2016; Gazda, Miścicki 2016) pod okapem drzewostanów. Natomiast znacznie częściej odnotowano obecność gatunków cieniulubnych, jak lipa i grab. Grzywiński (2006) zwracał uwagę na liczne występowanie klonu i jesionu w warstwie nalotu, obserwował jednak, że gatunki te ze względu na szkody od zwierzyny rzadko tworzyły podrost, nie mówiąc już o drugim piętrze. Wyniki naszych badań w lukach potwierdzają te obserwacje. Interesującym zagadnieniem jest obecność dębu w wysokim podroście w Rezerwacie Ścisłym. Wynik ten wskazuje na to, że w korzystnych warunkach świetlnych, mimo presji zwierzyny, dąb jest w stanie odnawiać się w lukach, wbrew sugestii Gazdy i Miścickiego (2016), że to obecność sosny w okapie drzewostanu może być uważana za najważniejszy czynnik dla utrzymania znaczącego udziału dębu i świerka. Podobne wyniki uzyskał Bobiec i in. (2011b), którzy stwierdzili korzystny wpływ luk na odnawianie się dębu w Puszczy Białowieskiej.

6.5. Podsumowanie

Przedstawione badania pokazują mechanizmy, które wpływają na odnowienie drzew w lukach w Puszczy Białowieskiej. Obecność odnowienia w lukach zależy od siedliska, formy ochrony i pochodzenia. Luki sprzyjają odnowieniu zarówno gatunków liściastych, jak i iglastych, chociaż częściej odnawiają się drzewa liściaste. Dominującym gatunkiem w odnowieniu w lukach jest grab, szczególnie na siedliskach lasowych. Świerk odnawia się w lukach, najczęściej spotykany jest na wilgotnych siedliskach. Lasy rezerwatowe charakteryzowały się większym udziałem grabu niż lasy gospodarcze. Natomiast ochrona rezerwatowa sprzyjała odnowieniu brzozy, lipy i dębu w lukach. Pochodzenie luk miało wpływ na obecność odnowienia. Świerk, sosna i brzoza częściej spotykane były w lukach pochodzenia antropogenicznego. Porównanie odnowienia w lukach i pod okapem drzewostanu pozwoli na dogłębne poznanie roli luk w odnowieniu w Puszczy Białowieskiej.

Literatura

- Bobic A. 2007. The influence of gaps on tree regeneration: a case study of the mixed lime-hornbeam (*Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962) communities in the Białowieża Primeval Forest. *Polish Journal of Ecology*, 55: 441–455.
- Bobic A., Jaszcz E., Wojtunik K. 2011a. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration as a response to natural dynamics of stands in European hemiboreal zone. *European Journal of Forest Research*, 130: 785–797.
- Bobic A., Kuijper D.P., Niklasson M., Romankiewicz A., Solecka K. 2011b. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *Forest Ecology and Management*, 262: 780–790.
- Boczoń A., Kowalska A., Ksepko M., Sokołowski K. 2018. Climate Warming and Drought in the Białowieża Forest from 1950–2015 and Their Impact on the Dieback of Norway Spruce Stands. *Water*, 10: 1502.

- Brzeziecki B., Andrzejczyk T., Żybura H. 2018a. Odnowienie naturalne drzew w Puszczy Białowieskiej. *Sylwan*, 162(11): 883–896.
- Brzeziecki B., Ciurzycki W., Keczyński A. 2018b. Zmiany flory roślin naczyniowych runa leśnego w latach 1959–2016 na stałej powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylwan*, 162(12): 980–988.
- Brzeziecki B., Kienast F. 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. *Forest Ecology and Management*, 69: 167–187.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science*, 27: 460–469.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology*, 108: 1138–1154.
- Bubnicki J.W., Churski M., Schmidt K. 2019. Linking spatial patterns of terrestrial herbivore community structure to trophic interactions. *eLife*. DOI: 7554/eLife.44937.
- Churski M., Bubnicki J. W., Jędrzejewska B., Kuijper D.P.J., Cromsigt J. 2017. Brown world forests: increased ungulate browsing keeps temperate trees in recruitment bottlenecks in resource hotspots. *New Phytologist*, 214: 158–168. DOI: 10.1111/nph.14345.
- Gabrysiak K.A., Paluch R., Gawryś R. 2021. 30-Year Changes in Oak-Hornbeam Forest after Windthrow. *Forests*, 12(5): 600.
- Gazda A., Miścicki S. 2016. Prognoza zmian składu gatunkowego drzewostanów Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylwan*, 160(4): 309–319.
- Grodzki W. 2016. Gradacyjne występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.)(Col.: Curculionidae, Scolytinae) w aspekcie kontrowersji wokół Puszczy Białowieskiej. *Leśne Prace Badawcze*, 77(4): 324–331.
- Grzywiński R. 2006. O odnowieniu naturalnym Puszczy. *Las Polski*, 20–21.
- Kern C.C., Burton J.I., Raymond P., D'Amato A., Keeton W., Royo A., Walters M., Webster C., Willis J. 2017. Challenges facing gap-based silviculture and possible solutions for mesic northern forests in North America. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 90: 4–17.
- Kern C.C., D'Amato A.W., Strong T.F. 2013. Diversifying the composition and structure of managed, late-successional forests with harvest gaps: what is the optimal gap size? *Forest Ecology and Management*, 304: 110–120.
- Kuijper D.P., Jędrzejewska B., Brzeziecki B., Churski M., Jędrzejewski W., Żybura H. 2010. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science*, 21: 1082–1098.
- Martins S.V., Rodrigues R. R. 2002. Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology*, 163: 51–62.
- Millar C.I., Stephenson N.L. 2015. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349: 823–826.
- Montgomery R.A., Reich P.B., Palik B.J. 2010. Untangling positive and negative biotic interactions: views from above and below ground in a forest ecosystem. *Ecology*, 91: 3641–3655.
- Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A., 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.
- Paluch R. 2015. Wieloletnie zmiany składu gatunkowego drzewostanów naturalnych w Puszczy Białowieskiej. *Sylwan*, 159(4): 278–288.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Stolarek A. 2012. Powodzie i susze w lasach. IMGW, Seria: Monografie IMGW-PIB. Warszawa, 3: 243–255.
- Raffa K.F., Aukema B.H., Bentz B.J., Carroll A., Hicke J., Turner M., Romme W. 2008. Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience*, 58: 501–517.
- Runkle J.R. 1992. Guidelines and sample protocol for sampling forest gaps. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Sapkota I.P., Tigabu M., Odén P.C. 2009. Species diversity and regeneration of old-growth seasonally dry *Shorea robusta* forests following gap formation. *Journal of Forestry Research*, 20: 7–14.
- Seidl R., Thom D., Kautz M., Martin-Benito D., Peltoniemi M., Vacchiano G., Wild J., Ascoli D., Petr M., Honkaniemi J., Lexer M.J., Trotsiuk V., Mairota P., Svoboda M., Fabrika M., Nagel T.A., Reyer C.P.O. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7: 395–402.
- Spies T.A., Franklin J.F., Klopsch M. 1990. Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade Mountains. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 649–658.
- Stephens S.L., Burrows N., Buyantuyev A., Gray R.W., Keane R.E., Kubian R., Liu S., Seijo F., Shu L., Tolhurst K. G., van Wagtenonk J. W. 2014. Temperate and boreal forest mega-fires: characteristics and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 115–122.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż. 2017. Inventory of standing dead trees in the surroundings of communication routes—The contribution of remote sensing to potential risk assessments. *Forest Ecology and Management*, 402: 76–91.
- Turner M.G. 2010. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91: 2833–2849.
- Wesołowski T., Kujawa A., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Nowak S., Orczewska A., Mysłajek R., Wałankiewicz W. 2016. Spór o przyszłość Puszczy Białowieskiej: mity i fakty. Głos w dyskusji. *The Conflict on the Future of Białowieża Forest: Myths and Facts. Chrońmy Przyrodę Ojczystą*, 72: 83–99.
- Więcko E. 1984. Białowieża Primeval Forest. PWN-Polish Scientific Publishers, Warszawa, 1–309.
- Zhu J., Lu D., Zhang W. 2014. Effects of gaps on regeneration of woody plants: a meta-analysis. *Journal of Forestry Research*, 25: 501–510.
- Zin E., Drobyshev I., Bernacki D., Niklasson M. 2015. Dendrochronological reconstruction reveals a mixed-intensity fire regime in *Pinus sylvestris*-dominated stands of Białowieża Forest, Belarus and Poland. *Journal of Vegetation Science*, 26: 934–945.

7. Dendrochronologiczna rekonstrukcja dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej

Ewa Zin¹, Kamil Pilch¹, Marcin Klisz², Agnieszka Bosak¹,
Paula Calusińska¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych,

Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

{e.zin, k.pilch, m.klisz, a.bosak, p.calusinska}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Mimo długiej tradycji badań nad dynamiką lasów Puszczy Białowieskiej, liczba opracowań, rekonstruujących historię poszczególnych drzewostanów czy zbiorowisk leśnych na podstawie analiz słoju rocznych drzew, wciąż pozostaje ograniczona. Głównym celem badań dendrochronologicznych przeprowadzonych w projekcie ForBioSensing było poszerzenie stanu wiedzy na temat długookresowej dynamiki Puszczy Białowieskiej o dalsze dane empiryczne tego typu, stanowiące również m.in. cenny przyczynek do rozwoju badań dendroklimatycznych tego obszaru. Materiał zebrany ze 100 powierzchni badawczych zlokalizowanych w drzewostanach ponad stuletnich w polskiej części Puszczy Białowieskiej umożliwił określenie struktur wiekowych drzewostanów na każdej powierzchni oraz scharakteryzowanie odnawiania się poszczególnych taksonów na przestrzeni lat, jak również stworzenie chronologii wzorcowych szerokości słoju i lat wskaźnikowych głównych gatunków drzew, możliwych do wykorzystania w analizach dendroklimatycznych. Jako przykład takiej analizy w rozdziale zaprezentowano reakcję świerka pospolitego (*Picea abies* (L.) Karst.) na zmieniające się warunki klimatyczne na wybranej powierzchni badawczej. Wykazano obecność licznych populacji drzew o wieku sięgającym 350–400 lat, a więc pochodzących z pierwszej połowy XVII wieku. Odnotowano obecność obu mechanizmów odnowienia drzew: fal odnowienia i odnowienia ciągłego. Kluczowymi czynnikami klimatycznymi wpływającymi na kształtowanie się wzrostu promieniowego świerka były: temperatura i opady zimy, temperatura wiosny, opady lata (wpływ pozytywny) oraz opady lutego i opady listopada poprzedzającego roku, temperatury czerwca (wpływ negatywny). Wyraźnie zaznaczył się negatywny wpływ susz. Choć przeprowadzone badania istotnie poszerzyły stan wiedzy na temat historii i rozwoju lasów Puszczy Białowieskiej, w tym ich reakcji na zmieniające się warunki klimatyczne, potrzeba prowadzenia dalszych prac dendrochronologicznych na tym obszarze nadal jest wysoka.

Słowa kluczowe: odnowienie drzew, przyrost radialny, struktura wiekowa, warunki klimatyczne

7.1. Wstęp

Drzewa są jednym z naturalnych archiwów historii lasu (np. Niklasson, Granström 2000; Kullman 2002; Heyerdahl i in. 2014; Babst i in. 2017), a dendrochronologia czyli datowanie słoju przyrostu rocznego drzew jest narzędziem umożliwiającym precyzyjne

określanie ich wieku oraz długoterminowej dynamiki drzewostanów z roczną a nawet sezonową rozdzielczością (Stokes, Smiley 1968; Zielski, Krapić 2004). Obecnie narzędzie to wykorzystuje się powszechnie w badaniach ekosystemów leśnych na całym świecie, w tym do analiz struktury wiekowej (np. Wallenius i in. 2002; Brown, Wu 2005), historii różnego rodzaju zaburzeń biotycznych, jak np. gradacje owadów, masowe występowanie grzybów patogenicznych itp. (np. Fraver i in. 2007; Demidko i in. 2021) i abiotycznych, np. wiatrolomów, śniegołomów, powodzi czy pożarów (np. Zielonka i in. 2010; Heyerdahl i in. 2014), badań dendroklimatycznych, obejmujących m.in. rekonstrukcje poszczególnych parametrów klimatu panującego w przeszłości, modelowanie adaptacji poszczególnych gatunków drzew i/lub zbiorowisk leśnych do warunków zmieniającego się klimatu itp. (np. Anchukaitis i in. 2013; Babst i in. 2013), analiz geomorfologicznych (np. Malik i in. 2021), dendroarcheologicznych, paleoekologicznych (np. Kullman 2002; Li i in. 2015) i wielu innych.

Puszcza Białowieska jest jednym z najlepiej zachowanych kompleksów leśnych Niżu Środkowoeuropejskiego, gdzie wciąż jeszcze obecne są drzewostany o wysokim stopniu naturalności (Jaroszewicz i in. 2019; por. rozdz. 2). Dlatego też w ekologii lasu traktowana jest jako ekosystem modelowy (Gutowski, Jaroszewicz 2004) i obszar referencyjny dla innych lasów europejskich strefy umiarkowanej (Faliński 1986; Ellenberg 1996; Peterken 1996; Leuschner, Ellenberg 2017). Na terenie tym występuje wyjątkowy materiał do badań dendrochronologicznych, niemal nieobecny już w innych rejonach Europy Środkowej. Są to kilkusetletnie, wielopokoleniowe populacje drzew oraz ich pozostałości w postaci martwego drewna (pniaków, złomów, kłód), których słoje przyrostu rocznego pozwalają zrekonstruować historię rozwoju poszczególnych osobników i drzewostanów, w tym również dawnych zaburzeń.

Badania ekologiczne w Puszczy Białowieskiej mają bardzo długą tradycję (por. rozdz. 2), jednak ilość empirycznych danych dendrochronologicznych wciąż jest bardzo ograniczona (E. Zin i K. Pilch, dane npubl.), przez co nadal względnie mało wiadomo o maksymalnym wieku poszczególnych gatunków drzew, historii rozwoju i długookresowej dynamice tutejszych drzewostanów, mechanizmach naturalnego odnowienia poszczególnych taksonów oraz historii i dynamice zaburzeń na tym terenie (por. np. Ząbek, Zaręba 1958; Korczyk 1994; Niklasson i in. 2010; Bobiec i in. 2011b; Bobiec 2012; Zin i in. 2015; Yermokhin i in. 2017; Spínu i in. 2020). Dyskutowany jest wzrost udziału świerka na przełomie XIX i XX w., interpretowany jako efekt nadmiernej liczebności i przez to silnie zwiększonej presji zwierząt kopytnych w tamtym okresie (Faliński 1986; Jędrzejewska i in. 1997). Z kolei długookresowe analizy rozwoju drzewostanów prowadzone w Białowieskim Parku Narodowym dokumentują wyraźne zmiany składu gatunkowego na przestrzeni ostatnich kilkudziesięciu lat, obejmujące głównie redukcję udziału takich gatunków jak dąb, sosna czy świerk na rzecz grabu i lipy (np. Bernadzki i in. 1998; Kuijper i in. 2010b; Brzeziecki i in. 2016, 2020). Analogiczne spostrzeżenia (brak odnowienia sosny, ekspansja gatunków cienioznośnych) pochodzą także z innych lokalizacji w Puszczy Białowieskiej (Sokołowski 1991, 1999; Niklasson i in. 2010; Drozdowski i in. 2012; Pałuch 2015; Zin i in. 2015; Zin 2016; Spínu i in. 2020; Brzeziecki i in. 2021; Gabrysiak i in. 2021). Jako możliwe przyczyny tych zmian wymienia się m.in. aktywność roślinożernych ssaków kopytnych, gospodarkę człowieka (w tym dawny wypas bydła), eutrofizację siedlisk i zmiany klimatu (Faliński 1986; Sokołowski 1991, 1999; Bernadzki i in. 1998, 2001; Brzeziecki i in. 2016, 2020). Z kolei prace oparte na analizach materiału dendrochronologicznego wykazują, że przyczyną braku odnowienia i stopniowego spadku udziału gatunków światłożądnych na rzecz gatunków późnosukcesyjnych jest zanik obecnych wcześniej w Puszczy Białowieskiej pożarów (Niklasson i in. 2010; Zin i in. 2015; Spínu i in. 2020).

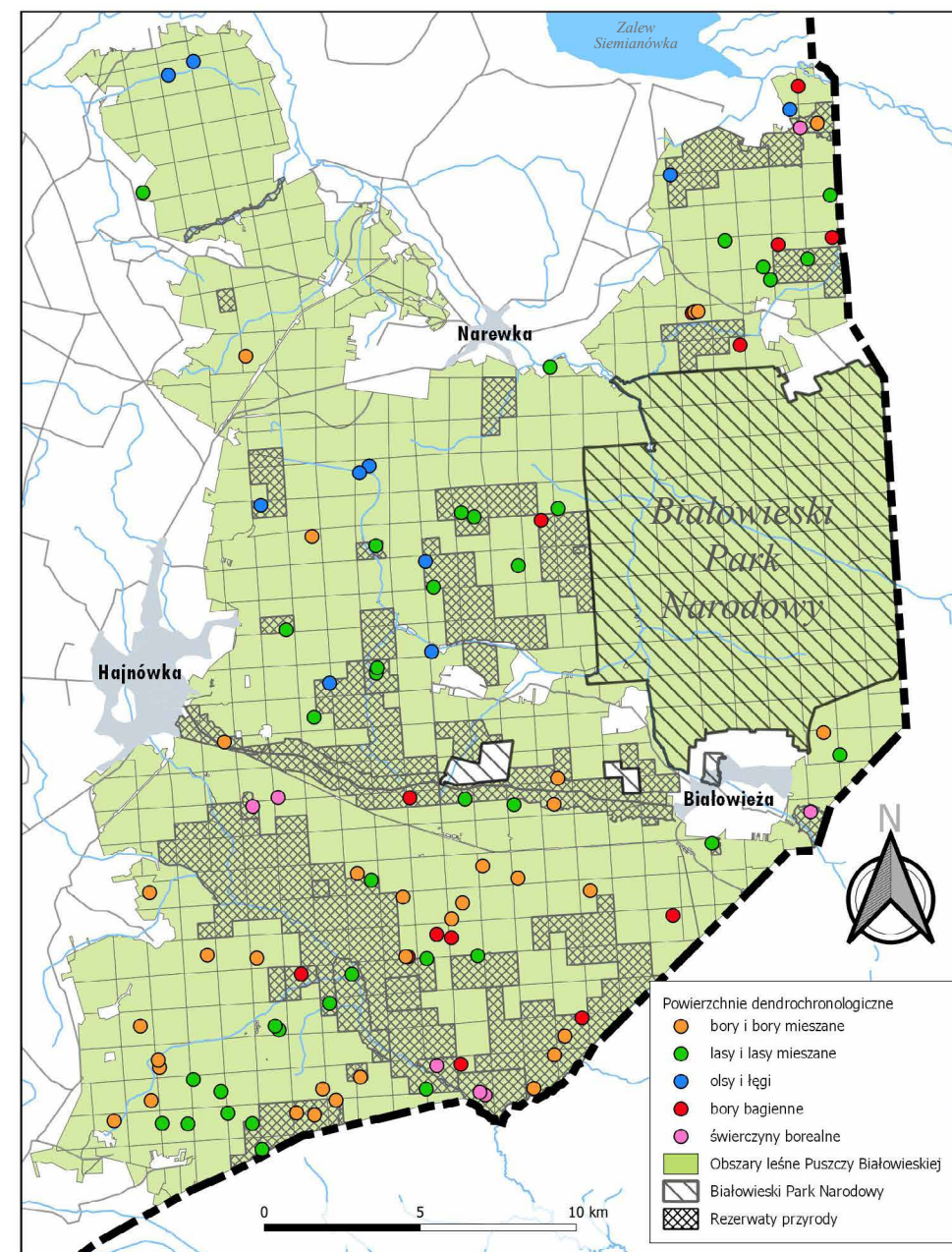
Ponieważ problemy z odnawianiem się niektórych gatunków drzew leśnych oraz zmiany struktury drzewostanów obserwowane są również w innych rejonach Polski (Matuszkiewicz 2007) i Europy (por. np. Vera 2000), wyjaśnienie ich przyczyn poprzez lepsze rozpoznanie mechanizmów kształtujących dynamikę odnowienia i rozwoju lasów Puszczy Białowieskiej jest istotne dla zrównoważonego gospodarowania i ochrony zasobów przyrody nie tylko w skali lokalnej, ale także ogólnokrajowej czy europejskiej.

Z racji niewielkiej liczby opracowań, rekonstruujących historię poszczególnych drzewostanów czy zbiorowisk leśnych na podstawie analiz słoju rocznych drzew (Niklasson i in. 2010; Bobiec 2012; Zin i in. 2015; Yermokhin i in. 2017; Spínu i in. 2020), głównym celem badań dendrochronologicznych przeprowadzonych w projekcie ForBioSensing było poszerzenie stanu wiedzy na temat długookresowej dynamiki i rozwoju lasów Puszczy Białowieskiej o dalsze dane empiryczne tego typu. Dendrochronologiczna rekonstrukcja historii rozwoju i długoterminowej dynamiki wybranych drzewostanów miała na celu precyzyjne określenie ich wieku, sposobu powstania oraz zachodzących w nich okresowych bądź nagłych zmian (w tym ewentualnych zaburzeń), co z kolei umożliwiło lepsze poznanie mechanizmów kształtujących dynamikę odnowienia poszczególnych gatunków drzew (odnowienie ciągłe vs. fale odnowieniowe). Z kolei stworzone chronologie wzorcowe szerokości słoju i lat wskaźników głównych gatunków drzew Puszczy Białowieskiej stanowiąc miały m.in. cenny przyczynek do rozwoju badań dendroklimatycznych tego obszaru, które nadal ograniczają się do niewielkiej liczby prac (Jaroszewicz 1993; Koprowski, Zielski 2008; Yermokhin i in. 2010, 2016, 2017; Yermokhin, Savel'ev 2011). Jako przykład analiz dendroklimatycznych w rozdziale tym prezentujemy reakcję świerka pospolitego (*Picea abies* (L.) Karst.) na zmieniające się warunki klimatyczne.

7.2. Materiały i metody

7.2.1. Prace terenowe

W sąsiedztwie wybranych stałych powierzchni monitoringowych (por. rozdz. 1 oraz mapa 1) założono 100 oddzielnych stałych powierzchni badawczych służących analizie struktury wiekowej, historii rozwoju i długoterminowej dynamiki wybranych drzewostanów oraz określeniu chronologii wzorcowych głównych gatunków drzew Puszczy Białowieskiej (tzw. powierzchnie dendrochronologiczne). Powierzchnie te zlokalizowano w drzewostanach ponad stuletnich (na podstawie danych z Planu Urządzenia Lasu na lata 2011–2021) charakteryzujących się półnaturalną strukturą, wyrażoną obecnością różnowiekowych populacji drzew i dużą ilością martwego drewna (cechy oceniane w terenie), położonych w polskiej części Puszczy Białowieskiej poza obszarem Białowieskiego Parku Narodowego, na terenie zarówno rezerwatów przyrody (43 powierzchnie), jak i lasów gospodarczych administrowanych przez Nadleśnictwa: Białowieża, Browsk i Hajnówka (57 powierzchni) (ryc. 7.1). Są to powierzchnie kołowe o promieniu 12,52 m (pow. 500 m²). Środek każdej powierzchni dendrochronologicznej zastabilizowano za pomocą rurki metalowej białej równo z poziomem gruntu oraz palika dębowego wystającego ponad ziemię, zaś jego współrzędne zostały zarejestrowane metodą geodezyjną. Na każdej powierzchni określono następujące cechy wszystkich drzew stojących, żywych i martwych o pierśnicy (tj. średnicy pnia na wysokości 1,3 m od powierzchni ziemi) 5 cm i więcej: gatunek, pierśnica, wysokość, wysokość osadzenia korony,



Rycina 7.1. Lokalizacja powierzchni dendrochronologicznych projektu ForBioSensing (w podziale na pięć klas siedlisk) w polskiej części Puszczy Białowieskiej

uszkodzenia, stan (żywe/martwe), lokalizacja: azymut, odległość od środka powierzchni. Następnie z drzew tych za pomocą świdra przyrostowego pobrane zostały wywierty (ryc. 7.2). Ponieważ wysokość pobrania próby może istotnie wpływać na ustalenie wieku drzewa, szczególnie gatunków cienioznośnych lub osobników przygluszonych (Niklasson 2002; por. Niklasson i in. 2010; Spínu i in. 2020), w celu określenia wieku rzeczywistego drzew wywierty pobierano jak najbliżej powierzchni gruntu. W przypadku wystąpienia zgnilizny uniemożliwiającej pobranie pełnego wywiertu z danego osobnika określano, jakiej części pnia brakuje, a następnie pobierano dodatkowy wywiert z najbliższego osobnika danego gatunku o zbliżonej pierśnicy spoza powierzchni badawczej, w jak najbliższym jej sąsiedztwie. Dodatkowo, w miarę możliwości, na potrzeby tworzenia chronologii wzorcowych szerokości słoików i lat wskaźnikowych (Stokes, Smiley 1968; Schweingruber i in. 1990; Yamaguchi 1991; Zielski, Krąpiec 2004), spoza powierzchni dobierano potencjalnie najstarsze osobniki drzew poszczególnych gatunków, z których pobierano wywierty według uprzednio opisanej metody. Ponadto, o ile było to możliwe, w tym samym celu pobierano dodatkowy materiał dendrochronologiczny w postaci częściowych lub całkowitych wyrzynków z pniaków lub kłód, znajdujących się w obrębie powierzchni badawczej albo w jej bezpośrednim sąsiedztwie.



Rycina 7.2. Pobieranie próby dendrochronologicznej (wywiertu) za pomocą świdra przyrostowego (fot. K. Pilch)

7.2.2. Analizy dendrochronologiczne

Zebrany materiał dendrochronologiczny był sukcesywnie przyklejany do stabilizujących go listewek bądź płyt, opisywany, suszony, a następnie szlifowany sekwencją papierów ściernych o różnej granulacji (40–600) w celu uwidocznienia przyrostów rocznych. W niektórych przypadkach w celu zwiększenia widoczności komórek drewna dodatkowo stosowano cięcie skalpelem i tak przygotowaną powierzchnię próby smarowano pastą cynkową. Przygotowane w ten sposób próby drewna były później datowane dendrochronologicznie,

odpowiednio oznakowane, a następnie skanowane. Datowanie dendrochronologiczne (tzw. datowanie krzyżowe) oraz liczenie poszczególnych słoików rocznych wykonano pod mikroskopem stereoskopowym o powiększeniu 6–40× za pomocą chronologii wzorcowej szerokości słoików i lat wskaźnikowych (Stokes, Smiley 1968; Schweingruber i in. 1990; Yamaguchi 1991; Zielski, Krąpiec 2004). Dla drzew, w których wywiert nieznacznie nie trafił w rdzeń, szacowano rok rdzeniowy na podstawie odległości od rdzenia oraz średniego przyrostu rocznego w najmłodszym wieku, z wykorzystaniem specjalnego narzędzia pn. *pith locator* (Applequist 1958). Określenie dat kiełkowania pozwoliło na obliczenie wieku rzeczywistego drzew na wysokości pobrania wywiertu (por. Heyerdahl i in. 2014).

Po odrzuceniu prób o zbyt wysokim udziale zgnilizny lub uszkodzeń, uniemożliwiającym datowanie i precyzyjne określenie wieku, do ostatecznych analiz dendrochronologicznych wykorzystano łącznie 4420 drzew. Dane zebrane podczas datowania umożliwiły określenie struktur wiekowych drzewostanów na każdej powierzchni, co pozwoliło na scharakteryzowanie odnawiania się poszczególnych gatunków drzew na przestrzeni lat. Materiał dendrochronologiczny analizowany był w pięciu odgórnie ustalonych klasach siedlisk (tab. 7.1).

Tabela 7.1. Podział powierzchni dendrochronologicznych na klasy siedlisk. Lśw – las świeży, LMśw – las mieszany świeży, Lw – las wilgotny, LMw – las mieszany wilgotny, Bśw – bór świeży, BMśw – bór mieszany świeży, Bw – bór wilgotny, BMw – bór mieszany wilgotny, Ol – ols, OIj – ols jesionowy, Bmb – bór mieszany bagienny, Lmb – las mieszany bagienny, Bb – bór bagienny

Lp.	Klasa siedliska	Typ Siedliskowy Lasu	Liczba powierzchni badawczych w klasie
1.	lasy i lasy mieszane	Lśw, LMśw, Lw, LMw	36
2.	bory i bory mieszane	Bśw, BMśw, Bw, BMw	33
3.	olsy i łęgi	Ol, OIj	10
4.	świerczyny borealne	Bmb, Lmb	7
5.	bory bagiennie	Bb	14
Suma			100

Do analizy reakcji drzew w Puszczy Białowieskiej na zmieniające się warunki klimatyczne na przykładzie świerka pospolitego losowo wybrano jedną powierzchnię badawczą z klasy borów i borów mieszanych. Wyboru dokonano spośród powierzchni z co najmniej 15 świerkami, z których pobrano materiał badawczy nie zawierający zgnilizny ani uszkodzeń, co pozwoliło na datowanie pełnych sekwencji słoików rocznych i precyzyjne określenie wieku drzew. Następnie utworzono stanowiskowe chronologie wzorcowe tego gatunku poprzez pomiar szerokości słoików rocznych z dokładnością do 0,01 mm w zdigitalizowanym za pomocą skanera materiale badawczym z wykorzystaniem dedykowanego oprogramowania dendrochronologicznego (WinDendro, Regent Instruments Inc.; CooRecorder, Cybis Elektronik & Data AB). Chronologie stanowiskowe (rzeczywiste) poddano indeksacji w celu usunięcia długookresowych trendów przyrostowych związanych z trendem wieku, efektami konkurencji czy redukcji zwarcia na skutek różnorodnych zaburzeń w warstwie głównej drzewostanu i podkreślenia krótkookresowych trendów związanych z wpływem warunków klimatycznych. W tym celu zastosowano metodę pn. *cubic smoothing spline* (gładkie funkcje składane trzeciego rzędu) z interwałem 30-letnim (pakiet statystyczny oprogramowania R pn. „dplR”,

Cook, Peters 1981; Speer 2010). W analizach wpływu warunków klimatycznych na wzór przyrostowy świerka wykorzystano dobowe dane klimatyczne dla okresu 1920–2020 z gridowej bazy klimatycznej E-OBS o rozdzielczości przestrzennej $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ (wersja 23.0e) (Cornes i in. 2018). Jako zmienne klimatyczne wykorzystano średnie dobowe temperatury powietrza oraz dobową sumę opadów atmosferycznych. W analizach wrażliwości klimatycznej uwzględniono okres od września poprzedzającego roku do września aktualnego roku. Analizy korelacji indeksowanych szerokości słoików rocznych z kluczowymi zmiennymi klimatycznymi wykonano za pomocą metody pn. *nonlinear Bayesian regularization training algorithm* dla okna czasowego od siedmiu do 30 dni (pakiet statystyczny oprogramowania R pn. „dendroTool”, Jevšenak, Levanič 2018). W celu określenia niestacjonarnych korelacji (czyli korelacji kroczących) szerokości słoika rocznego z miesięcznymi parametrami klimatycznymi wykorzystano średnie miesięczne temperatury powietrza, miesięczne sumy opadów atmosferycznych, standaryzowane indeksy opadów i ewapotranspiracji zintegrowane dla okresu trzech i sześciu miesięcy (SPEI3, SPEI6), określające znormalizowaną różnicę między opadami a potencjalną ewapotranspiracją w danym okresie (pakiet statystyczny oprogramowania R pn. „SPEI”, Begueria i in. 2014). Współczynniki korelacji wyliczono dla 25-letnich okien czasowych przy rocznym interwale dla parametrów klimatycznych obejmujących okres od września poprzedzającego roku do sierpnia roku aktualnego (pakiet statystyczny oprogramowania R pn. „treeclim”, Zang, Biondi 2015). Dla określenia wpływu ekstremalnych warunków suszy na występowanie wąskich słoików rocznych (tzw. negatywne lata wskaźnikowe) wyznaczono lata wskaźnikowe w ruchomym oknie czasowym o długości pięciu lat i prognozy reakcji przyrostowej dla 60% drzew (pakiet statystyczny oprogramowania R pn. „pointRes”, Cropper 1979; van der Maaten-Theunissen i in. 2015). Jednocześnie wyznaczono lata, w których indeksy suszy przyjmują wartości poniżej -2 jako lata, w których wystąpiły warunki ekstremalnej suszy (McKee i in. 1993; Vicente-Serrano i in. 2010; Paulo i in. 2012). Dla tych lat określono reakcję przyrostową w okresie trzech lat przed i trzech lat po roku ekstremalnej suszy metodą pn. *Superposed Epoch Analysis* (SEA) przy 1000-krotnym próbkowaniu (pakiet statystyczny oprogramowania R pn. „dplR”, Chree 1914).

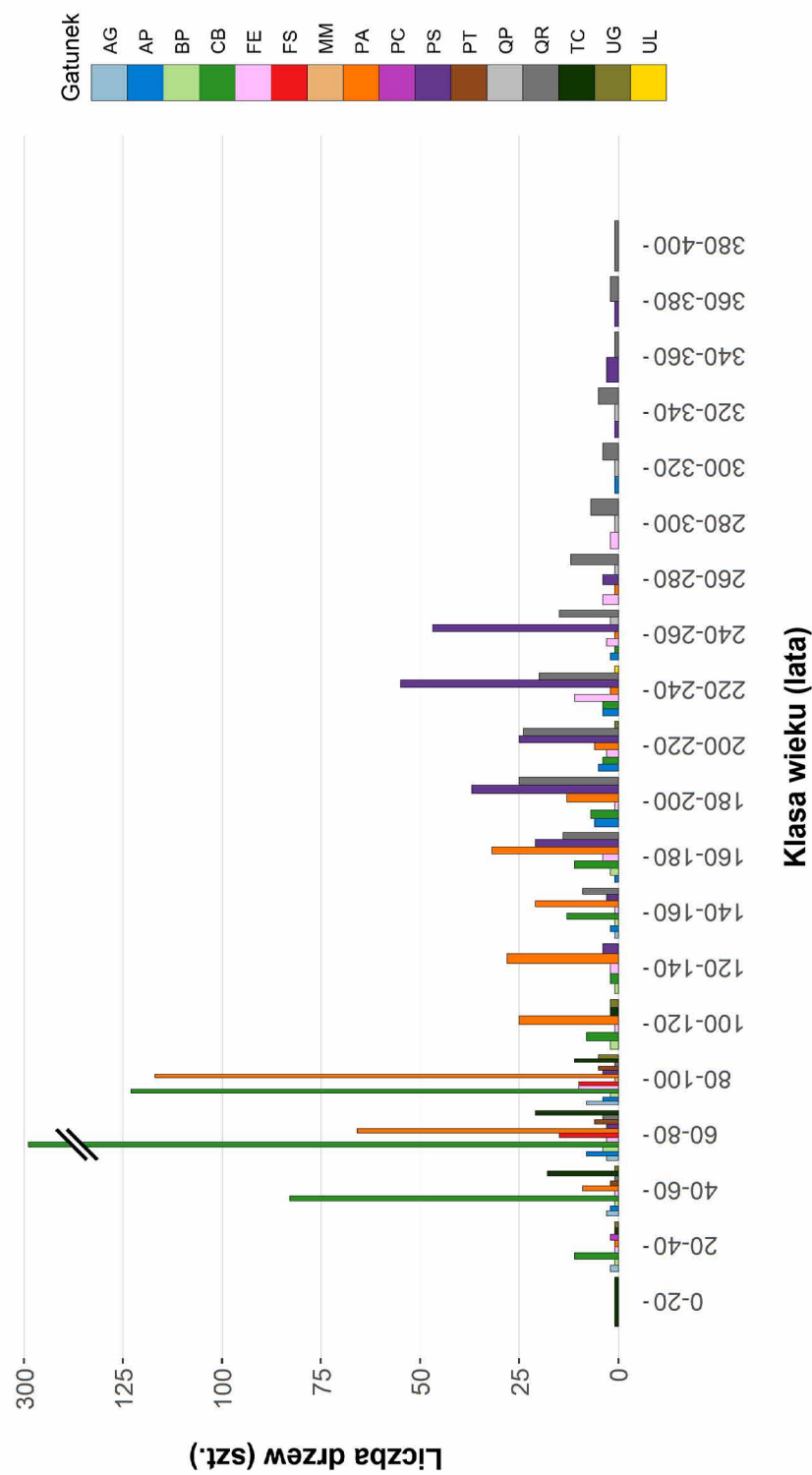
7.3. Wyniki i dyskusja

7.3.1. Historia rozwoju wybranych drzewostanów Puszczy Białowieskiej

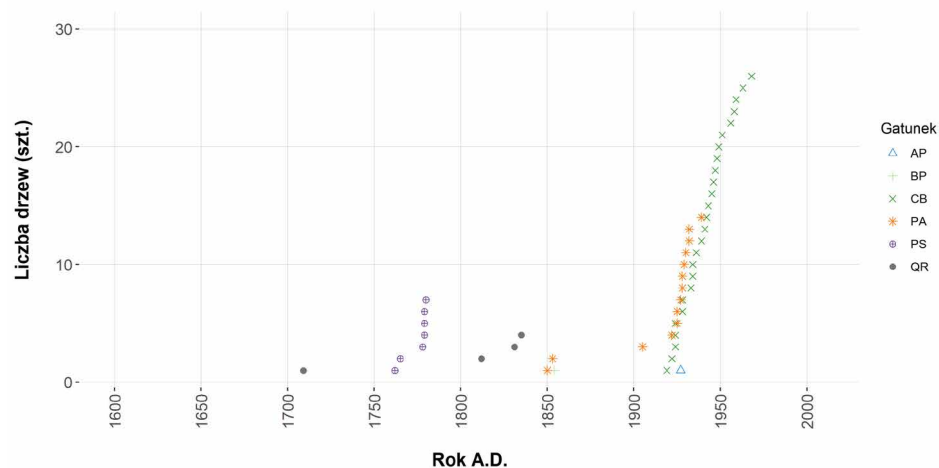
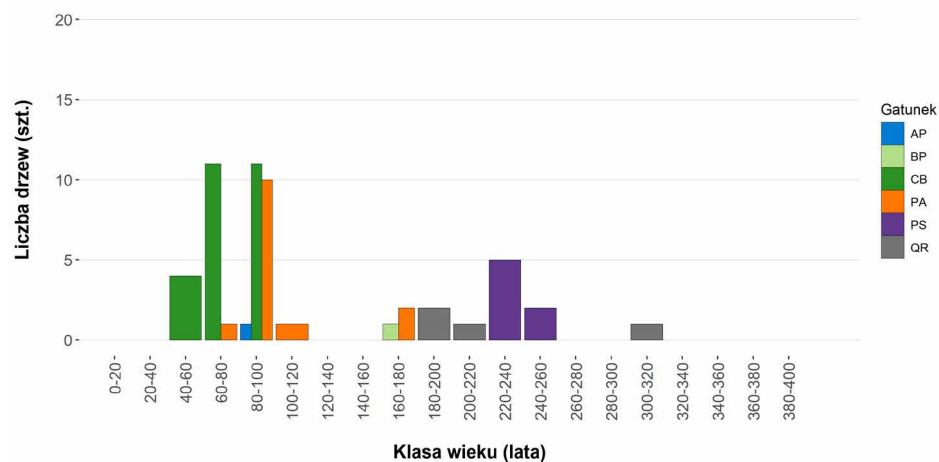
Zrekonstruowane struktury wiekowe stu wybranych starodrzewów polskiej części Puszczy Białowieskiej wykazały obecność licznych populacji drzew o wieku sięgającym 350–400 lat, a więc pochodzących z pierwszej połowy XVII wieku. Co ciekawe, występowanie tak wiekowych generacji stwierdzono w niemal wszystkich klasach siedlisk. Wyjątkiem, acz niezbyt odstającym od reszty, okazały się jedynie olsy i łęgi, gdzie najstarsze pokolenia reprezentowały klasę wieku 320–340 lat czyli drzewa pochodzące z drugiej połowy XVII wieku (ryc. 7.3–7.9). We wszystkich klasach siedlisk odnotowano obecność obu mechanizmów odnowienia drzew: fal odnowienia i odnowienia ciągłego (ryc. 7.4 i 7.6).

W klasie lasów i lasów mieszanych zaobserwowano największą liczbę gatunków drzew (16). Na badanych powierzchniach występowały wszystkie charakterystyczne gatunki drzew Puszczy Białowieskiej (Faliński 1986; Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998) czyli dąb szypułkowy (*Quercus robur* L.), lipa drobnolistna (*Tilia cordata* Mill.), klon pospolity (*Acer platanoides* L.), świerk pospolity (*Picea abies* (L.) Karst.), jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior* L.), grab pospolity (*Carpinus betulus* L.), olsza czarna (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth.), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.), topola osika (*Populus tremula* L.), wiąz górski (*Ulmus glabra* Huds.), wiąz szypułkowy (*Ulmus laevis* Pall.). Na pojedynczych powierzchniach odnotowano obecność taksonów zdecydowanie rzadszych, jak dąb bezszypułkowy (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), grusza pospolita (*Pyrus communis* L. s.l.) czy jabłoń (*Malus* spp.) lub nawet nie występujących naturalnie na tym obszarze, jak buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) (Faliński 1986) (ryc. 7.3). Najliczniejszy był grab, obecny na każdej z 36 powierzchni badawczych. Na zdecydowanej większości powierzchni badawczych najstarsze pokolenia drzew reprezentował dąb, na części powierzchni była to także sosna, na niektórych zaś również jesion, klon bądź świerk. Najbardziej wiekowe populacje w tej klasie siedlisk stwierdzono u dębu i sosny. Warto jednak dodać, że odnotowano również występowanie świerków, jesionów, klonów i grabów w wieku przekraczającym 240 lat (ryc. 7.3). Ze wszystkich 36 powierzchni badawczych w tej klasie siedlisk tylko dwie charakteryzowały się strukturą wiekową, w której najstarsze pokolenia reprezentowały klasy wieku poniżej 200 lat. Na niemal wszystkich powierzchniach badawczych stwierdzono fale odnowienia gatunków późnosukcesyjnych, cienioznośnych (grab, świerk, lipa, klon) w pierwszej połowie XX wieku (ryc. 7.4). Przyczyny tego zjawiska mogły być różne, m.in.: zwiększające się zwarcie, a więc i zacienienie drzewostanów (mogące wynikać z zaniku wcześniejszych zaburzeń prowadzących do przerzedzenia i prześwietlenia fragmentów lasu), zmiany warunków meteorologicznych i hydrologicznych, presja jeleniowatych (Kuijper i in. 2010a,b; Spīnu i in. 2020). Co ciekawe, jak już wspomniano powyżej, na niektórych powierzchniach odnotowano obecność gatunków późnosukcesyjnych należących do starszych generacji, w wieku przekraczającym sto, czy nawet dwieście lat. W żadnym przypadku jednak nie była to fala odnowienia danego gatunku a raczej pojedyncze osobniki. Długowieczne gatunki światłożądne czyli dąb i sosna reprezentowały zazwyczaj pokolenia dużo starsze. Sosna, o bardzo ograniczonych możliwościach skutecznego odnowienia w wielogatunkowych, żyznych lasach liściastych i mieszanych ze względu na swą silną światłożądnosć (Faliński 1986; Brzeziecki, Kienast 1994; Ellenberg 1996; Kuijper i in. 2010b; Brzeziecki i in. 2016, 2020), odnotowana została na stosunkowo dużej liczbie powierzchni badawczych w tej klasie ($n=23$, 63,89%). Osobniki należące obecnie do klas wieku od 120–140 do 260–280 lat, ze zdecydowaną większością przypadającą na sto lat odnowienia reprezentowanego przez klasy wieku od 160–180 do 240–260 lat, potwierdzają, że na powierzchniach tych sosna odnawiała się skutecznie od drugiej połowy XVIII wieku do drugiej połowy XIX wieku. Odnotowano pojedyncze osobniki młodsze, pochodzące z lat 30-tych i 40-tych XX wieku czyli obecnie w wieku ok. 80–90 lat oraz dużo starsze, około i ponad 350-letnie. Dąb odnawiał się w podobnym okresie, lecz sięgającym dalej wstecz (klasy wieku aż do 400 lat) – od pierwszej połowy XVII wieku do drugiej połowy XIX wieku. W przypadku tego gatunku stwierdzono także występowanie sporadycznych reprezentantów młodszych klas wieku, pochodzących z lat 50-tych XX wieku, a więc w wieku ok. 70 lat (ryc. 7.3). Co ciekawe, tak skromne występowanie najmłodszych generacji dębu zdaje się potwierdzać doniesienia o ograniczeniu skutecznego odnowienia tego gatunku (np. Paluch 2005) oraz o wyraźnym spadku jego udziału (Bernadzki i in. 1998; Kuijper i in. 2010b; Drozdowski i in. 2012; Brzeziecki i in. 2016, 2020) w Puszczy Białowieskiej. Trzeba jednak nadmienić, że istnieją również prace potwierdzające fakt regularnego i efektywnego pojawiania się młodego pokolenia dębu na tym obszarze (Sokołowski 1991; Bobiec i in. 2011a,b; Bobiec, Bobiec 2012). Jako czynniki istotne dla tego zjawiska w Puszczy Białowieskiej wymienia się m.in. obecność martwego drewna

pełniącego funkcję ochrony przed zgryzaniem (Bobiec i in. 2011a; Smit i in. 2012), sąsiedztwo innych, bardziej preferowanych składników diety roślinożerców o analogicznej dla odnowienia dębu roli (Bobiec i in. 2011b), rozpad drzewostanów świerkowych jako zaburzenie zwiększające ilość światła w drzewostanie i przez to promujące światłożądny dąb (Bobiec i in. 2011a; Bobiec, Bobiec 2012) oraz przemieszczanie i zjadanie żółtdzi przez dziki i gryzonia (van Ginkel i in. 2013). Wyniki te istotnie kontrastują z hipotezą Very (2000), według której gatunki światłożadne (w tym dąb) nie odnawiają się naturalnie w zwartych lasach zdominowanych przez cienioznośne gatunki drzew, ponieważ do skutecznego rozwoju potrzebują przestrzeni otwartych, kreowanych przez aktywność dużych roślinożerców (tzw. sawannowy typ krajobrazu). W tym kontekście tym ciekawsze jest to, że na części powierzchni badawczych, poza wspomnianymi już falami odnowienia gatunków cienioznośnych w XX wieku, stwierdzono także występowanie fal odnowienia w bardziej odległej przeszłości, od XVIII wieku do pierwszej połowy XIX wieku. W niemal wszystkich przypadkach były to fale odnowienia gatunków światłożądnych (dąb, sosna) (ryc. 7.4), co może świadczyć o obecności zaburzeń zwiększających ilość światła w drzewostanach (Aldrich i in. 2010; Bobiec, Bobiec 2012; Flatley i in. 2015; Spînu i in. 2020). Ilość dendrochronologicznych danych empirycznych dokumentujących analogiczne procesy odnowienia gatunków o różnych wymaganiach świetlnych w żyznych lasach liściastych i mieszanych strefy umiarkowanej w Europie jest ograniczona do właściwie jednej pracy z terenu Puszczy Białowieskiej, gdzie wykazano związek zmian demograficznych w populacjach drzew z zanikiem zaburzeń pożarowych (Spînu i in. 2020). Odnotowane struktury wiekowe na wielu powierzchniach badawczych w klasie lasów i lasów mieszanych sugerować mogą, że zaburzenia te nie ograniczały się do pojedynczych drzewostanów, lecz były bardziej rozpowszechnionym na tym terenie zjawiskiem. Co ciekawe, zastępowanie gatunków światłożądnych, wczesnosukcesyjnych gatunkami cienioznośnymi, późnosukcesyjnymi w sytuacji braku pożarów znane jest już od dość dawna ze wschodniej części kontynentu północnoamerykańskiego. Określono je angielskim terminem *mesophication* (Nowacki, Abrams 2008) i jak dotąd potwierdzono szeregiem badań, w tym dendrochronologicznych (m.in. Aldrich i in. 2010; Flatley i in. 2015), niedawno podsumowanych przez Lafona i in. (2017).



Rycina 7.3. Struktura wiekowa drzewostanów na powierzchniach dendrochronologicznych projektu ForBioSensing reprezentujących siedliska lasów i lasów mieszanych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (n=36). AG – *Alnus glutinosa*, olsza czarna, AP – *Acer platanoides*, klon pospolity, BP – *Betula pendula*, brzoza brodawkowata, CB – *Carpinus betulus*, grab pospolity, FE – *Fraxinus excelsior*, jesion wyniosły, FS – *Fagus sylvatica*, buk zwyczajny, MM – *Malus spp.*, jabłoni, PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PC – *Pinus communitis*, grusza pospolita, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna, PT – *Populus tremula*, topola osika, QP – *Quercus petraea*, dąb bezszypułkowy, QR – *Quercus robur*, dąb szypułkowy, TC – *Tilia cordata*, lipa drobnolistna, UG – *Ulmus glabra*, wiąz górski, UL – *Ulmus laevis*, wiąz szypułkowy

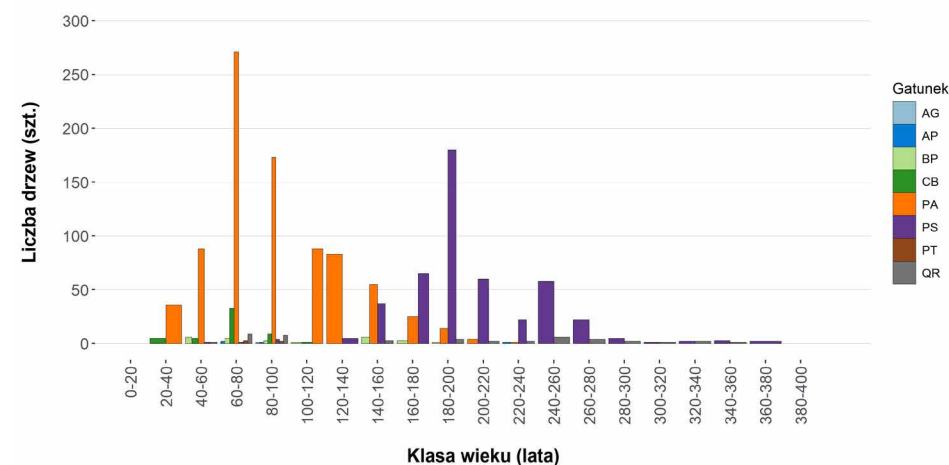


Rycina 7.4. Struktura wiekowa drzewostanu na przykładowej powierzchni dendrochronologicznej projektu ForBioSensing reprezentującej siedliska lasów i lasów mieszanych w polskiej części Puszczy Białowieskiej.

AP – *Acer platanoides*, klon pospolity, BP – *Betula pendula*, brzoza brodawkowata, CB – *Carpinus betulus*, grab pospolity, PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna, QR – *Quercus robur*, dąb szypułkowy. Wykres górny – rozkład klas wieku, wykres dolny – kumulatywne daty kielkowania

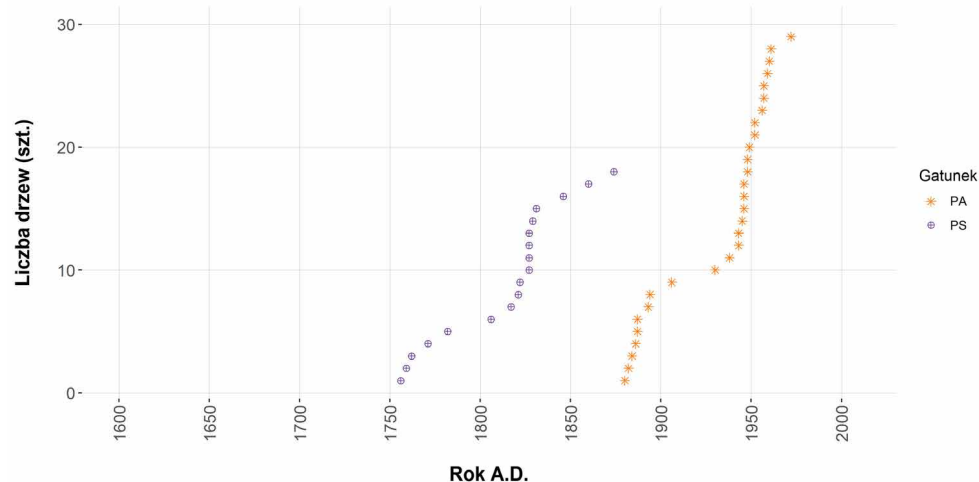
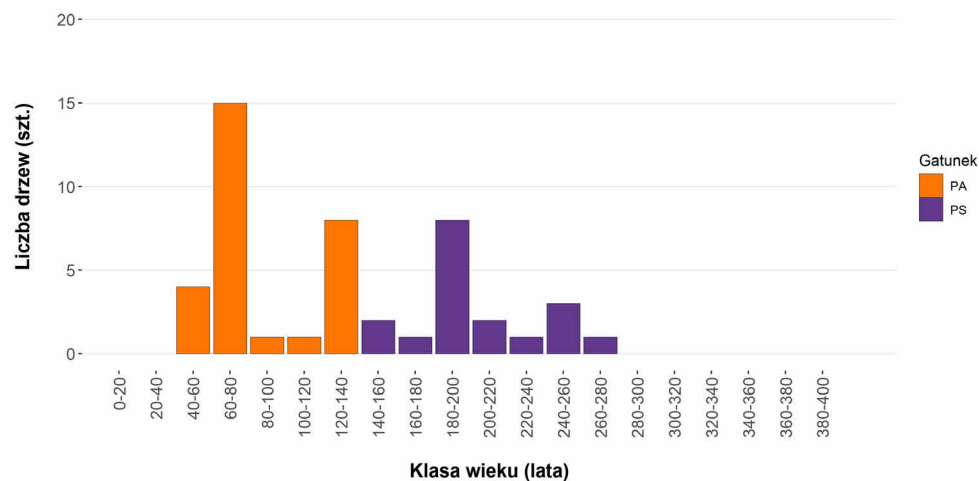
W klasie borów i borów mieszanych odnotowano występowanie ośmiu gatunków drzew. Najliczniej występowały sosna pospolita oraz świerk pospolity, spotykano je na każdej powierzchni, na wielu z nich nie towarzyszyły im żadne inne taksony. Brzoza brodawkowata, dąb szypułkowy, topola osika, grab pospolity, klon pospolity i olsza czarna występowały nielicznie lub pojedynczo. W badanych drzewostanach wyraźnie widać rozdział klas wieku między dwoma głównymi gatunkami drzew czyli sosną i świerkiem. Pierwszy z nich tworzy populacje starsze, reprezentujące obecnie klasy wieku od 120–140 do 360–380 lat, co potwierdza skuteczne odnowienie tego gatunku od pierwszej połowy XVII wieku do drugiej połowy XIX wieku. Zdecydowana większość osobników to drzewa należące obecnie

do klas wieku od 140–160 do 260–280 lat. Z kolei świerk wykazał obecność populacji reprezentujących klasy wieku od 20–40 do 220–240 lat, aczkolwiek większość drzew to pokolenia w wieku od 20–40 do 180–200 lat. Potwierdza to skuteczne odnawianie się tego gatunku od drugiej połowy XVIII wieku, jednakże dodać należy, że od połowy XIX wieku do połowy XX wieku było to zjawisko bardzo silne (ryc. 7.5). Populacje sosny wykazały obecność fal odnowienia z XVIII i/lub XIX wieku (w większości przypadków z jego pierwszej połowy). Z kolei świerk na większości powierzchni zaczynał fale odnowienia w drugiej połowie XIX wieku i/lub w pierwszej połowie XX wieku. Poza falami odnowienia odnotowano również występowanie odnowienia ciągłego obu gatunków, najczęściej w okresie poprzedzającym lub pomiędzy wyżej wymienionymi falami odnowienia (por. ryc. 7.6). Obecność blizn pożarowych w materiale z niektórych powierzchni badawczych oraz dane dendrochronologiczne z innych lokalizacji w borach Puszczy Białowieskiej (Niklasson i in. 2010; Zin i in. 2015; Zin 2016), jak również szereg prac z borealnego regionu Europy (Niklasson, Drakenberg 2001; Wallenius i in. 2002), gdzie odnotowano analogiczne wzorce demograficzne populacji świerka pospolitego i sosny zwyczajnej w efekcie zmieniającej się frekwencji zaburzeń pożarowych, mogą sugerować związek takiego charakteru struktur wiekowych drzewostanów w klasie borów i borów mieszanych z występowaniem pożarów w przeszłości. Ponadto stanowić to może wyraźną sugestię, iż ten rodzaj zaburzeń nie występował w skali pojedynczych drzewostanów, lecz w skali całego kompleksu leśnego, co więcej, podobnie jak zostało to udokumentowane w lasach strefy umiarkowanej Ameryki Północnej (Flatley i in. 2015), także w Puszczy Białowieskiej mogło to być zjawisko występujące w szerokim spektrum warunków siedliskowych, od siedlisk ubogich, suchych (Niklasson i in. 2010; Zin i in. 2015; Zin 2016) po zbiorowiska żyzne (Spínu i in. 2020).



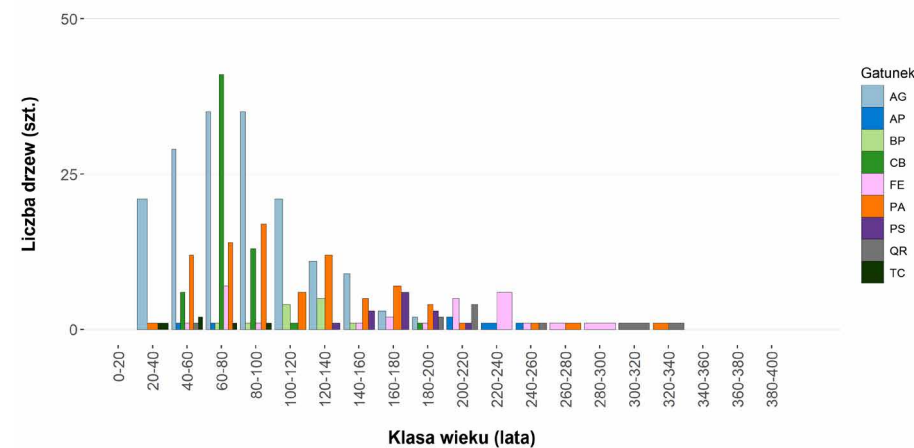
Rycina 7.5. Struktura wiekowa drzewostanów na powierzchniach dendrochronologicznych projektu ForBioSensing reprezentujących siedliska borów i borów mieszanych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (n=33).

AG – *Alnus glutinosa*, olsza czarna, AP – *Acer platanoides*, klon pospolity, BP – *Betula pendula*, brzoza brodawkowata, CB – *Carpinus betulus*, grab pospolity, PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna, PT – *Populus tremula*, topola osika, QR – *Quercus robur*, dąb szypułkowy



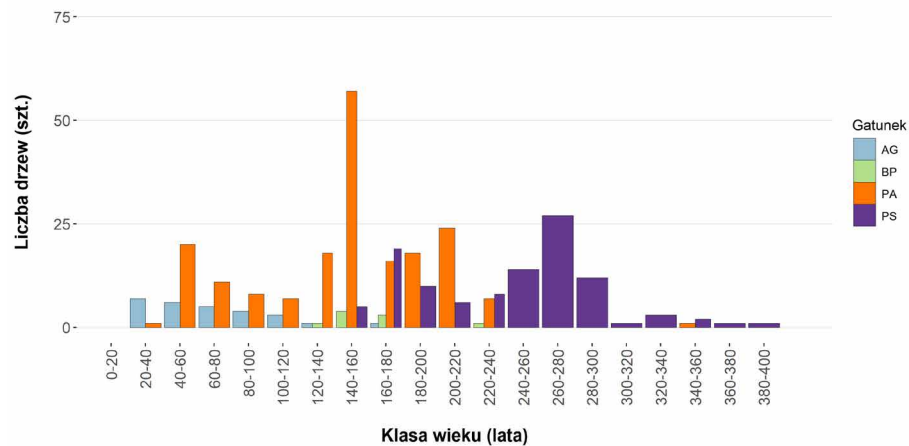
Rycina 7.6. Struktura wiekowa drzewostanu na przykładowej powierzchni dendrochronologicznej projektu ForBioSensing reprezentującej siedliska borów i borów mieszanych w polskiej części Puszczy Białowieskiej. PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna. Wykres górny – rozkład klas wieku, wykres dolny – kumulatywne daty kielkowania

W klasie olsów i łęgów stwierdzono występowanie dziewięciu gatunków drzew: olszy czarnej, jesionu wyniosłego, świerka pospolitego, brzozy omszonej (*Betula pubescens* Ehrh.), grabu pospolitego, sporadycznie dębu szypułkowego, klonu pospolitego, lipy drobnolistnej i sosny zwyczajnej. Najstarsze odnotowane generacje drzew to osobniki należące do klas wieku od 260–280 do 320–340 lat, pochodzące z XVIII wieku i reprezentowane przez jesion, dąb oraz świerk. W starszych pokoleniach drzew odnotowano także pojedyncze osobniki klonu pospolitego w wieku ok. 240 lat. Olsza i grab należały zazwyczaj do młodszych generacji, z klas wieku od 20–40 do 140–160 lat. Warto jednak nadmienić, że najstarsze pokolenia olszy, reprezentowane przez klasy wieku 160–180 i 180–200 lat, pochodziły z połowy XIX wieku (ryc. 7.7).

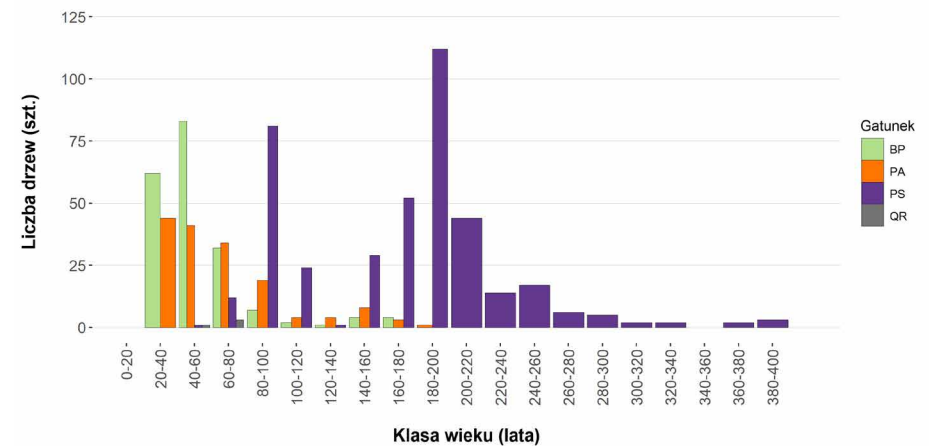


Rycina 7.7. Struktura wiekowa drzewostanów na powierzchniach dendrochronologicznych projektu ForBioSensing reprezentujących siedliska olsów i łęgów w polskiej części Puszczy Białowieskiej (n=10). AG – *Alnus glutinosa*, olsza czarna, AP – *Acer platanoides*, klon pospolity, BP – *Betula pubescens*, brzoza omszona, CB – *Carpinus betulus*, grab pospolity, FE – *Fraxinus excelsior*, jesion wyniosły, PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna, QR – *Quercus robur*, dąb szypułkowy, TC – *Tilia cordata*, lipa drobnolistna

Poza wyżej opisanymi, warto zwrócić uwagę na jeszcze jedną charakterystykę zarówno borów i borów mieszanych, jak i olsów i łęgów – na obecność grabu pospolitego reprezentującego młodsze klasy wieku (ryc. 7.5 i 7.7) na niektórych powierzchniach badawczych. Zjawisko ekspansji tego gatunku nie tylko w optymalnych dla niego zbiorowiskach lasów i lasów mieszanych (por. ryc. 7.3–7.4), ale również w innych siedliskach, w tym dużo bardziej ubogich, opisano w szeregu prac opierających się na danych pochodzących ze stałych powierzchni badawczych w Puszczy Białowieskiej (np. Bernadzki i in. 1998; Sokołowski 1991, 2004; Kuijper i in. 2010b; Drozdowski i in. 2012; Paluch 2015; Brzeziecki i in. 2016, 2020; Gabrysiak i in. 2021). Jednoznaczne określenie przyczyny tego procesu nie jest łatwe. Zwiększający się udział tego gatunku wynikać może z zaniku wcześniejszych zaburzeń, np. pożarowych, jak wykazano to w Puszczy Białowieskiej dla jednego drzewostanu na siedlisku grądowym (Spínu i in. 2020). Jako inną możliwą przyczynę wymienić można wpływ aktywności roślinożernych ssaków kopytnych, który – podobnie jak pożary – działać może jak filtr w procesie kształtowania się składu gatunkowego drzew (McEwan i in. 2014), pozwalając tylko niektórym z nich, np. odpornym na zgrzyzanie grabowi i lipie, na skuteczne odnowienie, co udokumentowano w Białowieskim Parku Narodowym (Kuijper i in. 2010a). Kolejnym czynnikiem, mogącym przyczynić się do ekspansji grabu, szczególnie na siedliska oligotroficzne, może być depozycja azotu, której aktualny poziom w Puszczy Białowieskiej to średnio ok. 10–12 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (Malzahn i in. 2009; Malzahn 2014). Wynikający z tego wzrost żyzności (eutrofizacja) siedlisk skutkować może zmianami składu gatunkowego, i to nie tylko na poziomie drzewostanu (por. np. Sokołowski 2004; Cholewińska i in. 2020). Ekspansja grabu może być również związana z obecnymi zmianami klimatu. Warunki termiczne i hydrologiczne w Puszczy Białowieskiej zmieniły się istotnie w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat – odnotowano m.in. wzrost temperatury, skracanie się okresu z trwałą pokrywą śnieżną, zwiększanie się częstotliwości występowania



Rycina 7.8. Struktura wiekowa drzewostanów na powierzchniach dendrochronologicznych projektu forBioSensing reprezentujących siedliska świerczyn borealnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (n=7).
AG – *Alnus glutinosa*, olsza czarna, BP – *Betula pubescens*, brzoza omszona, PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna



Rycina 7.9. Struktura wiekowa drzewostanów na powierzchniach dendrochronologicznych projektu ForBioSensing reprezentujących siedliska borów bagiennych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (n=14).
BP – *Betula pubescens*, brzoza omszona, PA – *Picea abies*, świerk pospolity, PS – *Pinus sylvestris*, sosna zwyczajna, QR – *Quercus robur*, dąb szypułkowy

susz (Bernadzki i in. 1998; Malzahn i in. 2009; Boczoń i in. 2018). To bez wątpienia wpływać może na siłę konkurencyjną poszczególnych gatunków drzew (Faliński 1986; Brzeziecki, Kienast 1994; Ellenberg 1996; Leuschner, Ellenberg, 2017), skutkując zmianami w ich udziale.

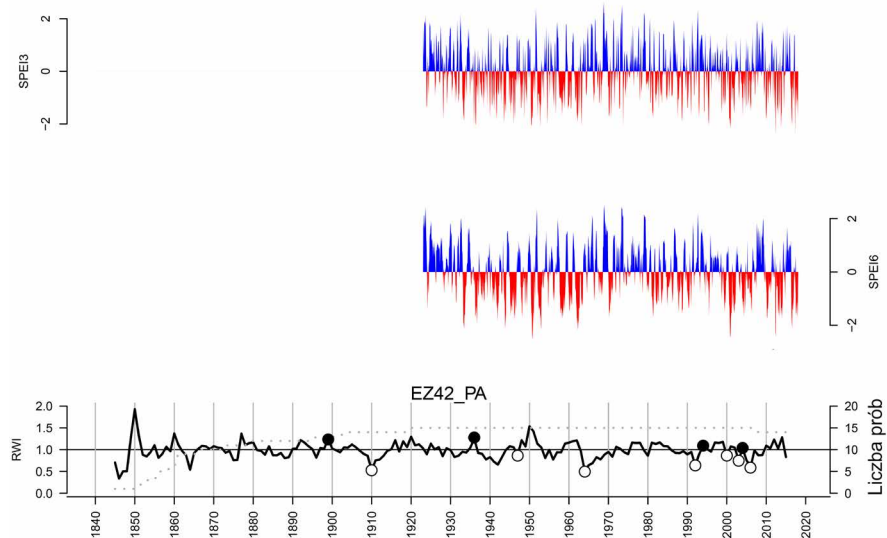
Na powierzchniach badawczych reprezentujących zbiorowiska świerczyn borealnych zaobserwowano najmniejszą liczbę gatunków drzew (cztery), były to: świerk pospolity, sosna zwyczajna, brzoza omszona i olsza czarna. Na zdecydowanej większości powierzchni najstarsze generacje drzew reprezentowała sosna zwyczajna. Najstarsze stwierdzone osobniki to sosny z klasy wieku 380–400 lat, pochodzące z XVII wieku. Co ciekawe, odnotowano również obecność podobnie wiekowych populacji świerka, w wieku ok. 350 lat, występowanie to jednak bez wątpienia scharakteryzować należy jako sporadyczne. Podobnie jak w klasie borów i borów mieszanych, sosna reprezentowana była przez pokolenia starsze niż świerk, należące do klas wieku od 140–160 do 380–400 lat i potwierdzające skuteczne odnowienie tego gatunku od pierwszej połowy XVII wieku do drugiej połowy XIX wieku. Z kolei świerk w większości przypadków należał do młodszego pokolenia – zasadniczo należał do klas wieku od 20–40 do 220–240 lat, co potwierdza jego odnawianie się w okresie od drugiej połowy XVIII wieku do XX wieku (ze wspomnianym już wyjątkiem) (ryc. 7.8). Dla obu gatunków dominującym mechanizmem odnowienia było odnowienie falowe, jak opisano powyżej wyraźnie rozdzielone w czasie. Najmłodsze generacje drzew w tej klasie siedlisk reprezentowała olsza i brzoza omszona, należące do klas wieku od 20–40 do 160–180 lat czyli odnawiające się od drugiej połowy XIX wieku (ryc. 7.8). Opisana charakterystyka demograficzna świerczyn borealnych jest w pełni zgodna z wynikami 24-letnich badań składu zbiorowisk roślinnych, przeprowadzonych na stałych powierzchniach badawczych w rezerwacie przyrody „Wysokie Bagno” (gdzie zlokalizowano również jedną z powierzchni dendrochronologicznych projektu ForBioSensing, por. ryc. 7.1). W warstwie drzewostanu odnotowano tam obecność jedynie starszych generacji sosny, ulegających stopniowej

redukcji na skutek zupełnego braku odnowienia tego gatunku, zwiększanie się udziału olchy, dobre odnawianie się świerka i utrzymywanie się brzozy jako gatunku domieszkowego. Jako przyczynę tych zmian wskazano eutrofizację siedliska, najprawdopodobniej częściowo spowodowaną niekorzystnymi zmianami w lokalnej hydrologii (a konkretnie: obniżeniem się poziomu wód gruntowych) wynikającymi z prac melioracyjnych, przeprowadzonych w bezpośrednim sąsiedztwie (Sokołowski 2004; por. Yermokhin, Savel’ev 2011).

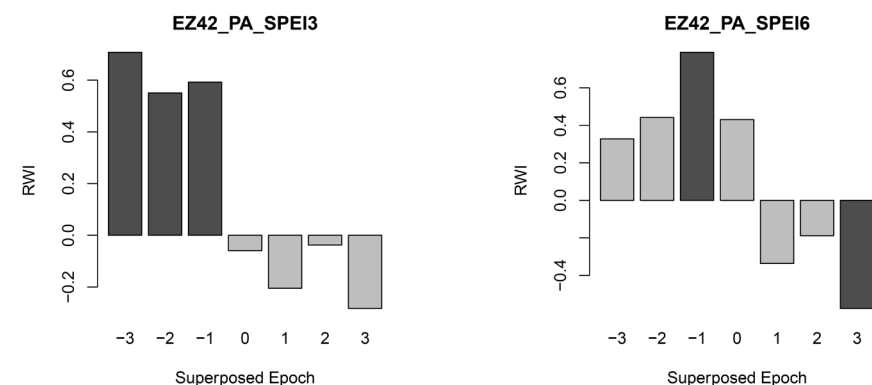
W borach bagiennych stwierdzono występowanie tak samo małej liczby gatunków drzew, jak w klasie świerczyn borealnych (cztery): sosny zwyczajnej, świerka pospolitego, brzozy omszonej i dębu szypułkowego. Tutaj również, podobnie jak w świerczynach borealnych oraz w borach i borach mieszanych, najstarsze pokolenia reprezentowała sosna. Co więcej, także i tu zaobserwowano rozdział klas wieku między sosną a świerkiem. Pierwszy gatunek obecny był w klasach wieku od 40–60 do 380–400 lat, zaś drugi należał do klas wieku od 20–40 do 180–200 lat. Duża frekwencja sosny w klasie wieku 80–100 lat była efektem fal odnowienia z połowy XX wieku, obecnych na części powierzchni. Warto dodać, że ten mechanizm odnowienia był przeważającym sposobem odnawiania się drzew w tej klasie siedlisk, odnotowanym dla wszystkich stwierdzonych gatunków poza dębem. Dla sosny, poza już wspomnianymi, były to fale odnowienia z XIX wieku, reprezentowane przez klasy wieku od 140–160 do 200–220 lat. Na większości powierzchni świerk i brzoza omszona reprezentowały istotnie młodsze generacje czyli klasy wieku od 20–40 do 80–100 lat, pochodzące z fal odnowienia w XX wieku. Opisane wzorce demograficzne trzech głównych gatunków drzew obecnych w klasie borów bagiennych świadczyć mogą o zmianach w żyzności oraz w warunkach hydrologicznych tego siedliska (Sokołowski 2004; Yermokhin, Savel’ev 2011; Potapov i in. 2019). Co ciekawe, na niektórych powierzchniach badawczych stwierdzono nieco starsze generacje świerka i brzozy, należące do klas wieku od 100–120 do 160–180 lat, co może sugerować, iż wyżej wspomniane zmiany w niektórych drzewostanach zachodziły już w połowie XIX wieku (ryc. 7.7).

7.3.2. Reakcja drzew na zmieniające się warunki klimatyczne na przykładzie świerka pospolitego *Picea abies* (L.) Karst.

Chronologia rezydualna świerka pospolitego z wybranej powierzchni badawczej, reprezentującej klasę borów i borów mieszanych (EZ42_PA), ma długość porównywalną do zdecydowanej większości chronologii tego gatunku z innych stanowisk w Puszczy Białowieskiej (Jaroszewicz 1993; Yermokhin, Savel'ev 2011; Yermokhin i in. 2010, 2017), aczkolwiek nadal pozostaje krótsza od najdłuższej dla tego taksonu i obszaru, która sięga końca XVIII wieku (Koprowski, Zielski 2008). Chronologia świerka z analizowanej powierzchni badawczej charakteryzuje się przewagą negatywnych lat wskaźnikowych wobec lat pozytywnych (odpowiednio: siedem i cztery), przy czym koncentracja negatywnych lat wskaźnikowych odnotowana została w okresie 1990–2010 (ryc. 7.10), co znajduje potwierdzenie także w innych badaniach (Koprowski, Zielski 2008; Yermokhin, Savel'ev 2011). Porównanie negatywnych lat wskaźnikowych z okresu 1990–2010 z wartościami standaryzowanych indeksów opadów i ewapotranspiracji dla poszczególnych lat pozwoliło na wyznaczenie jedynie roku 2000 jako tego, w którym warunkom ekstremalnej suszy (wartość SPEI3 < -2) towarzyszyło występowanie negatywnego roku wskaźnikowego. Zastosowanie metody pn. *Superposed Epoch Analysis* (SEA) dla wskazania istotności zmian indeksowanej szerokości słoja rocznego w okresie trzech lat przed i trzech lat po pojawieniu się ekstremalnej suszy nie pozwoliło na jednoznaczne wykazanie negatywnej reakcji przyrostowej w roku wystąpienia negatywnego bilansu wodnego, jednakże w okresie kolejnych trzech lat po ekstremalnej suszy zaobserwowano istotne obniżenie się przyrostu promieniowego (ryc. 7.11). Co ciekawe, bardzo silne reakcje przyrostowe związane z suszami odnotowano w Puszczy Białowieskiej także u lipy drobnolistnej w analogicznym okresie – od lat 90-tych do pierwszych lat XXI wieku (Yermokhin i in. 2017).

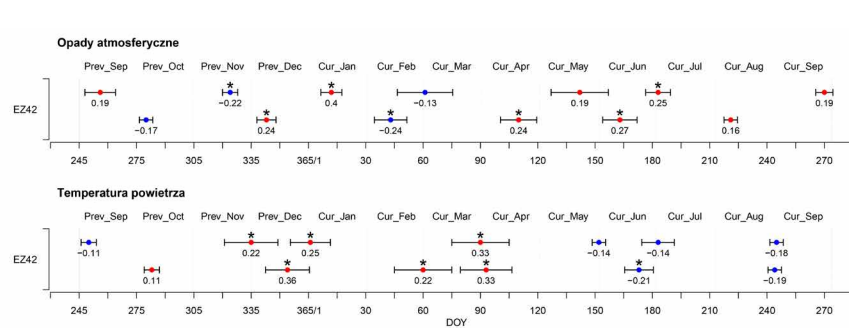


Rycina 7.10. Serie czasowe standaryzowanych indeksów opadów i ewapotranspiracji zintegrowane dla okresu trzech (SPEI3) i sześciu miesięcy (SPEI6) oraz chronologia stanowiskowa świerka pospolitego z powierzchni dendrochronologicznej projektu ForBioSensing EZ42_PA reprezentującej siedliska borów i borów mieszanych (odpowiednio: panel górny, środkowy i dolny). Dla chronologii stanowiskowej zaznaczono negatywne i pozytywne lata wskaźnikowe (odpowiednio: białe i czarne kółka). RWI (ang. *ring width index*) – indeksowana szerokość słoja rocznego



Rycina 7.11. Wykresy słupkowe dla chronologii stanowiskowej świerka EZ42_PA w odpowiedzi na ekstremalną suszę określoną wartościami standaryzowanych indeksów opadów i ewapotranspiracji zintegrowanych dla okresu trzech (SPEI3) i sześciu (SPEI6) miesięcy (SPEI3 – lewy panel, SPEI6 – prawy panel). Szare i ciemnoszare słupki oznaczają istotność zmian indeksowanej szerokości słoja rocznego (odpowiednio: $p < 0,05$ i $p < 0,01$). RWI (ang. *ring width index*) – indeksowana szerokość słoja rocznego

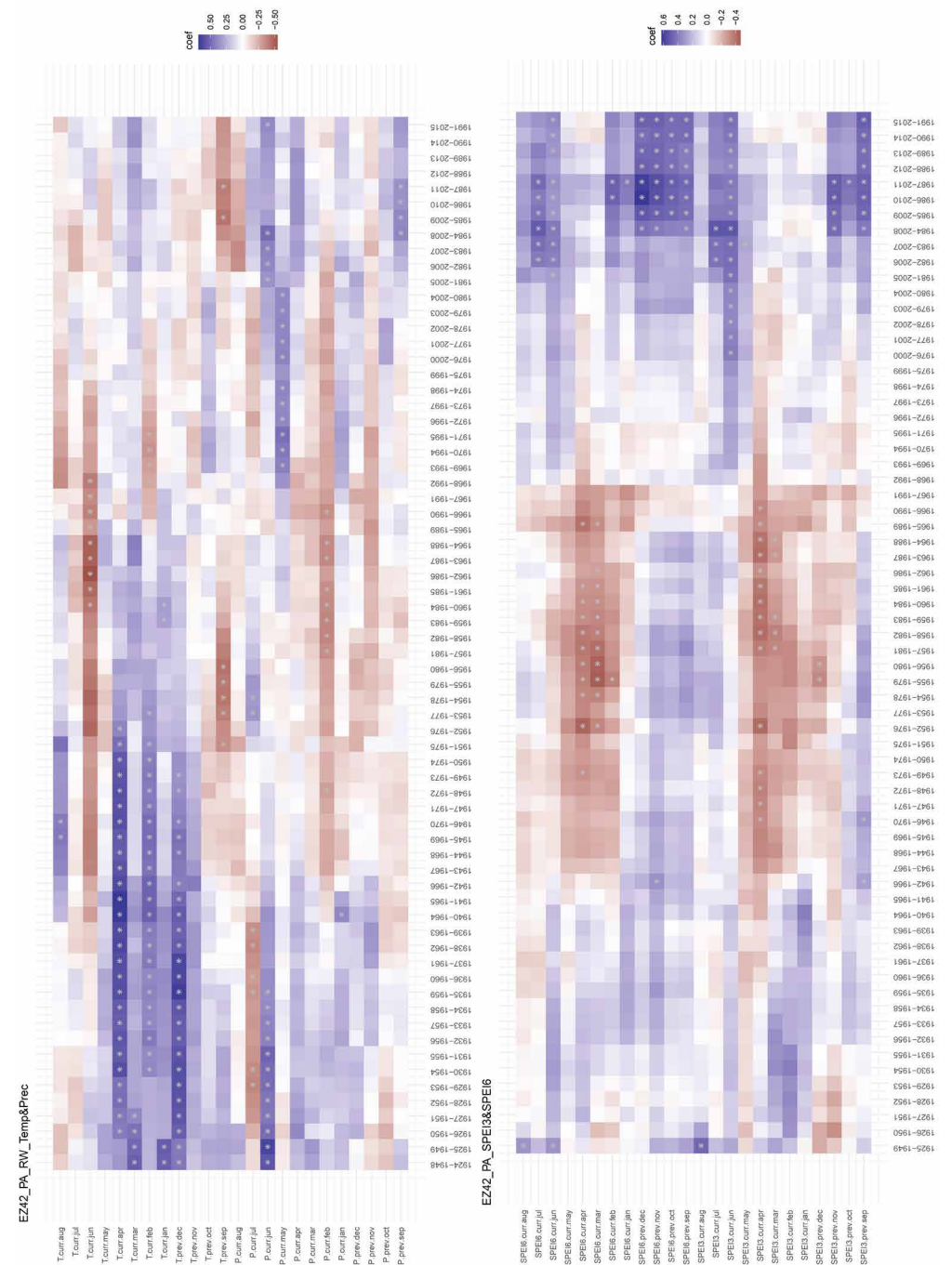
Kluczowymi czynnikami klimatycznymi wpływającymi na kształtowanie się wzrostu promieniowego świerka na wybranej powierzchni badawczej były temperatura okresu wiosennego (koniec lutego–początek kwietnia) oraz opady atmosferyczne okresu letniego (czerwiec–lipiec) (ryc. 7.12). Jednocześnie obserwowano pozytywny wpływ warunków atmosferycznych poprzedzających aktywność merytemu bocznego: temperatur i opadów atmosferycznych zimy (odpowiednio: listopad–styczeń, grudzień–styczeń). Z kolei opady atmosferyczne listopada poprzedzającego roku, jak również lutego, a także temperatury czerwca miały negatywny wpływ na szerokość słoja rocznego. Wyniki te są niemal w pełni analogiczne z opracowaniami z białoruskiej części Puszczy Białowieskiej, gdzie również wykazano pozytywną korelację przyrostu świerka z temperaturami wiosny (odpowiednio dla różnych lokalizacji i prac: marzec; luty–kwiecień) i opadami lata (czerwiec–lipiec; czerwiec–sierpień), a negatywną z temperaturami lata (maj–czerwiec; lipiec). Z kolei dla okresu poprzedzającego przyrost radialny w niektórych przypadkach odnotowano tam pozytywny wpływ temperatur września i października (Yermokhin, Savel'ev 2011; Yermokhin i in. 2017). Co ciekawe, znaczenie opadów dla wzrostu promieniowego świerka pospolitego w Puszczy Białowieskiej podkreślane jest we wszystkich badaniach dendroklimatycznych dotyczących tego gatunku (Koprowski, Zielski 2008; Yermokhin i in. 2010; Yermokhin, Savel'ev 2011; Yermokhin i in. 2017).



Rycina 7.12. Wrażliwość klimatyczna świerka pospolitego określona na podstawie dobowych danych klimatycznych.

Korelacje 7–30-dniowego okna czasowego: między indeksowaną szerokością słoja rocznego a opadami atmosferycznymi (górny panel) i temperaturą powietrza (dolny panel) w okresie od września poprzedzającego roku (Prev_Sep, ang. *previous September*) do września aktualnego roku (Cur_Sep, ang. *current September*). Czerwone kropki – korelacje dodatnie, niebieskie kropki – korelacje ujemne, gwiazdki (*) oznaczają poziom istotności korelacji ($p < 0,05$), poziome wąsy wyznaczają długość okna czasowego, maksymalna wartość współczynnika korelacji podana jest pod każdym wąsem. DOY (ang. *day of year*) – dzień roku

Reakcja przyrostowa świerka na miesięczne wartości czynników klimatycznych charakteryzowała się czasową zmiennością wyrażoną w niestacjonarnych korelacjach między indeksowaną szerokością słoja rocznego a opadami atmosferycznymi, temperaturą powietrza i indeksami suszy. Pozytywny wpływ temperatur zimy i wiosny obserwowany był do lat 70-tych XX wieku, po tym okresie reakcja na miesięczne temperatury powietrza osłabła (ryc. 7.13), co najprawdopodobniej związane jest z podwyższaniem się średniej temperatury powietrza obserwowanym w ostatnich dekadach, szczególnie w miesiącach zimy (styczeń–luty) i wczesnej wiosny (marzec–kwiecień) (Malzahn i in. 2009; Yermokhin i in. 2010; Malzahn 2014; por. rozdz. 3 i 8). Z kolei wpływ opadów atmosferycznych czerwca, wyraźny na początku analizowanego okresu, po czasowym osłabieniu, był ponownie zauważalny w ostatnich dziesięciu latach. Średnio- i długookresowe susze zaznaczyły swój wyraźny negatywny wpływ (pozytywna korelacja SPEI3 i SPEI6) na wzrost promieniowy świerka w ostatnich dziesięciu latach (ryc. 7.13). Trend ten dotyczył głównie negatywnego bilansu wodnego lata (czerwiec–lipiec) oraz okresu jesiennego i zimowego poprzedzającego przyrost radialny (wrzesień–grudzień poprzedzającego roku). Wynik ten współgra z innymi opracowaniami z terenu Puszczy Białowieskiej, w których wyraźnie odnotowano negatywny wpływ zarówno zachodzących w ostatnich dziesięcioleciach zmian klimatycznych, jak i – głównie XX-wiecznych – melioracji (Yermokhin i in. 2010; Yermokhin, Savel’ev 2011). Co więcej, istnieją sugestie, że wraz z zachodzącymi zmianami klimatu przyrost radialny świerka pospolitego w Puszczy Białowieskiej obniży się o 20–30% do 2050 roku (Yermokhin, Savel’ev 2011), a gatunek ten w długoterminowej perspektywie utrzyma się jedynie w roli dominanta drugiego piętra oraz jako domieszka w drzewostanach rosnących w miejscach najbardziej wilgotnych, na obrzeżach terenów podmokłych i w dolinach rzek (Yermokhin i in. 2010). Sugestie te zdają się wskazywać, że zachodzące obecnie zmiany klimatyczne – szczególnie wzrost temperatury i wydłużenie okresu wegetacyjnego – nie zawsze i nie wszędzie oznaczają zwiększony przyrost radialny drzew leśnych, w tym świerka (por. Pretsch i in. 2014).



Rycina 7.13. Korelacje 25-letniego ruchomego okna czasowego: między indeksowaną szerokością słoja rocznego świerka pospolitego a miesięcznymi opadami atmosferycznymi (Prec, P, ang. *precipitation*), średnią miesięczną temperaturą powietrza (Temp, T) (górny panel), standaryzowanymi indeksami opadów i ewapotranspiracji zintegrowanych dla okresu trzech (SPEI3) i sześciu (SPEI6) miesięcy (dolny panel). Korelacje wykonane dla okresu od września poprzedzającego roku (prev.sep, ang. *previous September*) do sierpnia aktualnego roku (curr.aug, ang. *current August*). Gwiazdki (*) oznaczają poziom istotności korelacji ($p < 0,05$)

7.4. Podsumowanie

Opisane w tym rozdziale badania przeprowadzone w ramach projektu ForBioSensing bez wątplenia istotnie zwiększyły ilość istniejących dendrochronologicznych danych empirycznych pochodzących z Puszczy Białowieskiej. Według naszej wiedzy jest to największy jak dotąd materiał dendrochronologiczny zebrany na tym terenie. Rekonstrukcja długoterminowej dynamiki wybranych drzewostanów, jak również stworzone chronologie wzorcowe szerokości słoju i lat wskaźnikowych głównych gatunków drzew, przyczyniają się istotnie zarówno do poszerzenia stanu wiedzy na temat historii i rozwoju lasów tego obszaru, w tym ich reakcji na zmieniające się warunki klimatyczne, jak również do lepszego poznania mechanizmów kształtujących dynamikę odnowienia poszczególnych gatunków drzew w różnych siedliskach. Jednak dla wielu gatunków lub zbiorowisk leśnych, dla których brak danych porównawczych czy to z Puszczy Białowieskiej, czy też z innych lasów Europy, wiele pytań wciąż musi pozostać otwartych, co sprawia, że potrzeba prowadzenia badań dendrochronologicznych na tym obszarze nadal jest wysoka.

Podziękowania

Dziękujemy Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Białymstoku za wyrażenie zgody na założenie powierzchni badawczych i zbiorów materiału dendrochronologicznego na terenie rezerwatów przyrody. Składamy podziękowania Matsowi Niklassonowi za cenne dyskusje merytoryczne w inicjalnej fazie prowadzenia badań. Za pomoc w zbiorze materiału dendrochronologicznego w terenie, jego przygotowaniu do analiz i archiwizacji oraz w pracach nad tworzeniem i aktualizacją baz danych terenowych i laboratoryjnych na różnych etapach realizacji projektu w latach 2015–2020 dziękujemy następującym osobom: Lander Amado, Raphaël Aussenac, Joanna Chęćka, Karolina Ciechańska-Sędłak, Alicja Dołkin, Krzysztof Gaszewski, Alicja Jasińska, Radosław Kanabus, Łukasz Kuberski, Grzegorz Ledworuch, Andrzej Lipiński, Paweł Nowak, Andoni Ortiz Garcia, Bartosz Piekło, Karol Rzczycki, Rafał Sadkowski, Agata Sałachewicz, Paweł Sańczyk, Piotr Siwiec, Jakub Słowik, Krzysztof Sztabkowski, Adam Szulc, Krzysztof Szyłak, Ander Urdapilleta Iparraguirre, Adrian Wasiluk. Specjalne podziękowania składamy Pawłowi Nowakowi za wyrozumiałość i nieocenioną pomoc na etapie pisania i korekty manuskryptu.

Literatura

- Aldrich S.R., Lafon C.W., Grissino-Mayer H.D., De Weese G.G., Hoss, J.A. 2010. Three centuries of fire in montane pine-oak stands on a temperate forest landscape. *Applied Vegetation Science*, 13: 36–46.
- Anchukaitis K.J., D'Arrigo R.D., Andreu-Hayles L., Frank, D., Verstege, A., Curtis, A., Buckley, B.M., Jacoby, G.C., Cook, E.R. 2013. Tree-Ring-Reconstructed Summer Temperatures from Northwestern North America during the Last Nine Centuries. *Journal of Climate*, 26: 3001–3012. DOI: 10.1175/jcli-d-11-00139.1.
- Applequist M.B. 1958. A simple pith locator for use with off-centre increment cores. *Journal of Forestry*, 56: 141.

- Babst F., Poulter B., Bodesheim P., Mahecha M.D., Frank D.C. 2017. Improved tree-ring archives will support earth-system science. *Nature Ecology & Evolution*, 1: 0008. DOI: 10.1038/s41559-016-0008.
- Babst F., Poulter B., Trouet V., Tan K., Neuwirth B., Wilson R., Carrer M., Grabner M., Tegel W., Levanić T., Panayotov M., Urbinati C., Bouriaud O., Ciais P., Frank D. 2013. Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 706–717. DOI: 10.1111/geb.12023.
- Beguera S., Vicente-Serrano S.M., Reig F., Latorre B. 2014. Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International Journal of Climatology*, 34: 3001–3023. DOI: 10.1002/joc.3887.
- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science*, 9: 229–238. DOI: 10.2307/3237122.
- Bernadzki E., Brzeziecki B., Rabczuk A. 2001. Raumzeitliche Dynamik des Durchmesserzuwachses in natürlichen Mischbeständen des Białowieża-Urwalds. *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftökologie*, 35(4): 166–170.
- Bobiec A. 2012. Białowieża Primeval Forest as a remnant of culturally modified ancient forest. *European Journal of Forest Research*, 131: 1269–1285. DOI: 10.1007/s10342-012-0597-6.
- Bobiec A., Bobiec M. 2012. Wpływ masowego zamierania świerka w drzewostanach Białowieskiego Parku Narodowego na odnowienie naturalne dębu. *Sylvan*, 156(4): 243–251. DOI: 10.26202/sylvan.2011066.
- Bobiec A., Jaszcz E., Wojtunik K. 2011a. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration as a response to natural dynamics of stands in European hemiboreal zone. *European Journal of Forest Research*, 130: 785–797. DOI: 10.1007/s10342-010-0471-3.
- Bobiec A., Kuijper D.P.J., Niklasson M., Romankiewicz A., Solecka K. 2011b. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *Forest Ecology and Management*, 262: 780–790. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.05.012.
- Boczoń A., Kowalska A., Ksepko M., Sokołowski K. 2018. Climate Warming and Drought in the Białowieża Forest from 1950–2015 and Their Impact on the Dieback of Norway Spruce Stands. *Water*, 10(11): 1502. DOI: 10.3390/w10111502.
- Brown P.M., Wu R. 2005. Climate and disturbance forcing of episodic tree recruitment in a southwestern ponderosa pine landscape. *Ecology*, 86: 3030–3038. DOI: 10.1890/05-0034.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Bielak K., Czacharowski M., Zajączkowski J., Buraczyk W., Gawron L. 2021. A demographic equilibrium approach to stocking control in mixed, multiaged stands in Białowieża Forest, northeast Poland. *Forest Ecology and Management*, 481: 118694. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118694.

- Brzeziecki B., Kienast F. 1994. Classifying the Life-History Strategies of Trees on the Basis of the Grimian Model. *Forest Ecology and Management*, 69: 167–187. DOI: 10.1016/0378-1127(94)90227-5.
- Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H. 2016. A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots. *Journal of Vegetation Science*, 27: 460–467. DOI: 10.1111/jvs.12369.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology*, 108: 1138–1154. DOI: 10.1111/1365-2745.13367.
- Cholewińska O., Adamowski W., Jaroszewicz B. 2020. Homogenization of Temperate Mixed Deciduous Forests in Białowieża Forest: Similar Communities Are Becoming More Similar. *Forests*, 11: 545. DOI: 10.3390/f11050545.
- Chree C. 1914. Some Phenomena of Sunspots and of Terrestrial Magnetism. Part II. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Containing Papers of a Mathematical or Physical Character*, 213: 245–277.
- Cook E.R., Peters K. 1981. The smoothing spline: a new approach to standardizing forest interior tree-ring width series for dendroclimatic studies. *Tree-Ring Bulletin*, 41: 45–53.
- Cornes R.C., van der Schrier G., van den Besselaar E.J., Jones P.D. 2018. An ensemble version of the E-OBS temperature and precipitation data sets. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123: 9391–9409. DOI: 10.1029/2017JD028200.
- Cropper J.P. 1979. Tree-ring skeleton plotting by computer. *Tree-Ring Bulletin*, 39: 47–60.
- Demidko D.A., Trefilova O.V., Kulakov S.S., Mikhaylov, P.V. 2021. Pine Looper *Bupalus piniaria* (L.) Outbreaks Reconstruction: A Case Study for Southern Siberia. *Insects*, 12: 90. DOI: 10.3390/insects12020090.
- Drozdowski S., Brzeziecki B., Żybura H., Żybura B., Gawron L., Buraczyk W., Zajączkowski J., Bolibok L., Szeligowski H., Bielak K., Widawska Z. 2012. Wieloletnia dynamika starodrzewów w zagospodarowanej części Puszczy Białowieskiej: gatunki ekspansywne i ustępujące. *Sylwan*, 156(9): 663–671. DOI: 10.26202/sylwan.2012016.
- Ellenberg H. 1996. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- Faliński J.B. 1986. *Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forest*. Ecological Studies in Białowieża Forest. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Flatley W.T., Lafon C.W., Grissino-Mayer H.D., LaForest L.B. 2015. Changing fire regimes and old-growth forest succession along a topographic gradient in the Great Smoky Mountains. *Forest Ecology and Management*, 350: 96–106. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.024.
- Fraver S., Seymour R.S., Speer J.H., White A.S. 2007. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm outbreaks in northern Maine, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 523–529.
- Gabrysiak K.A., Paluch R., Gawryś R. 2021. 30-Year Changes in Oak-Hornbeam Forest after Windthrow. *Forests*, 12: 600. DOI: 10.3390/f12050600.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2004. Białowieża Primeval Forest as a refuge of the European entomofauna. *Wiadomości Entomologiczne*, 23 Supl. 2: 67–87.
- Heyerdahl E.K., Loehman R.A., Falk D.A. 2014. Mixed-severity fire in lodgepole pine dominated forests: are historical regimes sustainable on Oregon's Pumice Plateau, USA? *Canadian Journal of Forest Research*, 44: 593–603. DOI: 10.1139/cjfr-2013-0413.
- Jaroszewicz B. 1993. Stopień podobieństwa krzywych dendrochronologicznych (telekoneksja) między świerkami z Puszczy Białowieskiej i z Babiej Góry. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 12: 13–19.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O., Gutowski J.M., Samojlik T., Zimny M., Latałowa M. 2019. Białowieża Forest—A Relic of the High Naturalness of European Forests. *Forests*, 10: 849. DOI: 10.3390/f10100849.
- Jevšenak J., Levanič T. 2018. dendroTools: R package for studying linear and nonlinear responses between tree-rings and daily environmental data. *Dendrochronologia*, 48: 32–39. DOI: 10.1016/j.dendro.2018.01.005.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 1998. *Predation in Vertebrate Communities. The Białowieża Primeval Forest as a Case Study*. Springer, Berlin – Heidelberg – New York.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W., Bunevich A.N., Miłkowski L., Krasinski Z.A. 1997. Factors shaping population densities and increase rates of ungulates in Białowieża Primeval Forest (Poland and Belarus) in the 19th and 20th centuries. *Acta Theriologica*, 42: 399–451.
- Koprowski M., Zielski A. 2008. Extremely narrow and wide tree rings in the Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) of the Białowieża National Park. *Ecological Questions*, 9: 73–78. DOI: 10.2478/v10090-009-0021-0.
- Korczyk A.F. 1994. The oldest trees from Białowieża Primeval Forest. 1. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Rocznik Dendrologiczny*, 42: 131–143.
- Kuijper D.P.J., Cromsigt J.P.G.M., Jędrzejewska B., Miścicki S., Churski M., Jędrzejewski W., Kweczlich I. 2010a. Bottom-up versus top-down control of tree regeneration in the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Ecology*, 98: 888–899. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01656.x.
- Kuijper D.P.J., Jędrzejewska B., Brzeziecki B., Churski M., Jędrzejewski W., Żybura H. 2010b. Fluctuating ungulate density shapes tree recruitment in natural stands of the Białowieża Primeval Forest, Poland. *Journal of Vegetation Science*, 21: 1082–1098. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2010.01217.x.

- Kullman L. 2002. Boreal tree taxa in the central Scandes during the Late-Glacial: implications for Late-Quaternary forest history. *Journal of Biogeography* 29: 1117–1124. DOI: 10.1046/j.1365-2699.2002.00743.x.
- Lafon C.W., Naito A.T., Grissino-Mayer H.D., Horn S.P., Waldrop T.A. 2017. Fire history of the Appalachian region: a review and synthesis. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC.
- Leuschner C., Ellenberg H. 2017. *Ecology of Central European Forests: Vegetation Ecology of Central Europe, Volume I*. Springer International Publishing, Cham.
- Li M., Shao X., Yin Z.-Y., Xu X. 2015. Tree-Ring Dating of the Reshui-1 Tomb in Dulan County, Qinghai Province, North-West China. *Plos One* 10: e0133438. DOI: 10.1371/journal.pone.0133438.
- Malik I., Poręba G., Wistuba M., Woskowicz-Ślęzak B. 2021. Combining ¹³⁷Cs, ²¹⁰Pb and dendrochronology for improved reconstruction of erosion–sedimentation events in a loess gully system (southern Poland). *Land Degradation & Development*, 32: 2336–2350. DOI: 10.1002/ldr.3903.
- Malzahn E. 2014. Zmiany warunków klimatycznych i wodnych w środowisku lasów naturalnych Puszczy Białowieskiej. Sprawozdanie końcowe. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Malzahn E., Kwiatkowski W., Pierzgałski E. 2009. *Przyroda nieożywiona*. [W:] Okołów, C., Karaś M., Bołbot A. (red.) *Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować*: 17–36. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża.
- Matuszkiewicz J.M. (red.) 2007. *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*. Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. Stanisława Leszczyckiego PAN, Warszawa.
- McEwan R.W., Pederson N., Cooper A., Taylor J., Watts R., Hruska A. 2014. Fire and gap dynamics over 300 years in an old-growth temperate forest. *Applied Vegetation Science*, 17: 312–322. DOI: 10.1111/avsc.12060.
- McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J. 1993. The relationship of drought frequency and duration to time scales. [W:] *Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology*: 179–183. American Meteorological Society, Boston.
- Niklasson M. 2002. A comparison of three age determination methods for suppressed Norway spruce: implications for age structure analysis. *Forest Ecology and Management*, 161: 279–288. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00500-X.
- Niklasson M., Drakenberg B. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. *Biological Conservation*, 101: 63–71. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00050-7.
- Niklasson M., Granström A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81: 1484–1499. DOI: 10.2307/177301.
- 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. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01710.x.
- Nowacki G.J., Abrams M.D. 2008. The demise of fire and "Mesophication" of forests in the eastern United States. *Bioscience*, 58: 123–138. DOI: 10.1641/b580207.
- Paluch R. 2005. Odnowienie naturalne dębu w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Puszcza Białowieska” – stan, warunki i perspektywy. *Sylwan*, 149(1): 30–41. DOI: 10.26202/sylvan.2004063.
- Paluch R. 2015. Wieloletnie zmiany składu gatunkowego drzewostanów naturalnych w Puszczy Białowieskiej. *Sylwan*, 159(4): 278–288. DOI: 10.26202/sylvan.2014083.
- Paulo A., Rosa R., Pereira L. 2012. Climate trends and behaviour of drought indices based on precipitation and evapotranspiration in Portugal. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12: 1481–1491. DOI: 10.5194/NHESS-12-1481-2012.
- Peterken G.F. 1996. *Natural Woodland: Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Potapov A., Toomik S., Yermokhin M., Edvardsson J., Lilleleht A., Kiviste A., Kaart T., Metslaid S., Järvet A., Hordo M. 2019. Synchronous Growth Releases in Peatland Pine Chronologies as an Indicator for Regional Climate Dynamics—A Multi-Site Study Including Estonia, Belarus and Sweden. *Forests*, 10: 1097. DOI: 10.3390/f10121097.
- Pretzsch H., Biber P., Schütze G., Uhl E., Rötzer T. 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature Communications*, 5: 4967. DOI: 10.1038/ncomms5967.
- R Core Team 2018. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Schweingruber F.H., Eckstein D., Serre-Bachet F., Bräker O.U. 1990. Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. *Dendrochronologia*, 8: 9–39.
- Smit C., Kuijper D.P.J., Prentice D., Wassen M.J., Cromsigt J.P.G.M. 2012. Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, 284: 133–141. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.07.052.
- Sokołowski A.W. 1991. Changes in species composition of forest associations in the nature reserves of the Białowieża Forest. *Ochrona Przyrody*, 49: 63–78.
- Sokołowski A.W. 2004. *Lasy Puszczy Białowieskiej*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Sokołowski A.W. 1999. Succession of forest communities in the Starzyna reserve in the Białowieża Forest. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 18: 31–59.

- Speer J.H. 2010. Fundamentals of tree-ring research. The University of Arizona Press, Tucson.
- Spînu A.P., Niklasson M., Zin E. 2020. Mesophication in temperate Europe: A dendrochronological reconstruction of tree succession and fires in a mixed deciduous stand in Białowieża Forest. *Ecology and Evolution*, 10: 1029–1041. DOI: 10.1002/ece3.5966.
- Stokes M.A., Smiley T.L. 1968. An Introduction to Tree-Ring Dating. University of Chicago Press, Chicago.
- van der Maaten-Theunissen M., van der Maaten E., Bouriaud O. 2015. pointRes: an R package to analyze pointer years and components of resilience. *Dendrochronologia*, 35: 34–38. DOI: 10.1016/j.dendro.2015.05.006.
- van Ginkel H.A.L., Kuijper D.P.J., Churski M., Zub K., Szafrńska P., Smit C. 2013. Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, 304: 73–79. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.04.037.
- Vera F. 2000. Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, Wallingford, The Netherlands.
- Vicente-Serrano S.M., Beguería S., López-Moreno J.I. 2010. A multiscalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of climate* 23, 1696–1718. DOI: 10.1175/2009JCLI2909.1.
- Wallenius T., Kuuluvainen T., Heikkilä R., Lindholm T. 2002. Spatial tree age structure and fire history in two old-growth forests in eastern Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36: 185–199.
- Yamaguchi D.K. 1991. A Simple Method for Cross-Dating Increment Cores from Living Trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 21: 414–416. DOI: 10.1139/X91-053.
- Yermokhin M.V., Barsukova V.E., Knysh N.V., Mychko V.E., Bernackii D.I. 2016. Dinamika i sostoyanie populyacii pikhty beloï v urochishche Tisovik. *Belovezhskaya Pushcha. Issledovaniya*, 14: 65–88.
- Yermokhin M.V., Mychko V.E., Knysh N.V., Lukin V.V. 2017. Rekonstrukciya dinamiki vysokovozrastnykh shirokolistvennykh lesov Belovezhskoi Pushchi. *Botanika (Issledovaniya)*, 6: 67–83.
- Yermokhin M.V., Pugachevskii A.V., Savel'ev V.V., Gerasimovich A.G. 2010. Rol' klimaticheskikh izmenenii i osushite'noi melioracii v dinamike lesnykh ekosistem nacional'nogo parka "Belovezhskaya Pushcha". [W:] *Belovezhskaya Pushcha: istoriya, priroda, turizm*: 202–213.
- Yermokhin M.V., Savel'ev V.V. 2011. Vliyanie klimaticheskikh faktorov na radial'nyi prirost derev'ev sosny, eli i duba v Belovezhskoi Pushche. [W:] *Osobo okhranyaemye prirodnye territorii Belarusi. Issledovaniya*: 28–44. Belorusskii Dom pečati, Minsk.
- Zang C., Biondi F. 2015. treeclim: an R package for the numerical calibration of proxy climate relationships. *Ecography*, 38(4): 431–436. DOI: 10.1111/ecog.01335.
- Ząbek J., Zaręba R. 1957. Najstarsze świerki w Puszczy Białowieskiej. *Sylwan*, 101(5): 46–58.
- Zielonka T., Holeksa J., Fleischer P., Kapusta P. 2010. A tree-ring reconstruction of wind disturbances in a forest of the Slovakian Tatra Mountains, Western Carpathians. *Journal of Vegetation Science*, 21: 31–42. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.01121.x.
- Zielski A., Krapiec M. 2004. *Dendrochronologia*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Zin E. 2016. Fire history and tree population dynamics in Białowieża Forest, Poland and Belarus. PhD, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Zin E., Drobyshev I., Bernacki D., Niklasson M. 2015. Dendrochronological reconstruction reveals a mixed-intensity fire regime in *Pinus sylvestris*-dominated stands of Białowieża Forest, Belarus and Poland. *Journal of Vegetation Science*, 26: 934–945. DOI: 10.1111/jvs.12290.

8. Aktualny przyrost drzew w Puszczy Białowieskiej – zmiany obwodu pni zarejestrowane przez dendrometry w latach 2016–2020

Ewa Zin¹, Agata Salachewicz¹, Marcin Klisz², Krzysztof Szylak¹,
Łukasz Kuberski¹, Kamil Pilch¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych, Sękocin Stary,

ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

{e.zin, a.salachewicz, m.klisz, k.szylak, l.kuberski, k.pilch}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Przyrost radialny drzew zależy od wielu czynników. Automatyczne dendrometry są jednym z narzędzi, które można wykorzystać w badaniach tego zjawiska. To urządzenia, które z wysoką rozdzielczością czasową rejestrują zmiany grubości pni drzew, zarówno nieodwracalny przyrost grubości pni na skutek formowania się drewna przez podział komórek i ich wzrost, jak i odwracalne kurczenie się i pęcznienie pni powodowane wahaniami ilości wody w drewnie. Głównym celem badań z wykorzystaniem dendrometrów w projekcie ForBio-Sensing było poszerzenie stanu wiedzy na temat aktualnego przyrostu radialnego głównych gatunków drzew Puszczy Białowieskiej w różnych warunkach siedliskowych. Celem niniejszego rozdziału jest wskazanie potencjału zebranych przy pomocy dendrometrów danych w określeniu, jak kształtowały się zmiany obwodu pni drzew wybranych gatunków w różnych siedliskach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020. Warunki meteorologiczne w Puszczy Białowieskiej w analizowanym okresie scharakteryzowano w porównaniu do wartości średnich wieloletnich (1951–2020). Na zróżnicowane warunki meteorologiczne w latach 2016–2020 wybrane gatunki drzew, rosnące w głównych typach siedlisk Puszczy Białowieskiej, zareagowały różnorodnym przyrostem obwodu pni. W okresie tym wystąpiły zarówno wyraźne anomalie warunków meteorologicznych (lata 2018–2020), jak i warunki bardziej przeciętne (lata 2016–2017). Najwyższy przyrost obwodu pni w latach 2016–2020 odnotowano dla wiązu w grądach. Większość taksonów wykazała najwyższy przyrost obwodu pni w meteorologicznym okresie wegetacyjnym 2017 roku. Uzyskane wyniki wskazywać mogą pewne tendencje, do których potwierdzenia potrzeba wieloletnich obserwacji meteorologicznych i dendrometrycznych, ponieważ długookresowe dane empiryczne istotnie zwiększają szansę na odnotowanie prawidłowości w reakcji przyrostowej drzew na warunki środowiskowe.

Słowa kluczowe: przyrost radialny, warunki meteorologiczne, zmiany klimatu

8.1. Wstęp

Przyrost drzew zależy od wielu czynników, do których zaliczyć można warunki klimatyczne, stosunki biocenotyczne, cechy genetyczne osobnika i gatunku, czynniki biotyczne, np. gradacje owadów oraz abiotyczne, jak np. susze. Decydującą rolę w przyroście odgrywa

zazwyczaj czynnik występujący w niedoborze (Fritts 1976), co sprawia, że wzrost drzew jest kontrolowany właśnie przez czynniki limitujące. Przerwanie działania czynnika limitującego (np. zbyt niskiej temperatury, niedoboru opadów) powoduje zwiększenie się wzrostu do momentu, w którym inny czynnik nie zahamuje tego procesu (Downes i in. 1999).

Jednym z narzędzi, szeroko stosowanym i wykorzystywanym w badaniach aktualnego przyrostu radialnego drzew, są automatyczne dendrometry, rejestrujące zmiany grubości pni z bardzo wysoką rozdzielczością czasową (Deslauriers i in. 2003; Rossi i in. 2006; van der Maaten i in. 2013; Herrmann i in. 2016; Nalevanková i in. 2018; Klisz i in. 2020; Salomón i in. 2022). Na zmiany te składają się dwa procesy, z których jeden jest trwały, a drugi odwracalny. Trwała zmiana, nazywana przyrostem radialnym, spowodowana jest corocznym odkładaniem się nowych komórek drewna oraz ich wzrostem, natomiast nietrwałe zmiany wynikają z wahań ilości wody w łyku, co powoduje odwracalne zmiany objętości pni (Deslauriers i in. 2007a; Korpela i in. 2008; Nalevanková i in. 2018).

Proces odwracalnych zmian objętości pni drzew, zachodzący zarówno w cyklu sezonowym, jak i dobowym, składa się z pęcznienia i kurczenia tkanek (Deslauriers i in. 2003; Mäkinen i in. 2008). Zimą podczas mrozów woda znajdująca się w żywych komórkach (kambium, łyko) przedostaje się do drewna, powodując znaczny skurcz czyli zmniejszenie się obwodu pnia. Woda w drewnie ma wyższy punkt zamarzania niż woda w łyku, co sprawia, że woda w drewnie zamarza szybko, na skutek czego obniża się w nim potencjał wodny. Jest on uzupełniany przez wodę, która do tej pory znajdowała się w żywych komórkach łyka. Jej odpływ do drewna powoduje ich skurcz i zmniejszenie się obwodu pnia. Mechanizm ten ma na celu ochronę żywych komórek przed uszkodzeniem przez mróz. Podczas odwilży, kiedy woda zamrznięta w ksylemie topnieje, potencjał wodny w drewnie staje się wyższy niż w żywych komórkach, w wyniku czego woda przedostaje się z drewna do żywych komórek, powodując ich napęcznienie i wzrost obwodu pnia (Zweifel, Häslér 2000). Zjawisko to występuje wiosną na dużą skalę, kiedy łyko i kambium nasączają się wodą, jeszcze przed rozpoczęciem przyrostu radialnego (Turcotte i in. 2009). Z kolei pęcznienie pni drzew w okresie letnim powodowane jest spowolnieniem procesu transpiracji w warunkach dużej wilgotności powietrza wywołanej np. opadami (Herzog i in. 1995). Mechanizm dobowej zmiany objętości pnia, na który składa się kurczenie się za dnia i pęcznienie nocą, również wynika z transportu wody między tkankami. Wykazano, że mechanizm ten związany jest z transpiracją – w jej wyniku potencjał wodny w ksylemie unika obniżeniu, co skutkuje przemieszczaniem się wody z łyka do drewna, a elastyczne tkanki (kambium, łyko, parenchyma) postrzegane być mogą jako swoisty rezerwuuar wody (np. Dobbs, Scott 1971; Herzog i in. 1995; Zweifel i in. 2000; Turcotte i in. 2011). Aczkolwiek dodać należy, że istnieją także badania sugerujące zupełny brak związku między mechanizmem dobowych zmian objętości pni a transpiracją, gdzie zarejestrowano obecność tych zmian również po usunięciu całego aparatu asymilacyjnego. W opracowaniu tym potwierdzono, że zmiany objętości pni w cyklu dobowym związane były ze zmieniającą się wilgotnością względną powietrza przy powierzchni pni, a więc odzwierciedlały higroskopijne właściwości kory (Lövdahl, Odín 1992).

Czynniki pogodowe tłumaczyć mogą nawet ponad połowę odwracalnej zmienności obwodu pni (Downes i in. 1999; van der Maaten i in. 2013), zarówno sezonowych, jak i dobowych. Istniejące badania jako kluczowe wskazują m.in. opady bądź ich brak czyli susze, zmiany średniej i maksymalnej temperatury powietrza, zawartość wody w glebie (Herzog i in. 1995; Downes i in. 1999; Deslauriers i in. 2003; Turcotte i in. 2011; King i in. 2013;

van der Maaten i in. 2013; Vieira i in. 2013; Nalevanková i in. 2018). Należy przy tym zaznaczyć, że drzewa reagują na zmieniające się warunki pogodowe z opóźnieniem, a uwzględnienie go w badaniach zwiększa siłę korelacji między przyrostem radialnym a warunkami pogodowymi (Downes i in. 1999; van der Maaten i in. 2013).

Dendrometry rejestrują oba rodzaje zmian obwodu pni, opisane powyżej, a więc zarówno nieodwracalny przyrost obwodu pnia na skutek formowania się drewna przez podział komórek i ich wzrost, jak i odwracalne kurczenie się i pęcznienie pnia powodowane wahaniami ilości wody w drewnie. Dlatego też dostarczane przez nie dane na temat aktualnego przyrostu drzew na grubość powinny być interpretowane z ostrożnością (Deslauriers i in. 2007b). Początek przyrostu obwodu pnia zarejestrowany na dendrometrze może być wcześniejszy nawet o ponad 20 dni niż początek wytwarzania drewna wyznaczony przy pomocy mikrowywiertów i mikronakłuć (tzw. *pinning*) czyli nakłuwania drzewa cienką igłą tak, aby uszkodzić kambium i móc zaobserwować, w którym miejscu na słoju rocznym komórki zmieniają swój wygląd i powstaje blizna. Z kolei termin zakończenia zmian obwodu pnia wyznaczony za pomocą dendrometru może być późniejszy o tydzień niż koniec przyrostu komórek drewna (Mäkinen i in. 2008). Ponadto, wczesna obserwacja przyrostu obwodu pnia może być w rzeczywistości spowodowana wiosennym nasączeniem się kambium i łyka wodą (Deslauriers i in. 2003; Turcotte i in. 2009). Dendrometry, mimo opisanych powyżej kwestii wymagających uwzględnienia w interpretacji wyników, bez wątplenia dostarczają cennych danych w procesie poznawania mechanizmów sterujących zmianami obwodu pni drzew oraz ich przyrostem radialnym, w tym m.in. wpływu poszczególnych czynników środowiska (van der Maaten i in. 2013).

Dla procesu ksylogenezy kluczowa jest temperatura i fotoperiodyzm. Temperatura wpływa na aktywność metaboliczną podczas podziałów komórek kambium i różnicowania się komórek ksylemu, zaś fotoperiod określa czas maksymalnego przyrostu radialnego (Rossi i in. 2006; Ježik i in. 2016). Dlatego też warunki klimatyczne i meteorologiczne są jednymi z najważniejszych czynników dla procesu przyrostu drzew na grubość (Fritts 1976). W ostatnich latach, charakteryzujących się dużymi wahaniami warunków klimatycznych, obserwowane są liczne oznaki stresu i osłabienia u drzew (np. Allen i in. 2010; Anderegg i in. 2015). Prognozy dla Europy przewidują utrzymanie się dotychczasowych trendów zmian klimatu, w tym wzrost średniej temperatury powietrza, zmiany sumy opadów, spadek zachmurzenia, skrócenie okresu zalegania pokrywy śnieżnej, obniżenie zawartości wody w glebie oraz znaczny wzrost częstotliwości i intensywności zjawisk ekstremalnych, takich jak np. powódzie czy susze (Giorgi i in. 2004; Zajączkowski i in. 2013). Warto przy tym dodać, że zmiany te charakteryzować się będą najprawdopodobniej sporym zróżnicowaniem regionalnym (Giorgi i in. 2004). Dla strefy klimatycznej Puszczy Białowieskiej, IPCC (Międzynarodowy Panel Zmian Klimatycznych) prognozuje do końca XXI wieku wzrost średniej temperatury rocznej o 2–3°C wiosną i o 3–4°C w pozostałych porach roku. Rozkład opadów w ciągu roku zmieni się, ich suma zmniejszy się o ok. 10% w sezonie letnim i zwiększy się o podobną ilość w sezonie zimowym. Zmianom tym towarzyszyć będą także inne zjawiska, jak: skrócenie zalegania pokrywy śnieżnej, wzrost prędkości wiatru czy spadek zachmurzenia (IPCC 2007). Reakcja drzew na wspomniane – tak złożone i wielokierunkowe – zmiany będzie najprawdopodobniej równie złożona.

W związku z powyższym analizowanie relacji między warunkami meteorologicznymi a przyrostem radialnym drzew jest kwestią bardzo istotną. Wiadomo, że wpływ warunków meteorologicznych na wzrost grubości pnia zmienia się w ciągu roku (Downes i in. 1999;

van der Maaten i in. 2013). W badaniach przeprowadzonych na buku zwyczajnym (*Fagus sylvatica* L.) odnotowano dodatnią korelację przyrostu drzew z temperaturą powietrza na początku roku. Od początku lipca korelacja temperatury i przyrostu zaczęła spadać, przyjmując nawet ujemne wartości. W tym samym czasie zaczęła wzrastać korelacja przyrostu z opadami (van der Maaten i in. 2013). Podobne wyniki otrzymano w badaniach północno- i środkowoamerykańskiego gatunku sosny, *Pinus hartwegii* Lindl., gdzie wykazano, iż późną wiosną (kwiecień–maj) przyrost radialny był najbardziej skorelowany z temperaturą (w szczególności z temperaturą gleby) oraz z promieniowaniem słonecznym, natomiast na początku lata (czerwiec–lipiec) z wilgotnością i opadami. Późnym latem korelacja z czynnikami meteorologicznymi była bardziej zróżnicowana (Biondi, Hartsough 2010). Ponieważ czynniki meteorologiczne mają tak istotny wpływ na przyrost drzew na grubość, włączenie danych meteorologicznych do analizy tego procesu wydaje się kluczowe, szczególnie ze względu na umożliwienie pełniejszej interpretacji uzyskiwanych wyników oraz ewentualnego modelowania przyrostu radialnego drzew w przyszłości (Korpela i in. 2008).

Głównym celem badań z wykorzystaniem dendrometrów przeprowadzonych w projekcie ForBioSensing było poszerzenie stanu wiedzy na temat aktualnego przyrostu na grubość głównych gatunków drzew Puszczy Białowieskiej w różnych warunkach siedliskowych. Celem niniejszego rozdziału jest wskazanie potencjału zebranych przy pomocy dendrometrów danych w określeniu, jak kształtowały się zmiany obwodu pni drzew wybranych gatunków w różnych siedliskach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020. W celu zobrazowania zróżnicowania warunków meteorologicznych na terenie Puszczy Białowieskiej w analizowanym okresie, w rozdziale zaprezentowano jego charakterystykę w porównaniu do wartości średnich wieloletnich (1951–2020).

8.2. Materiały i metody

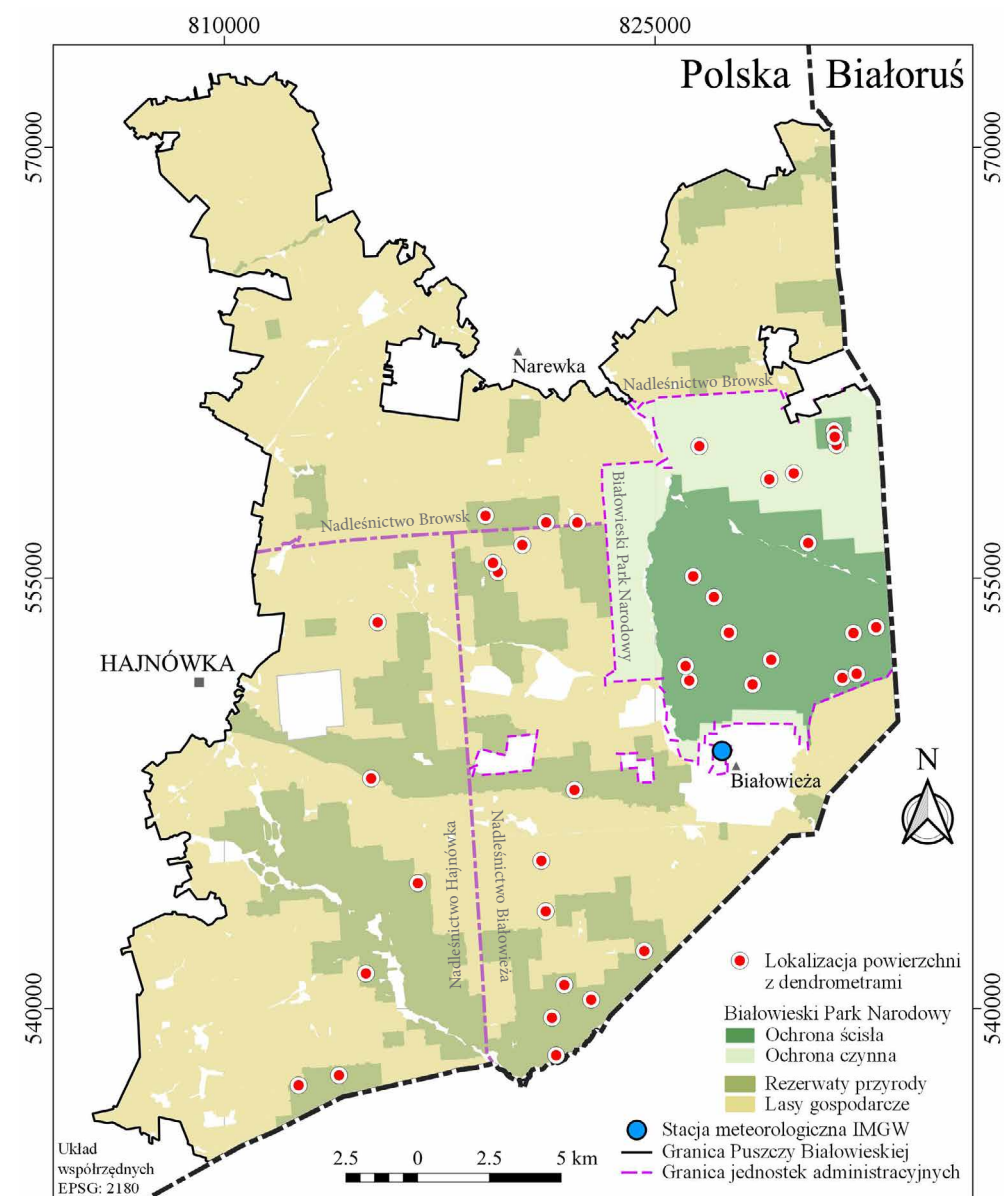
8.2.1. Prace terenowe

Do obserwacji zmian obwodu pni drzew w Puszczy Białowieskiej, spośród kilku istniejących metod (Mäkinen i in. 2008; Drew, Downes 2009), wybrano zautomatyzowany pomiar przy użyciu dendrometrów taśmowych DRL26. Są to urządzenia o automatycznym trybie pomiaru i rejestracji danych, które mierzą obwód pnia oraz temperaturę powietrza w zadanym interwale czasowym (1 godzina). Konserwacja ogranicza się do co kilkumiesięcznego sprawdzenia stanu urządzeń przy okazji odczytu danych. Niska pracochłonność prac terenowych pozwoliła na obsługę dużej liczby dendrometrów. Łącznie na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej zainstalowano 278 urządzeń. Dendrometry zostały zawieszono w 2015 roku na drzewach dziesięciu gatunków: sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) – So, świerk pospolity (*Picea abies* (L.) Karst.) – Św, dąb szypułkowy (*Quercus robur* L.) – Db, klon pospolity (*Acer platanoides* L.) – Kl, lipa drobnolistna (*Tilia cordata* Mill.) – Lp, jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior* L.) – Js, grab pospolity (*Carpinus betulus* L.) – Gb, olsza czarna (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) – Ol, wiąz (*Ulmus* spp.) – Wz, brzoza (*Betula* spp.) – Brz. Do instalacji urządzeń wybrano drzewa górujące i panujące czyli osobniki z I i II klasy Krafta (1884). W celu uniknięcia kradzieży bądź zniszczenia dendrometrów zawieszono je na pniach drzew na wysokości ok. 4,5 m od poziomu gruntu (ryc. 8.1). Urządzenia rozwieszono na 38 specjalnie w tym celu założonych powierzchniach badawczych, zlokalizowanych w drzewostanach

ponad stuletnich w różnych siedliskach, reprezentujących główne zbiorowiska leśne Puszczy Białowieskiej. Typ siedliskowy lasu był określany dla każdego drzewa oddzielnie podczas zawieszania dendrometru. Powierzchnie badawcze rozmieszczone zostały na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej, na obszarach o różnych kategoriach ochronności: w Białowskim Parku Narodowym (w tym w jego części objętej ochroną ścisłą) (18 powierzchni, 128 dendrometrów), w rezerwach przyrody (15 powierzchni, 110 dendrometrów) oraz w lasach gospodarczych na terenie Nadleśnictw: Białowieża, Browsk i Hajnówka (5 powierzchni, 40 dendrometrów) (ryc. 8.2). Średnia odległość powierzchni badawczej z dendrometrami od stacji meteorologicznej Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego (IMGW) w Białowieży, z której pochodzą uwzględnione w tym rozdziale dane meteorologiczne (więcej szczegółów w: „Analizy danych”), to 9 km (minimalna odległość to 2,7 km, a maksymalna to 18,6 km). Odczyty danych z dendrometrów były prowadzone co ok. trzy miesiące metodą bezdotykową z wykorzystaniem łączności na podczerwień, za pomocą czujnika osadzonego na wysięgniku, dzięki czemu odczyt następował z poziomu gruntu. Podczas każdego pobierania danych z dendrometru sprawdzano jego stan oraz kondycję drzewa, na którym urządzenie było zawieszane. W przypadku zamarcia, złamania, przewrócenia drzewa lub uszkodzenia urządzenia, dendrometr był wymieniany lub przewieszany na sąsiadujące drzewo tego samego gatunku o podobnych wymiarach. W niektórych przypadkach, kiedy znalezienie odpowiedniego drzewa w obrębie danej powierzchni badawczej okazywało się niemożliwe, konieczne było przewieszenie dendrometru na inną powierzchnię badawczą reprezentującą to samo siedlisko.



Rycina 8.1. Montaż dendrometru na dębie na jednej z powierzchni badawczych projektu ForBioSensing w polskiej części Puszczy Białowieskiej (fot. L. Morel)



Rycina 8.2. Mapa rozmieszczenia powierzchni badawczych z dendrometrami projektu ForBioSensing w polskiej części Puszczy Białowieskiej

8.2.2. Analizy danych

Dane z dendrometrów analizowano w podziale na grupy siedliskowe, utworzone poprzez złączenie typów siedliskowych lasu. Grupy te reprezentują główne zbiorowiska leśne Puszczy Białowieskiej: lasy liściaste, głównie grądy (w dalszej części: „grądy”), bory oraz olsy i łęgi (tab. 8.1).

Tabela 8.1. Podział powierzchni badawczych z dendrometrami na grupy siedliskowe. Lśw – las świeży, LMśw – las mieszany świeży, Lw – las wilgotny, LMw – las mieszany wilgotny, BMw – bór mieszany wilgotny, Bśw – bór świeży, BMśw – bór mieszany świeży, Bw – bór wilgotny, Ol – ols, OlJ – ols jesionowy

Grupa siedliskowa	Typ Siedliskowy Lasu	Liczba dendrometrów
Grądy	Lśw, LMśw, Lw, LMw, BMw jeżeli w 1. piętrze występuje dąb	175
Bory	Bśw, BMśw, Bw, BMw	54
Olsy i łęgi	Ol, OlJ	49
Suma		278

W niniejszym rozdziale zaprezentowano wyniki uwzględniające jedynie te drzewa, na których dendrometr nieprzerwanie rejestrował zmiany obwodu pnia minimum od początku okresu zimowego 2016 roku (czyli od początku zimy 2015/2016) do końca okresu wegetacyjnego 2020 roku. Odrzucono drzewa martwe oraz zamierające. Tak powstały zbiór podzielony na grupy gatunkowo-siedliskowe. Grupa gatunkowo-siedliskowa to zbiór drzew danego gatunku, rosnących w siedliskach wchodzących w skład danej grupy siedliskowej (tab. 8.1). Analizowano jedynie grupy o liczebności co najmniej czterech drzew. Łącznie w analizach uwzględniono 193 drzewa (tab. 8.2).

Tabela 8.2. Pierśnica (średnica pnia na wysokości 1,3 m od powierzchni ziemi) i liczba osobników poszczególnych gatunków drzew w grupach siedliskowych, wybranych do analiz w niniejszym rozdziale

Gatunek\ Grupa siedliskowa	Bory	Pierśnica (cm) średnia (min–max)	Grądy	Pierśnica (cm) średnia (min–max)	Olsy i łęgi	Pierśnica (cm) średnia (min–max)	Suma
Brzoza spp.	5	37,0 (25,8–56,4)	15	52,0 (37,2–72,8)			20

Dąb szypułkowy			28	93,6 (49,8–138,0)			28
Grab zwyczajny			20	53,2 (39,8–64,5)			20
Jesion wyniosły			10	66,2 (45,2–99,8)	4	77,4 (62,5–85,0)	14
Klon zwyczajny			22	69,5 (52,6–96,5)			22
Lipa drobnolistna			19	81,4 (46,8–125,5)			19
Olsza czarna			6	64,0 (51,0–83,0)	17	59,5 (37,0–115,0)	23
Sosna zwyczajna	22	57,0 (37,5–74,2)	8				30
Świerk pospolity	4	46,9 (42,0–56,5)	6				10
Wiąz spp.			7	60,0 (41,0–87,5)			7
Suma	31		141		21		193

Dla każdej ww. grupy gatunkowo-siedliskowej obliczono średnią, medianę oraz zmienność (w przypadku sezonu wegetacyjnego – dla poszczególnych lat, zaś w przypadku sezonu zimowego – dla poszczególnych zim w okresie 2016–2020) sezonowych zmian obwodu pnia w sezonie wegetacyjnym i zimowym, dla których dokonano oddzielnych obliczeń. W analizach zmian obwodu pnia drzew w okresie 2016–2020 jako sezon zimowy przyjęto okres poza sezonem wegetacyjnym. Obliczeń dokonano zarówno dla meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW), jak i dla leśnego okresu wegetacyjnego (LOW). Ze względu na małą wrażliwość tej miary zmienności na wartości odstające, zmienność obliczono jako różnicę między pierwszym a trzecim kwartylem. W niniejszym

rozdziale jako przyrost obwodu pni drzew przyjęto zmiany obwodu pni drzew w sezonie wegetacyjnym (por. „Wstęp”).

Dane meteorologiczne, użyte do charakterystyki warunków meteorologicznych w okresie 2016–2020, pochodziły ze stacji meteorologicznej zlokalizowanej w centrum Polany Białowieskiej, na terenie wsi Białowieża. Właścicielem danych jest Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy (IMGW, www.dane.imgw.pl). Dane IMGW były przetwarzane na potrzeby opracowania niniejszego rozdziału.

Początek i koniec meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) oraz leśnego okresu wegetacyjnego (LOW) wyznaczono według metody Huculaka i Makowca (1977) (za: Bartoszek i in. 2012). Za początek okresu wegetacyjnego uznano pierwszy dzień o średniej temperaturze dobowej równej lub przekraczającej temperaturę progową (5°C dla MOW oraz 10°C dla LOW), od którego to dnia skumulowane szeregi odchyleń średniej temperatury dobowej od temperatury progowej do końca pierwszego półrocza osiągały wartości dodatnie. Za koniec okresu wegetacyjnego uznano pierwszy dzień o temperaturze równej lub niższej od temperatury progowej, od którego to dnia skumulowane szeregi odchyleń średniej temperatury dobowej od temperatury progowej do końca roku osiągały wartości ujemne.

W celu porównania okresu 2016–2020 ze średnią wieloletnią z okresu 1951–2020 przeprowadzono klasyfikację warunków termicznych i opadów. Klasyfikacja według Lorenca (2000) posłużyła do porównania warunków termicznych. Klasy termiczne zbudowano na podstawie średnich rocznych temperatur i odchylenia standardowego. Do średniej dodawano oraz odejmowano od 0,5 do 2,5 odchylenia standardowego, w skoku co 0,5 odchylenia standardowego, tworząc w ten sposób klasy termiczne. Następnie średnią temperaturę roczną przypisano do odpowiedniej klasy. Klasyfikacja opadów została wykonana metodą Kaczorowskiej (1962). Klasy opadów powstały z procentowego odchylenia od średniej wieloletniej ze skokiem co 25%, do których przypisano roczne sumy opadów z okresu 2016–2020.

Posłużono się także współczynnikiem hydrotermicznym Seljaninowa, który wyliczono dla każdego okresu wegetacyjnego (oraz dla średniej wieloletniej), zgodnie ze wzorem (Jendrzyszczak 2005):

$$k = (\sum P) / (0,1 * \sum T_{(sr d)})$$

gdzie:

k – współczynnik Seljaninowa;

$\sum P$ – suma opadów w okresie wegetacyjnym;

$\sum T_{(sr d)}$ – suma średnich temperatur dobowych w ciągu okresu wegetacyjnego.

Warunki zimowe w danym roku zostały opisane przy pomocy wskaźnika Paczosa (1985) do obliczania ostrości zimy (Olszewski i in. 1992). Za okres zimowy uznano czas od początku grudnia poprzedniego roku (01.12.) do końca marca danego roku (31.03.). Wskaźnik obliczono dla zim w okresie 2016–2020, określono również średnią wieloletnią dla okresu 1951–2020. Oprócz ostrości zimy wyszczególniono także liczbę dni zimowych (średnia temperatura dobowa

< 0°C), mroźnych (maksymalna temperatura dobowa < 0°C), bardzo mroźnych (minimalna temperatura dobowa < -10°C), średnią temperaturę zimy, średnią minimalną temperaturę zimy oraz sumę opadów zimowych. Wskaźnik ostrości zimy obliczono zgodnie ze wzorem:

$$Wp = (1 - 0,25T)0,8325 + 0,0144dz + 0,0087dm + 0,0045dbm - 0,0026ST$$

gdzie:

Wp – wskaźnik ostrości zimy;

T – średnia temperatura zimy w °C, liczona z temperatur średnich miesięcznych;

dz – liczba dni zimowych;

dm – liczba dni mroźnych;

dbm – liczba dni bardzo mroźnych;

ST – suma temperatur dobowych poniżej 0°C.

8.3. Wyniki

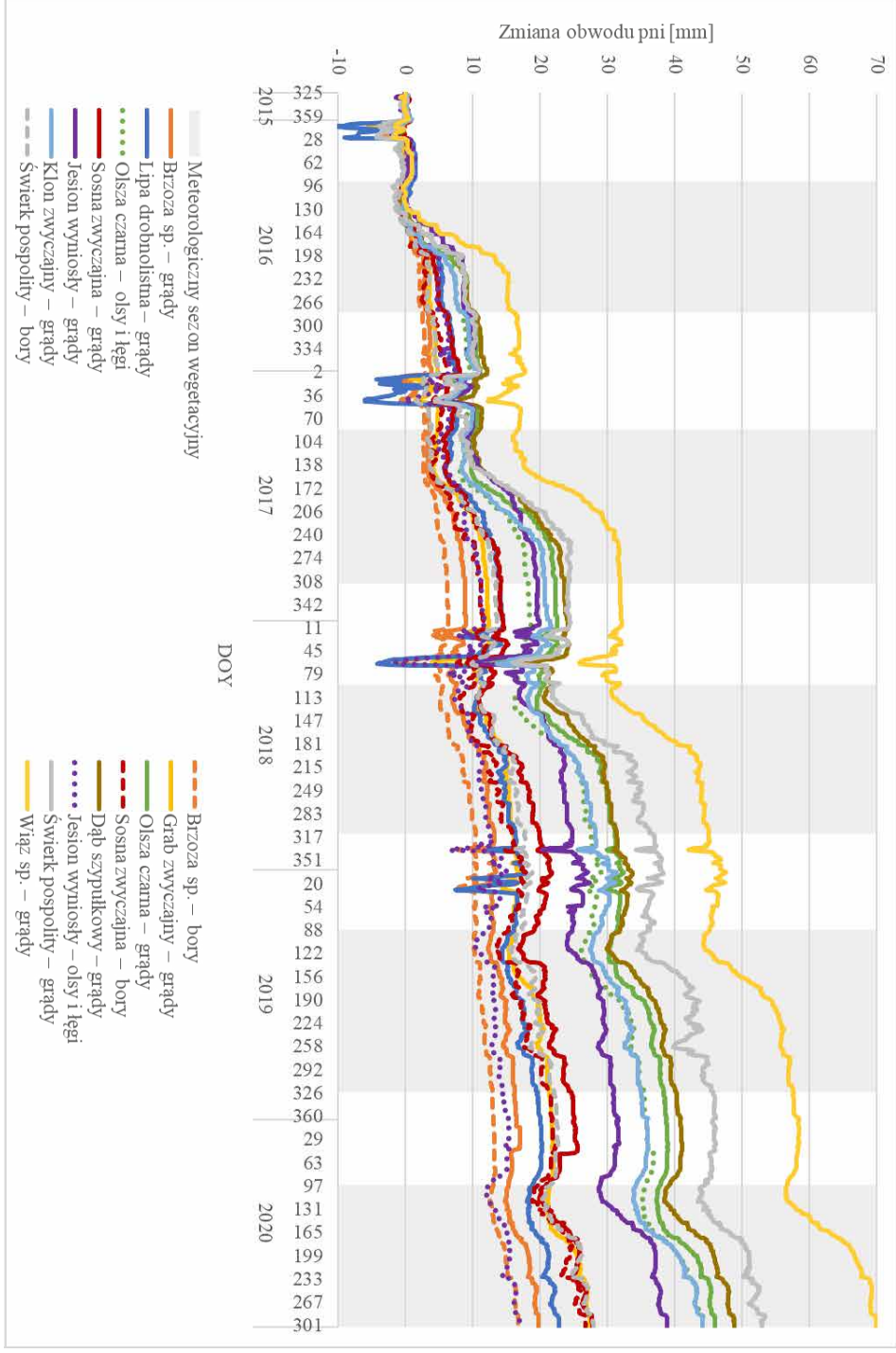
8.3.1. Zmiany grubości pni drzew w Puszczy Białowieskiej w okresie 2016–2020

8.3.1.1. Zmiany obwodu pni drzew w latach 2016–2020

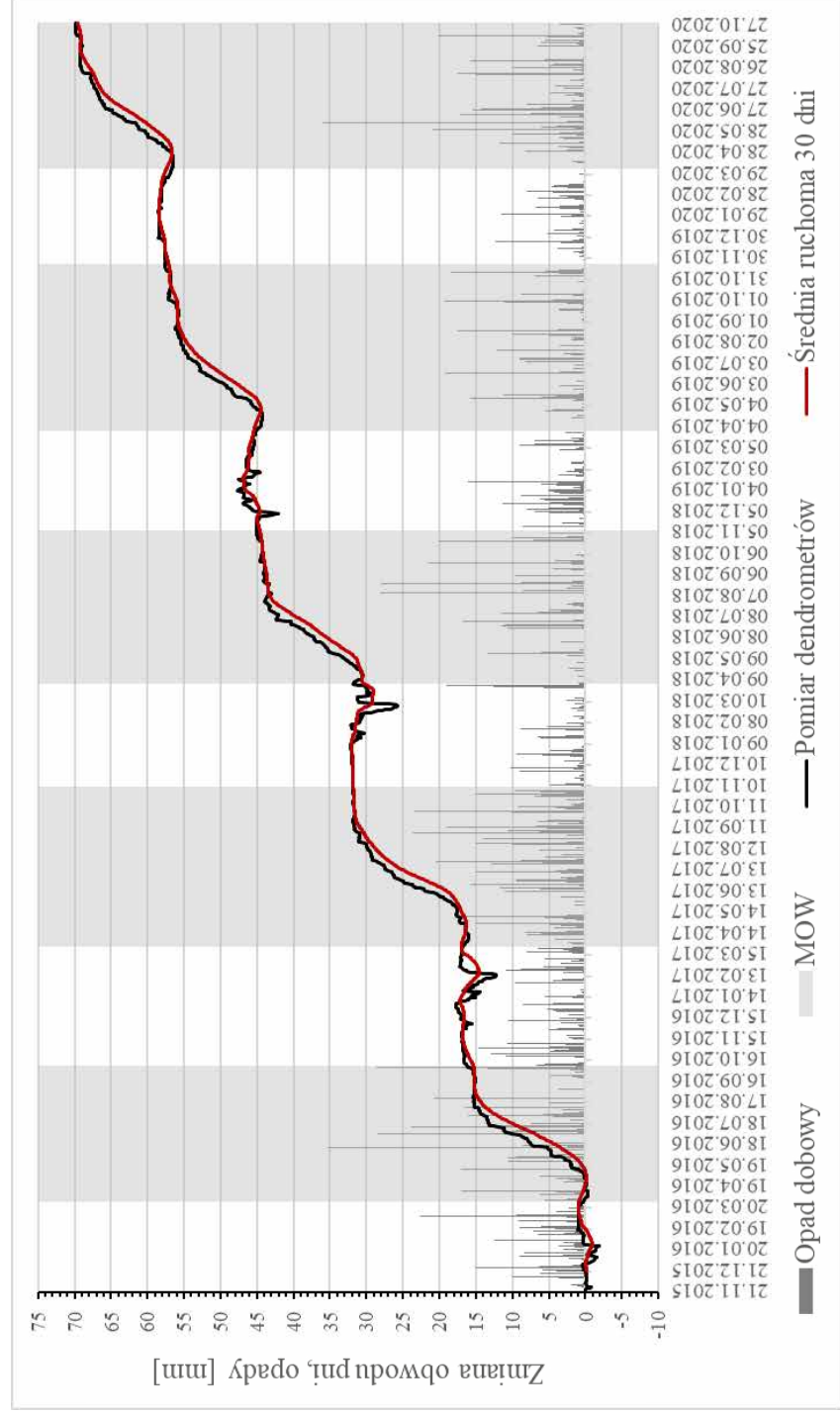
W latach 2016–2020 najwyższy przyrost obwodu pni drzew czyli zmianę obwodu pni w sezonie wegetacyjnym (por. „Analizy danych”) odnotowano u gatunków drzew rosnących w grądach, były to kolejno: wiąz (ryc. 8.3–8.4), świerk (ryc. 8.3 i 8.5), olsza (ryc. 8.3 i 8.12) i dąb szypułkowy (ryc. 8.3 i 8.7). Najniższe wartości przyrostu obwodu pni zarejestrowano dla lipy w grądach (ryc. 8.3 i 8.10) oraz brzozy w borach i grądach (ryc. 8.6). W przypadku niektórych gatunków, jak np. świerk, stwierdzono wyraźną zależność przyrostu obwodu pni od warunków siedliskowych (ryc. 8.5). W okresach zimowych rejestrowano wyraźne kurczenie się pni, przy czym na uwagę zasługuje porównanie okresów najostrzejszej zimy 2017/2018 i najłagodniejszej zimy 2019/2020 (ryc. 8.3–8.13).

8.3.1.2. Zmiany obwodu pni drzew w sezonie wegetacyjnym w latach 2016–2020

W analizowanym okresie 2016–2020 najwyższe wartości zmian obwodu pni drzew w sezonie wegetacyjnym (tj. przyrostu obwodu pni, por. „Analizy danych”) odnotowano w siedliskach grądowych. Najwyższą medianą przyrostu obwodu pni w latach 2016–2020 charakteryzował się wiąz w grądach. Gatunek ten, w szczególności w latach 2016 i 2017, osiągnął najwyższy przyrost obwodu pni (powyżej 16 mm rok⁻¹). Drugim gatunkiem

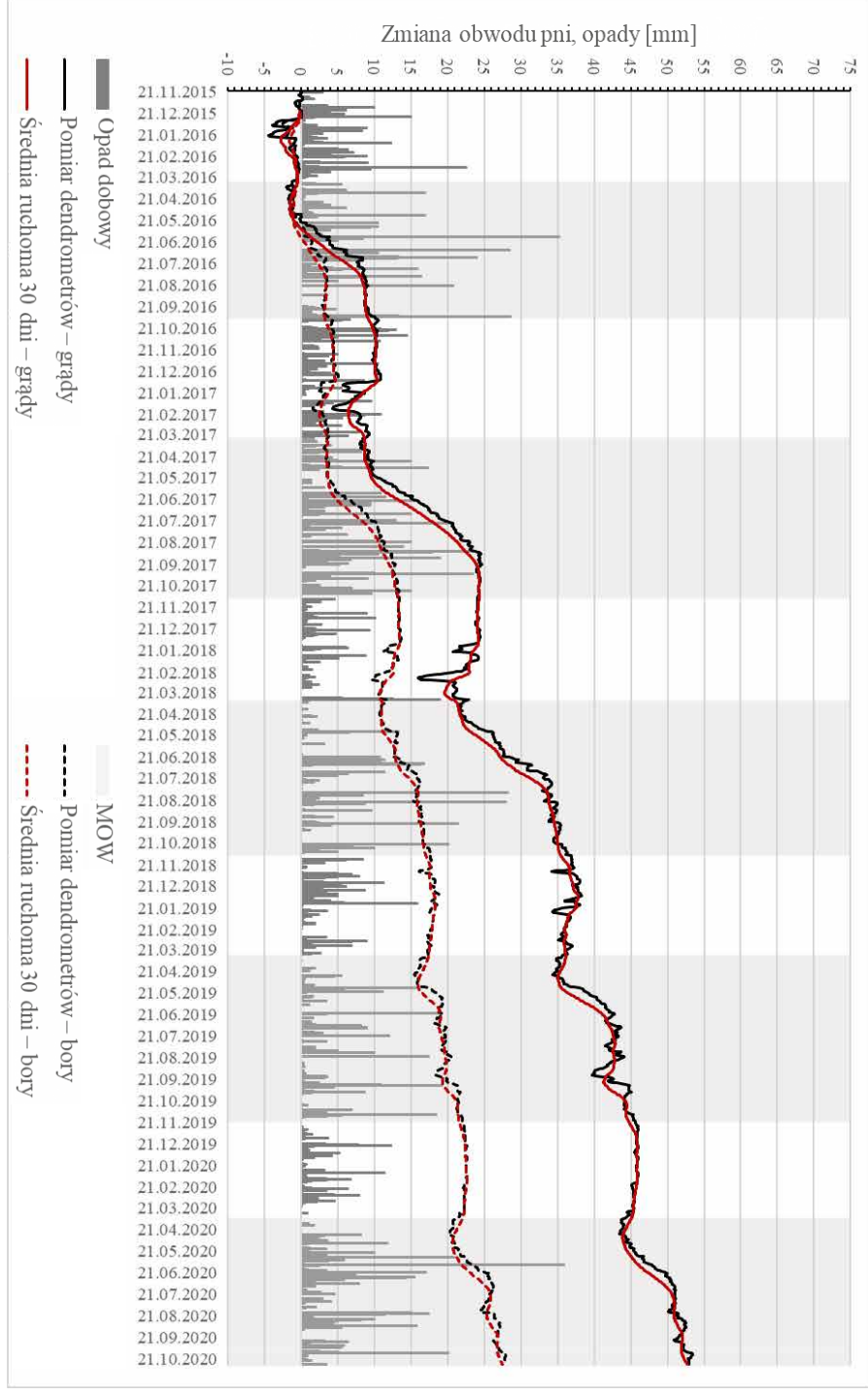


Rycina 8.3. Zmiany obwodu pni wybranych gatunków drzew w Puszczy Białowieskiej w różnych siedliskach w latach 2016-2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020). DOY – dzień roku (ang. *day of year*)

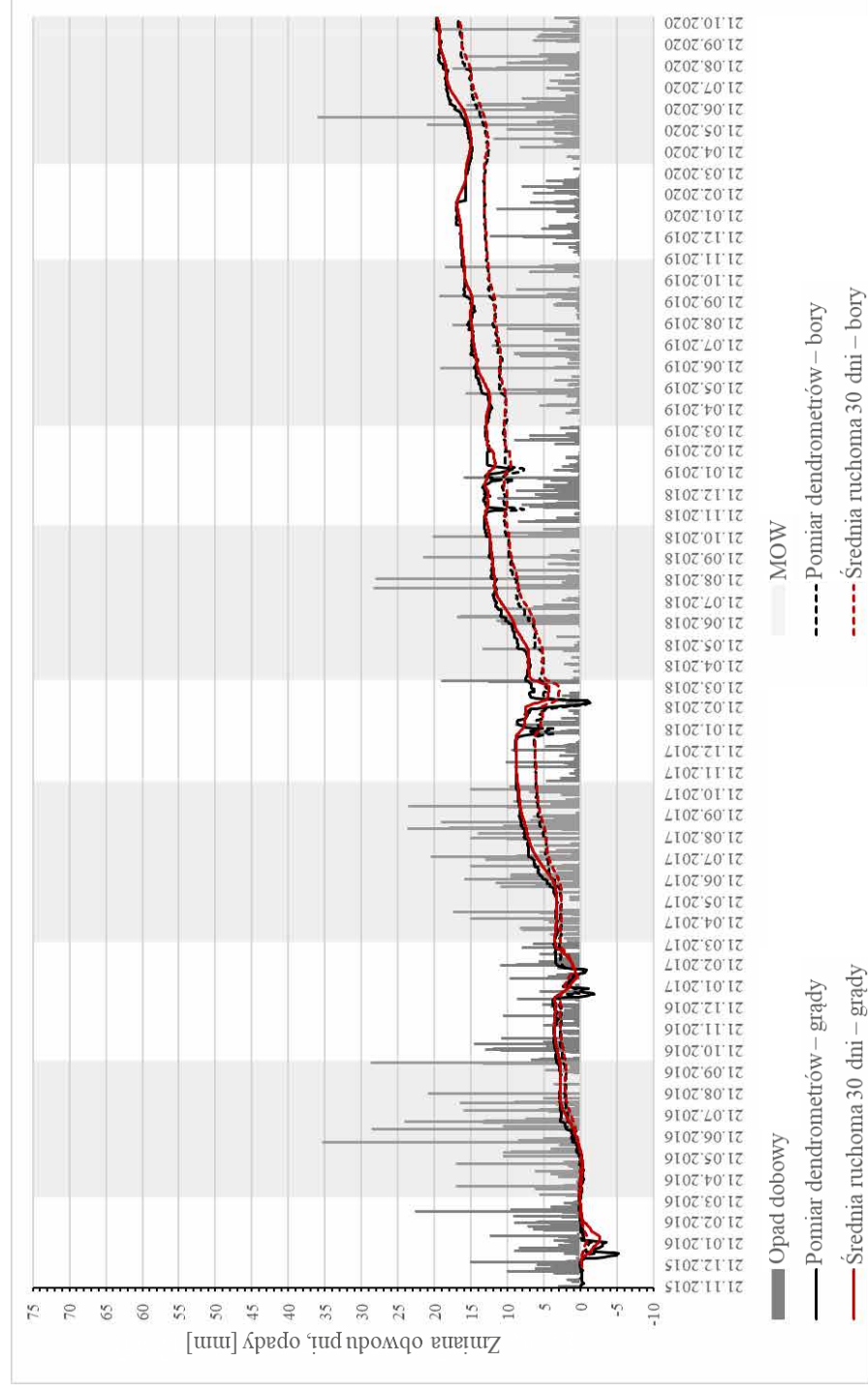


Rycina 8.4. Zmiany obwodu pni wiazu w grądach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020) ($n=7$). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby. MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny

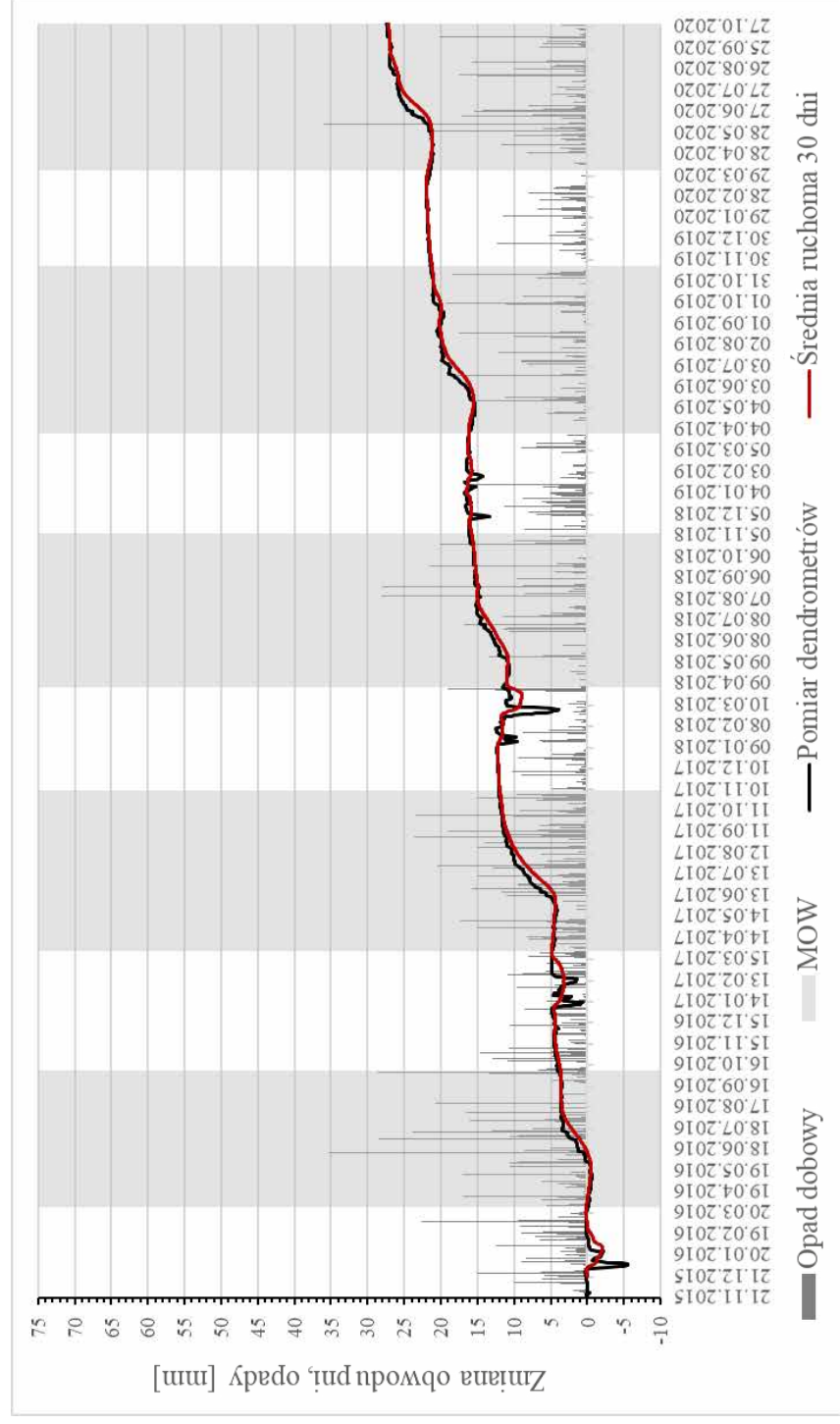
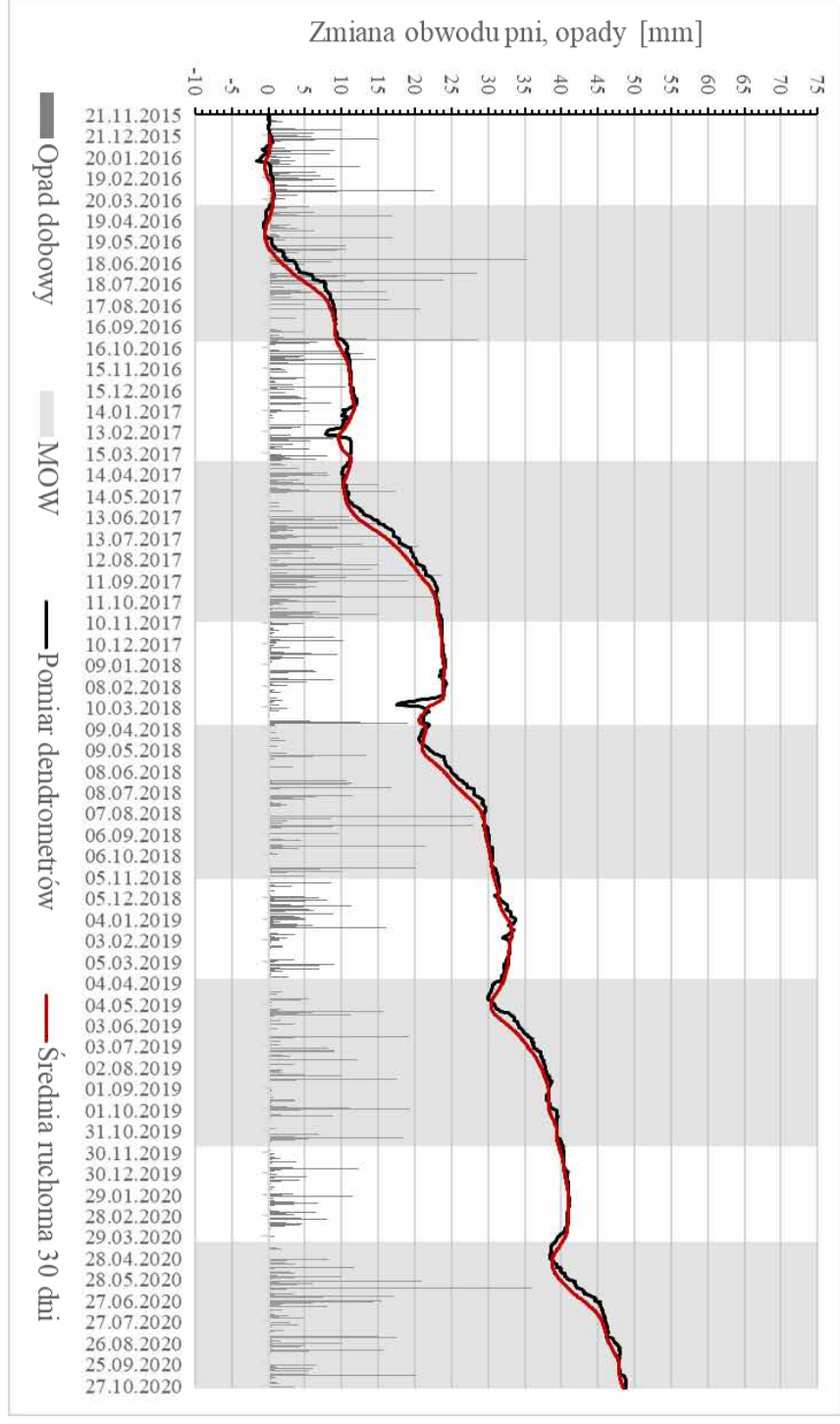
Rycina 8.5. Zmiany obwodu pni świerka w grądach (n=6) oraz w borach (n=4) Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby. Linia ciągła – grądy, linia przerywana – bory. MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny



Rycina 8.6. Zmiany obwodu pni brzozy w grądach (n=15) oraz w borach (n=5) Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby. Linia ciągła – grądy, linia przerywana – bory. MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny

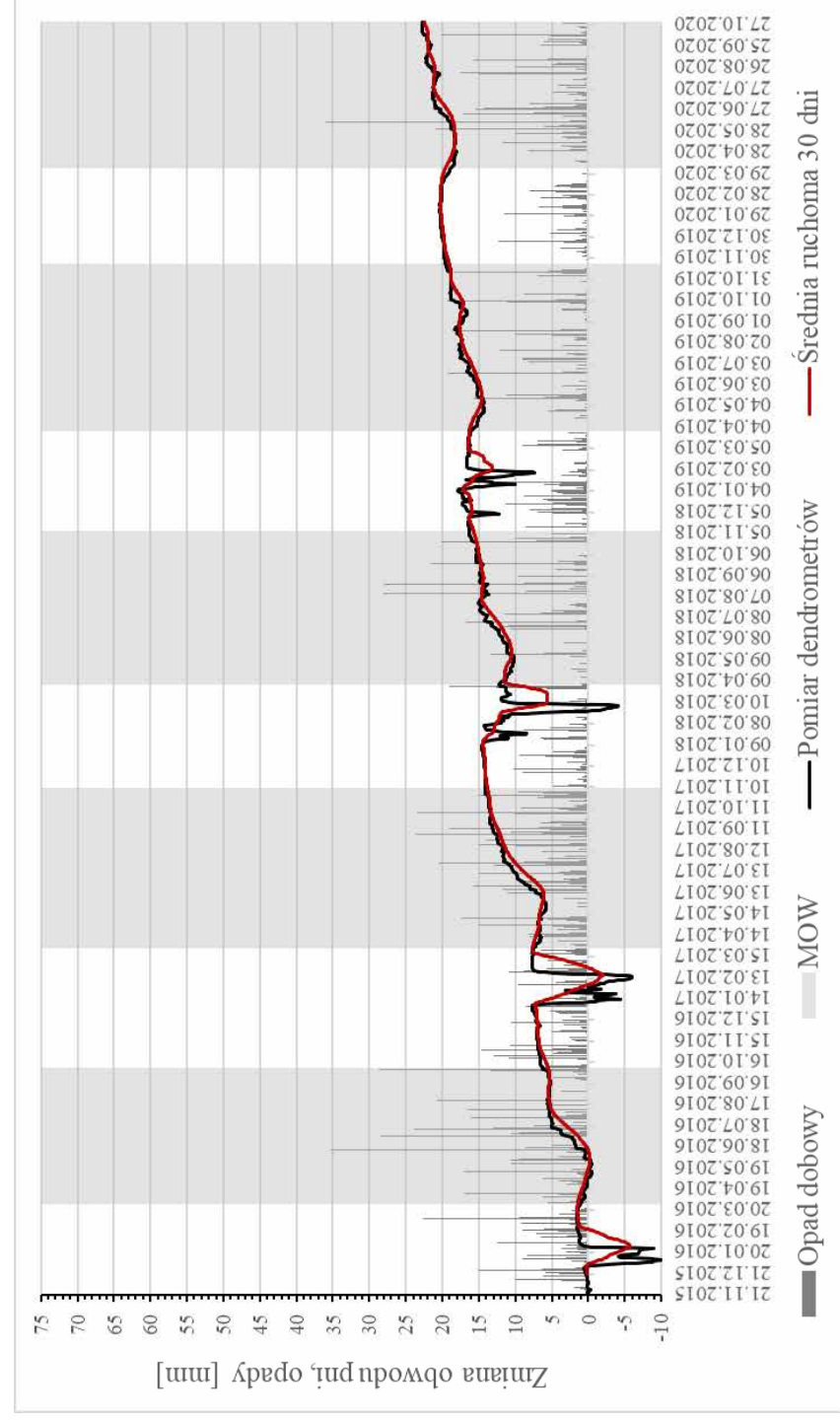
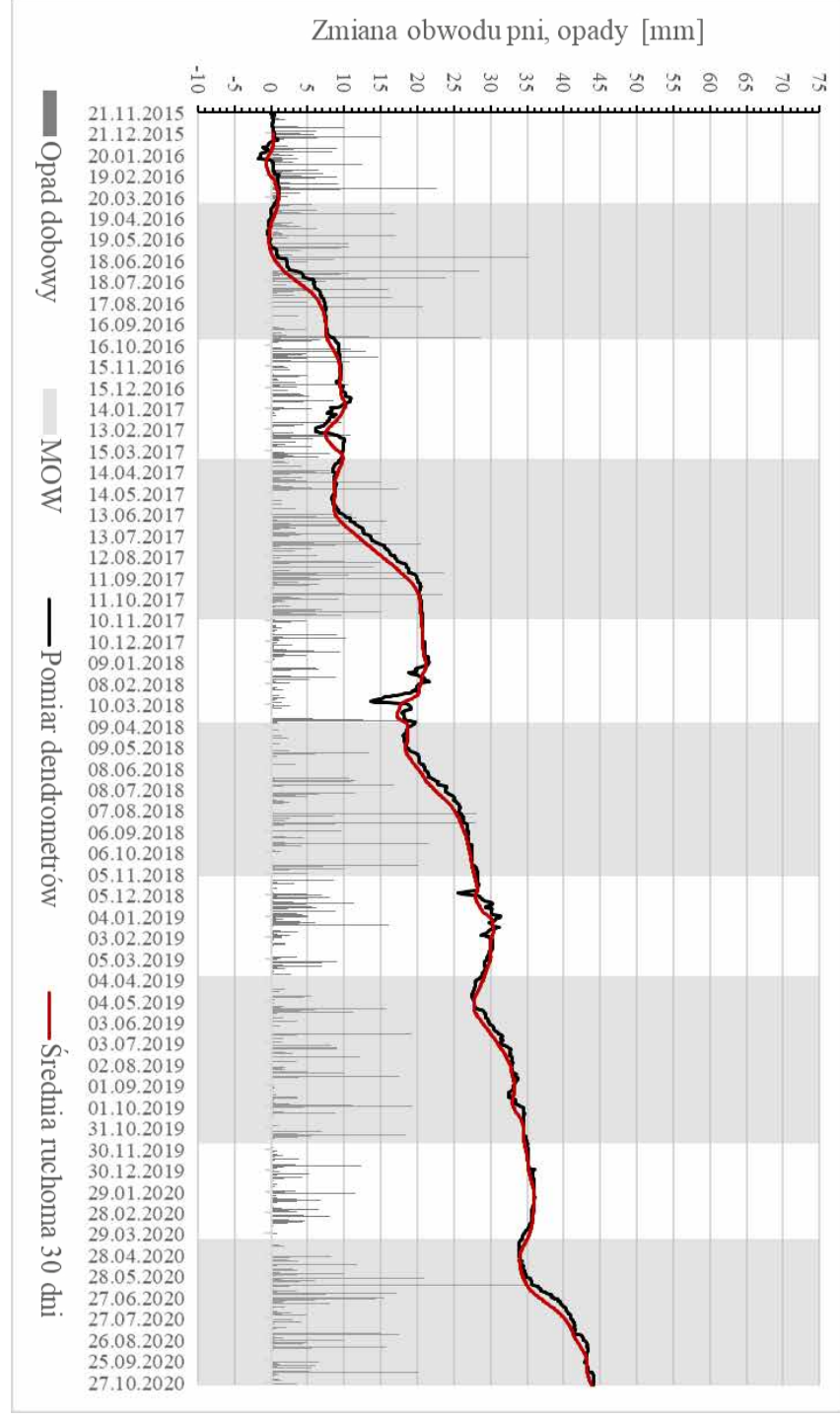


Rycina 8.7. Zmiany obwodu pni dębu w grądzach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020) (n=28). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby; czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby; MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny

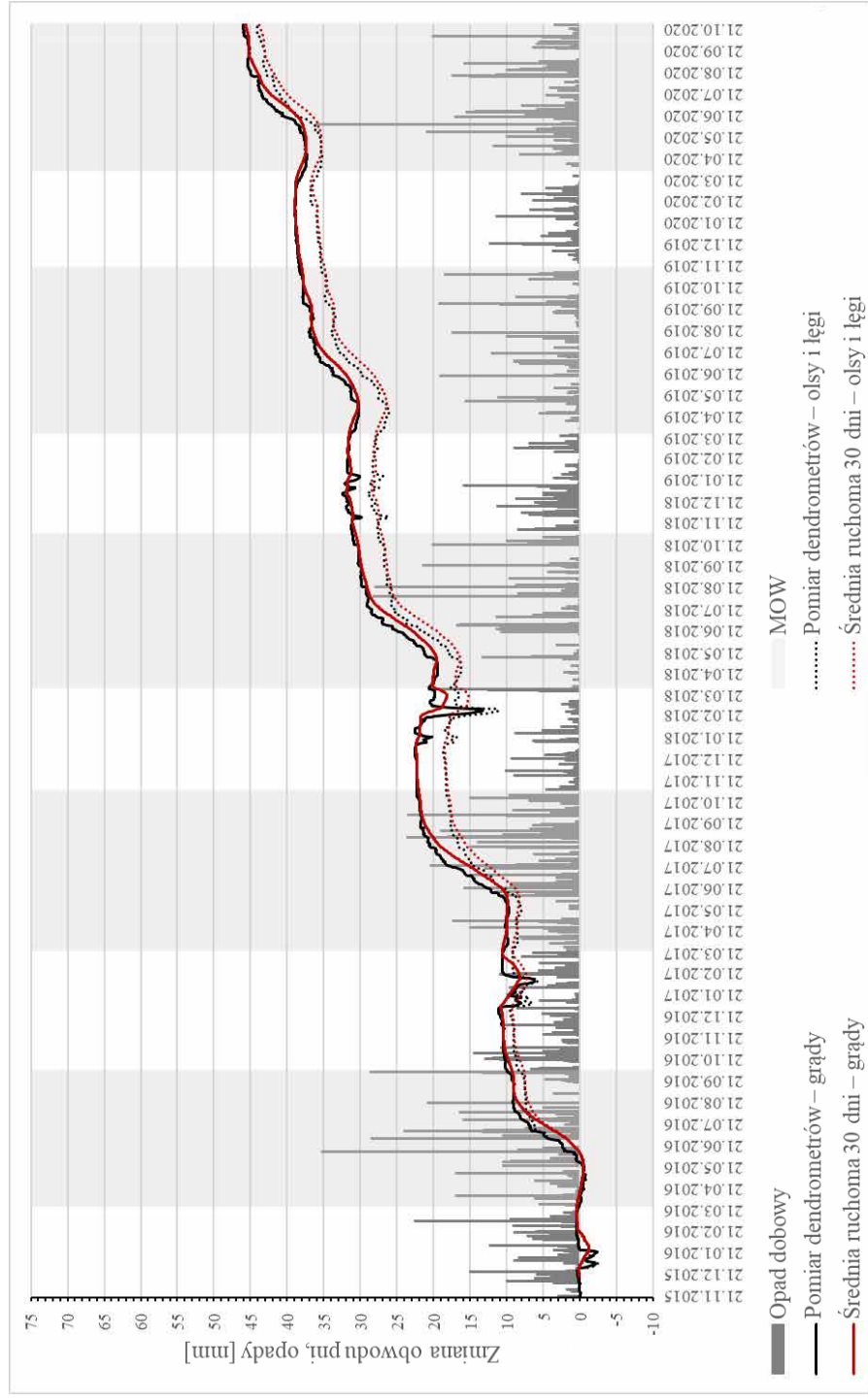


Rycina 8.8. Zmiany obwodu pni grabu w grądzach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020) (n=20). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby; czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby; MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny

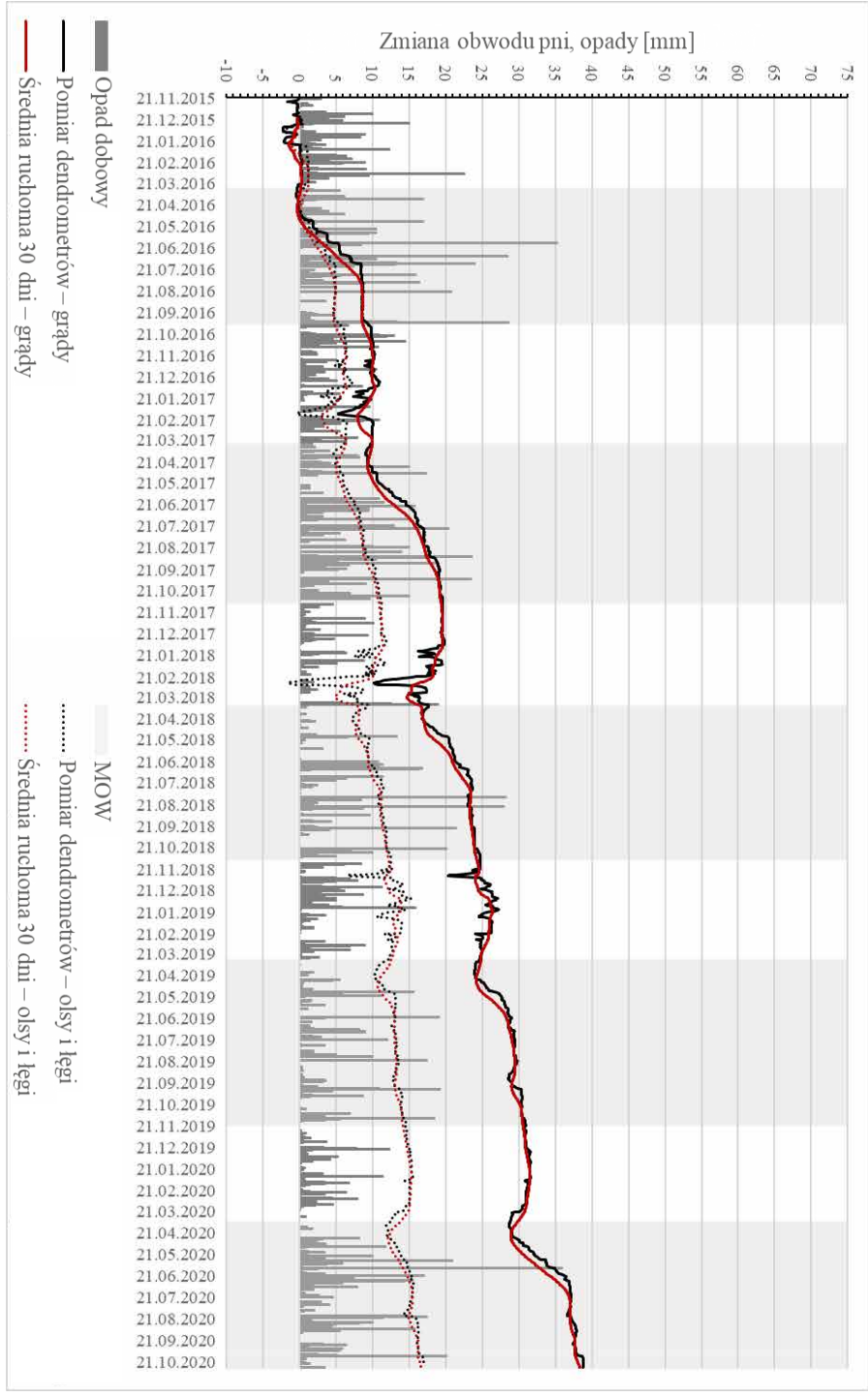
Rycina 8.9. Zmiany obwodu pni klonu w grądzach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020) (n=22). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby; MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny



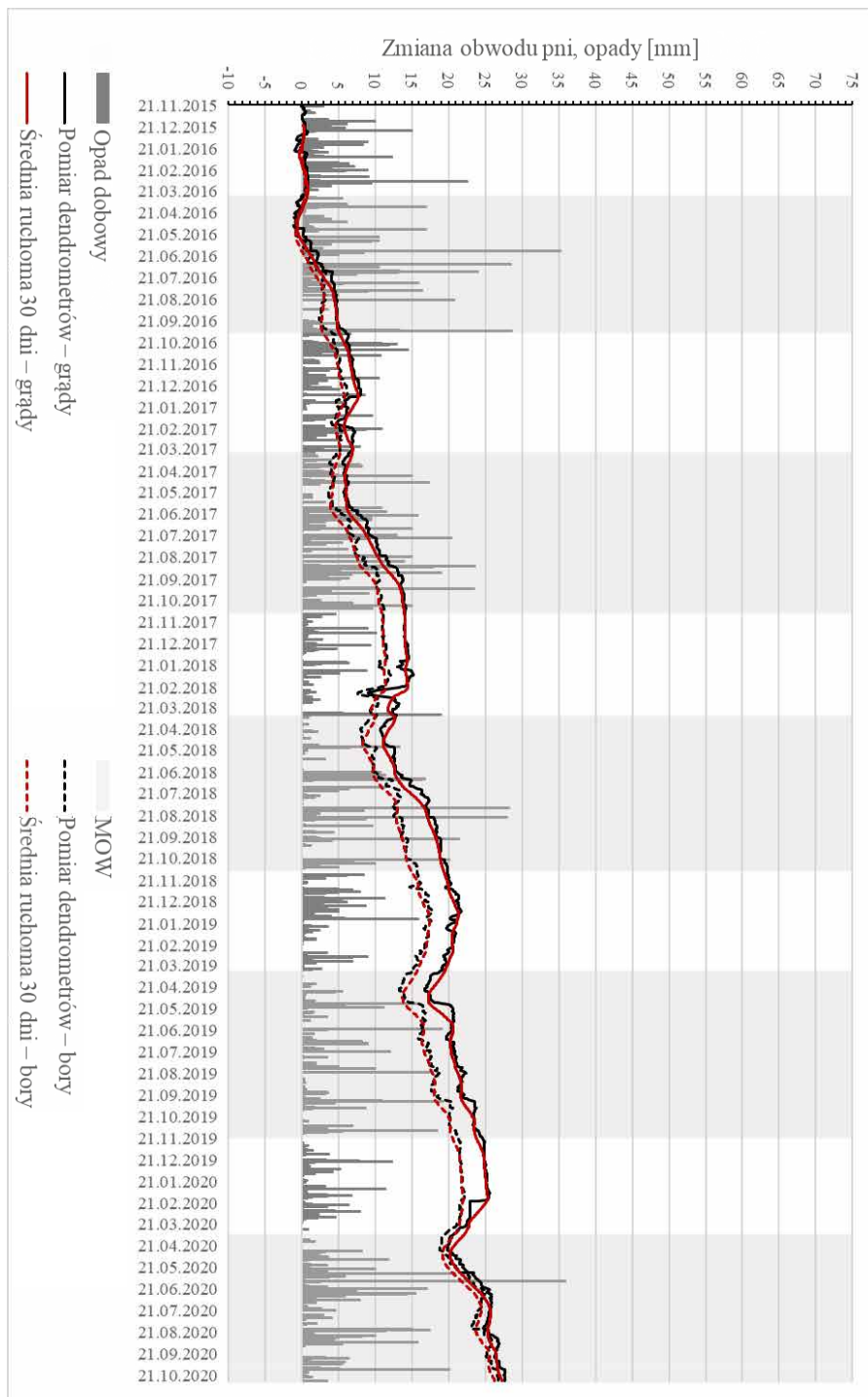
Rycina 8.10. Zmiany obwodu pni lipy w grądzach Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020) (n=19). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby; MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny



Rycina 8.12. Zmiany obwodu pni olszy w grądach (n=6) oraz w olsach i łęgach (n=17) Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby. Linia ciągła – grądy, linia kropkowana – olsy i łęgi. MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny



Rycina 8.11. Zmiany obwodu pni jesionu w grądach (n=10) oraz w olsach i łęgach (n=4) Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby. Linia ciągła – grądy, linia kropkowana – olsy i łęgi. MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny



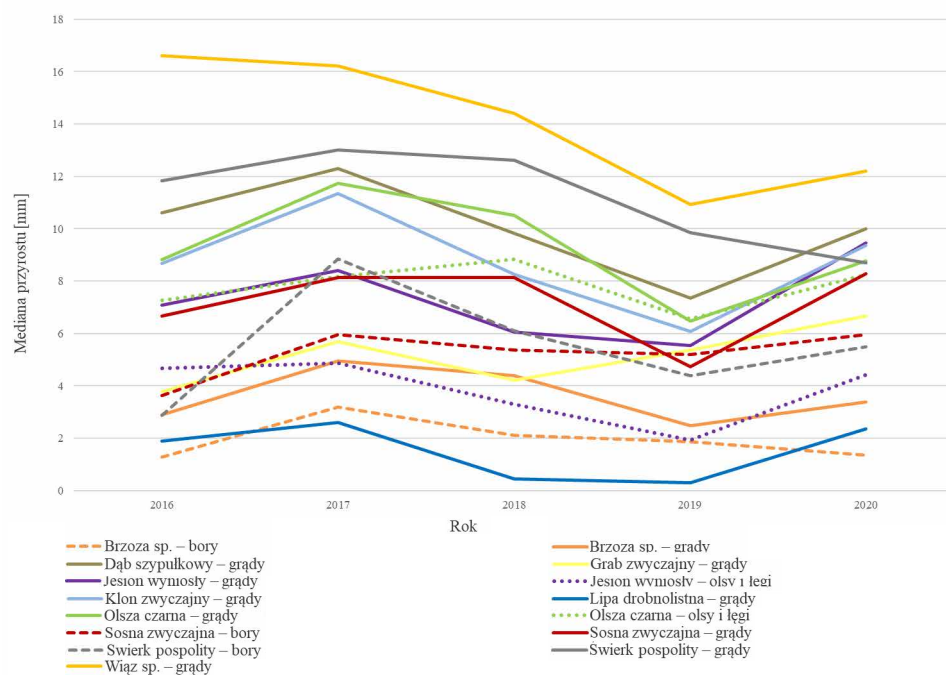
Rycina 8.13. Zmiany obwodu pni sosny w grądach (n=8) oraz w borach (n=22) Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 (od początku sezonu zimowego 2015/2016 do końca sezonu wegetacyjnego 2020). Czarna krzywa – średnia arytmetyczna dla drzew z próby, czerwona krzywa – średnia ruchoma (okno: 30 dni) ze średniej dla pomiarów wszystkich drzew z próby. Linia ciągła – grądy; linia przerywana – bory; MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny

o najwyższym przyroście obwodu pni był świerk w grądach, który z kolei najwyższe wartości (powyżej 13 mm rok⁻¹) osiągnął w 2017 roku. Trzecim gatunkiem był dąb w grądach, który najwyższe wartości przyrostu obwodu pni osiągnął również w 2017 roku. Wymienić należy także olszę oraz klon w grądach, które najwyższe wartości przyrostu obwodu pni (powyżej 11 mm) osiągnęły w 2017 roku. Z kolei gatunkami o najniższych wartościach przyrostu obwodu pni w analizowanym okresie okazały się: lipa w grądach oraz brzoza w borach i grądach (tab. 8.3, ryc. 8.14). Ciekawą cechą, którą można zaobserwować zarówno dla meteorologicznego, jak i dla leśnego okresu wegetacyjnego, jest fakt, iż większość gatunków wykazała największy przyrost obwodu pni w 2017 roku, który później malał, osiągając minimum w 2019 roku, natomiast w 2020 roku wykazując wartości przybliżone do 2018 roku (ryc. 8.3 i 8.14). Świerk oraz brzoza w grądach, a także jesion w olsach i łęgach zachowały tendencję spadkową w 2020 roku. Natomiast olsza w olsach i łęgach osiągnęła maksymalny przyrost obwodu pni w 2018 roku. Wyjątkowy był grab w grądach, który maksimum przyrostu obwodu pni osiągnął w 2020 roku (tab. 8.3, ryc. 8.14). Największą zmiennością przyrostu obwodu pni w latach 2016–2020 charakteryzowała się lipa (8,87 mm) oraz sosna (6,83 mm) w grądach. Najmniejszą zmienność wykazała brzoza w borach (1,0 mm) oraz olsza w grądach (2,11 mm) (tab. 8.4).

Tabela 8.3. Mediany przyrostu obwodu pni w okresie wegetacyjnym (meteorologicznym – MOW i leśnym – LOW) (mm) wybranych gatunków drzew w grupach siedliskowych w latach 2016–2020 w Puszczy Białowieskiej

Gatunek	Grupa siedliskowa	2016		2017		2018		2019		2020	
		MOW	LOW	MOW	LOW	MOW	LOW	MOW	LOW	MOW	LOW
Brzoza spp.	bory	1,28	1,39	3,2	2,96	2,12	1,47	1,86	1,37	1,34	1,4
Brzoza spp.	grądy	2,89	2,73	4,95	4,63	4,4	2,84	2,49	2,05	3,38	3,63
Dąb szypułkowy	grądy	10,62	10,54	12,31	12,02	9,83	8,57	7,36	7,16	9,99	9,71
Grab zwyczajny	grądy	3,77	3,83	5,68	5,51	4,22	3,56	5,37	4,12	6,66	6,59
Jesion wyniosły	grądy	7,08	6,95	8,4	7,94	6,06	4,9	5,55	3,58	9,47	7,92
Jesion wyniosły	olsy i łęgi	4,66	4,57	4,86	4,84	3,29	2,25	1,92	2,24	4,43	3,97
Klon zwyczajny	grądy	8,68	8,73	11,35	11,88	8,27	7,21	6,08	5,17	9,36	8,9

Lipa drobnolistna	grądy	1,9	2,52	2,6	2,58	0,44	-1,14	0,31	-1,39	2,35	2,49
Olsza czarna	grądy	8,81	9,21	11,73	11,55	10,5	9,36	6,46	5,82	8,77	8,46
Olsza czarna	olsy i łągi	7,27	7,65	8,17	7,99	8,83	7,44	6,55	5,94	8,25	8,25
Sosna zwyczajna	bory	3,62	4,22	5,95	5,92	5,36	3,08	5,2	3,86	5,96	5,84
Sosna zwyczajna	grądy	6,66	7,41	8,14	8,49	8,13	6,77	4,73	3,78	8,28	7,67
Świerk pospolity	bory	2,88	3,09	8,85	8,09	6,1	4,41	4,39	1,78	5,48	5,74
Świerk pospolity	grądy	11,83	11,25	13,01	12,68	12,62	11,56	9,84	4,84	8,69	8,48
Wiąz spp.	grądy	16,6	16,39	16,21	15,54	14,41	13,69	10,93	10,19	12,2	11,77



Rycina 8.14. Mediana przyrostu obwodu pni wybranych gatunków drzew w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 w meteorologicznym okresie wegetacyjnym (MOW)

Tabela 8.4. Zmienność (różnica między pierwszym a trzecim kwartylem) przyrostu obwodu pni w meteorologicznym okresie wegetacyjnym (MOW) (mm) wybranych gatunków drzew w grupach siedliskowych w latach 2016–2020 w Puszczy Białowieskiej

Gatunek	Grupa siedliskowa	2016	2017	2018	2019	2020	Średnia
Brzoza spp.	bory	0,74	1,08	0,99	1,57	0,6	1,00
Brzoza spp.	grądy	1,88	4,14	4,51	2,58	4,05	3,43
Dąb szypułkowy	grądy	4,83	6,35	3,39	4,39	3,38	4,47
Grab zwyczajny	grądy	4,02	7,48	5,05	4,14	4,62	5,06
Jesion wyniosły	grądy	5,72	5,43	2,8	2,33	4,06	4,07
Jesion wyniosły	olsy i łągi	0,26	0,5	0,68	1,19	3,71	1,27
Klon zwyczajny	grądy	5,17	5,76	5,82	2,92	5,8	5,09
Lipa drobnolistna	grądy	10,65	10,75	7,44	8,66	6,84	8,87
Olsza czarna	grądy	2,92	1,37	3,92	1,18	1,18	2,11
Olsza czarna	olsy i łągi	3,51	5,2	5,25	5,95	2,99	4,58
Sosna zwyczajna	bory	2,76	3,88	4,8	4,53	4,32	4,06
Sosna zwyczajna	grądy	6,17	7,09	8,38	6,06	6,44	6,83
Świerk pospolity	bory	2,4	7,33	2,35	1,38	2,9	3,27
Świerk pospolity	grądy	4,87	3,28	3,02	3,96	2,32	3,49
Wiąz spp.	grądy	2,14	5,95	7,6	6,81	11,76	6,85

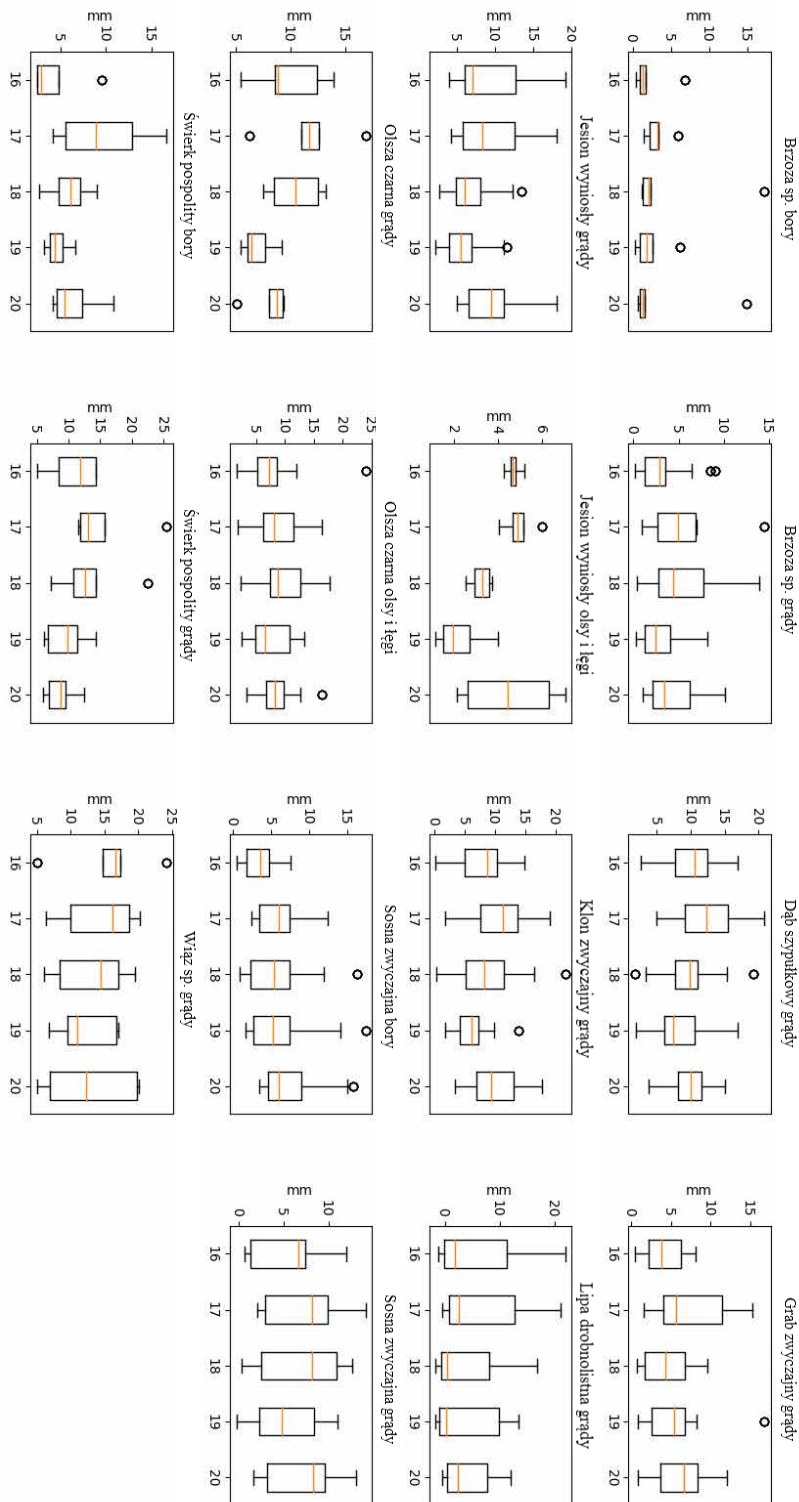
W zależności od roku badań mediana oraz zmienność przyrostu obwodu pni wykazały różne wartości dla tych samych gatunków drzew. Najlepiej widoczne było to u lipy, której zmienność była większa w pierwszych dwóch latach; u grabu w grądach, dla którego zmienność była wyższa w 2017 roku o 3,5 i 2,5 mm w porównaniu z rokiem poprzednim i kolejnym; u wiązów, dla którego zmienność była zdecydowanie najmniejsza w 2016 w porównaniu z pozostałymi latami; u świerka w borach, dla którego zmienność była najwyższa w 2017 roku; u jesionu, którego zmienność była mniejsza w dwóch ostatnich latach o ok. 3 mm, u dębu, który największą zmienność wykazał w 2017 roku. Średnia zmienność dla wszystkich gatunków była największa w 2017 roku (ryc. 8.15).

8.3.1.3. Zmiany obwodu pni drzew w sezonie zimowym w latach 2016–2020

Największe zmiany obwodu pni drzew w sezonie zimowym odnotowano zimą 2017/2018. Była to najostrejsza z zim w analizowanym okresie 2016–2020. Zaobserwowano wtedy zdecydowanie najsilniejsze kurczenie się pni. Kurczenie się pni stwierdzono również podczas najłagodniejszej zimy 2019/2020. W sezonach zimowych najsilniej kurczyły się pnie drzew jesionu oraz świerka (tab. 8.5). Zmienność obwodu pni drzew w sezonie zimowym była największa podczas najchłodniejszej zimy 2017/2018. Największą zmiennością w analizowanym okresie charakteryzowała się lipa, zaś najmniejszą brzoza w borach (tab. 8.6).

Tabela 8.5. Mediany zmian obwodu pni (mm) w sezonie zimowym wybranych gatunków drzew w grupach siedliskowych w latach 2016–2020 w Puszczy Białowieskiej

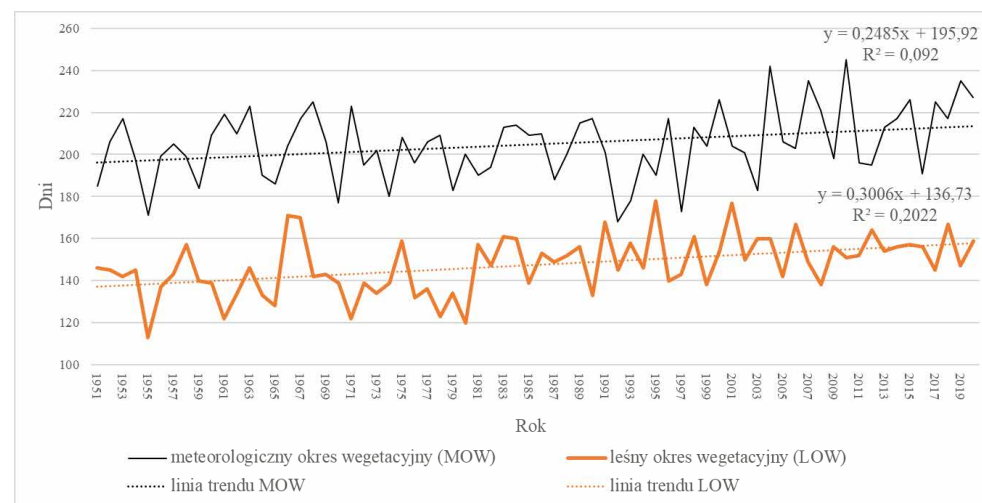
Gatunek	Grupa siedliskowa	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20
Brzoza spp.	bory	0,25	0,55	-0,51	0,24	0,16
Brzoza spp.	grądy	0,09	0,26	-0,91	-0,08	-0,2
Dąb szypułkowy	grądy	0,27	1	-1,51	0,32	-0,91
Grab zwyczajny	grądy	0,01	0,53	-0,51	0,05	-0,17
Jesion wyniosły	grądy	-0,27	0,26	-2,19	-0,05	-1,96
Jesion wyniosły	olsy i łęgi	0,03	0,87	-1,74	-0,29	-1,97
Klon zwyczajny	grądy	0,57	0,99	-0,8	0,56	-0,69
Lipa drobnolistna	grądy	0,37	0,56	-1,9	-0,39	-0,43
Olsza czarna	grądy	0,25	0,57	-1,12	0,41	-0,43
Olsza czarna	olsy i łęgi	0,21	1,01	-0,71	0,01	-0,68
Sosna zwyczajna	bory	0,28	1,26	-0,89	-0,47	-1,39
Sosna zwyczajna	grądy	0,39	0,74	-1,19	-0,52	-1,6
Świerk pospolity	bory	-0,91	0,09	-1,4	-0,27	-0,37
Świerk pospolity	grądy	-1,14	-0,95	-1,51	-0,41	-1,08
Wiąz spp.	grądy	0,39	0,56	-0,26	0,1	-1



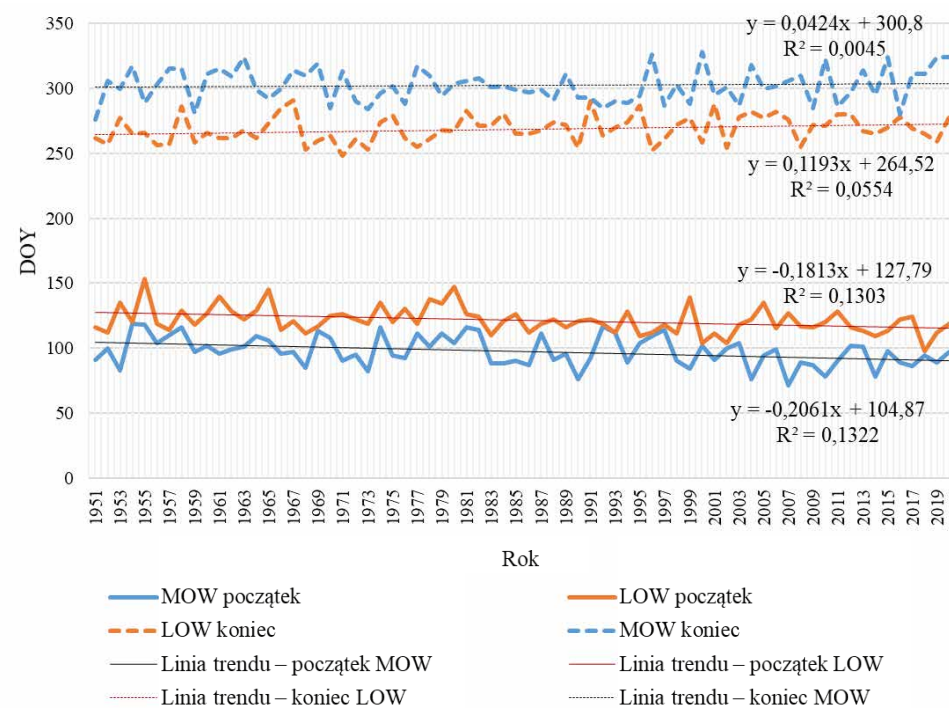
Rycina 8.15. Zmienność przyrostu obwodu pni drzew wybranych gatunków w sezonie wegetacyjnym z podziałem na grupy siedliskowe w latach 2016–2020 w Puszczy Białowieskiej. Pomarańczowa linia oznacza medianę, pudełko określa położenie 1. i 3. kwartyli, wąsy to wartości graniczne zbioru (ostatnia wartość poniżej Q3+1,5*(Q3-Q1) lub ostatnia wartość powyżej Q1-1,5*(Q3-Q1), owale oznaczają wartości odstające czyli wartości poza wyznaczonymi granicami zbioru, liczby 16–20 na osi poziomej oznaczają poszczególne lata w okresie 2016–2020

Tabela 8.6. Zmienność (różnica między pierwszym a trzecim kwartylem) zmian obwodu pni (mm) w sezonie zimowym wybranych gatunków drzew w grupach siedliskowych w latach 2016–2020 w Puszczy Białowieskiej

Gatunek	Grupa siedliskowa	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20	Średnia
Brzoza spp.	bory	0,13	0,4	0,46	0,29	0,1	0,28
Brzoza spp.	grądy	0,34	0,75	1	0,35	0,39	0,57
Dąb szypułkowy	grądy	0,46	0,82	1,19	0,8	0,5	0,75
Grab zwyczajny	grądy	0,32	1,17	0,59	0,43	0,34	0,57
Jesion wyniosły	grądy	0,74	0,65	1,73	0,33	0,65	0,82
Jesion wyniosły	olsy i łęgi	0,82	1,33	1,56	0,15	0,89	0,95
Klon zwyczajny	grądy	0,61	0,5	1,22	0,99	0,72	0,81
Lipa drobnolistna	grądy	4,14	3,06	5,72	3,1	0,45	3,29
Olsza czarna	grądy	0,28	0,19	1,82	0,29	0,24	0,56
Olsza czarna	olsy i łęgi	0,35	0,3	0,54	0,25	0,43	0,37
Sosna zwyczajna	bory	0,56	0,58	0,69	0,75	0,94	0,70
Sosna zwyczajna	grądy	1,02	0,98	0,49	1,27	1,46	1,04
Świerk pospolity	bory	0,26	0,63	1,18	0,49	0,28	0,57
Świerk pospolity	grądy	0,92	0,42	0,66	0,8	0,13	0,59
Wiąz spp.	grądy	0,2	0,54	1,24	0,57	0,55	0,62



Rycina 8.16. Długość trwania meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) oraz leśnego okresu wegetacyjnego (LOW) w Puszczy Białowieskiej w latach 1951–2020



Rycina 8.17. Długość trwania meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) oraz leśnego okresu wegetacyjnego (LOW) w Puszczy Białowieskiej w latach 1951–2020. DOY (ang. *day of year*) – dzień roku

8.3.2. Warunki meteorologiczne w Puszczy Białowieskiej w okresie 2016–2020

8.3.2.1. Długość meteorologicznego i leśnego okresu wegetacyjnego

Meteorologiczny okres wegetacyjny (MOW) oraz leśny okres wegetacyjny (LOW) w Puszczy Białowieskiej uległ wydłużeniu w okresie 1951–2020 (ryc. 8.16). Dla całego tego okresu średnia długość MOW wyniosła 205 dni, natomiast długość LOW wyniosła 147 dni. W latach 2016–2020 MOW rozpoczynał się na przełomie marca i kwietnia. Najwcześniej rozpoczął się w 2017 roku – w dniu 27.03 (86. dzień roku), natomiast najpóźniej w roku 2020

– w dniu 06.04 (97. dzień roku). Koniec MOW następował zazwyczaj w listopadzie. Najpóźniej miało to miejsce w 2019 roku – w dniu 20.11 (324. dzień roku), natomiast najwcześniej w roku 2016 – w dniu 6.10 (280. dzień roku). W okresie 2016–2020 LOW rozpoczynał się na przełomie kwietnia i maja, przy czym najwcześniej rozpoczął się on w 2018 roku – w dniu 8.04 (98. dzień roku), a najpóźniej w 2017 roku – w dniu 04.05 (124. dzień roku). Zakończenie LOW przypadało na przełom września i października. Najwcześniej LOW zakończył się w 2019 roku – w dniu 16.09 (259. dzień roku), a najpóźniej w latach 2016 i 2020 – w dniu 04.10 (w obu przypadkach: 278. dzień roku) (ryc. 8.17). Na przestrzeni pięciu omawianych lat MOW trwał najdłużej w 2019 roku (235 dni), a najkrócej w 2016 roku (191 dni). Był on wówczas krótszy od średniej wieloletniej z okresu 1951–2020, wynoszącej 205 dni. Najkrócej LOW trwał w 2017 roku (145 dni), a najdłużej w 2018 roku (167 dni). Ciekawym spostrzeżeniem jest to, iż zmiany MOW oraz LOW nie podążają tym samym tempem i różnią się między sobą w danym roku (tab. 8.7).

Tabela 8.7. Długość trwania meteorologicznego okresu wegetacyjnego (MOW) i léśnego okresu wegetacyjnego (LOW) w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020

Rok	MOW (dni)	LOW (dni)
2016	191	156
2017	225	145
2018	217	167
2019	235	147
2020	227	159
Średnia wieloletnia dla okresu 1951–2020	205	147

8.3.2.2. Warunki termiczne

Na podstawie charakterystyki warunków termicznych w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 w oparciu o klasyfikację według Lorenc (2000) ustalono, iż rok 2019 oraz rok 2020 były anomalnie ciepłe ze średnią temperaturą roczną wynoszącą 9,0°C. Najchłodniejszy był rok 2017 z roczną temperaturą na poziomie 7,7°C, który został zakwalifikowany jako lekko ciepły. Lata 2016 oraz 2018 były latami ciepłymi (tab. 8.8).

Tabela 8.8. Klasyfikacja warunków termicznych w okresie 2016–2020 na podstawie porównania ze średnią wieloletnią dla okresu 1951–2020 w Puszczy Białowieskiej według metody opracowanej przez Lorenc (2000). Średnia – wartość średnia dla średnich rocznych temperatur z okresu 1951–2020, SD – wartość odchylenia standardowego od średniej dla średnich rocznych temperatur z okresu 1951–2020

Klasa	Odchylenie standardowe	Przedział temperatur (°C)	Opis	Średnia temperatura roczna (°C)
1	≥ średnia + 2,5 SD	≥ 9,5	ekstremalnie ciepły	
2	średnia + 2,5 SD	8,9–9,4	anomalnie ciepły	2019: 9,0°C 2020: 9,0°C

3	średnia + 2 SD	8,3–8,8	bardzo ciepły	
4	średnia + 1,5 SD	7,8–8,2	ciepły	2016: 7,8°C 2018: 8,2°C
5	średnia + 1 SD	7,3–7,7	lekko ciepły	2017: 7,7°C
6	średnia + 0,5 SD	6,2–7,2	normalny	
7	średnia – 1 SD	5,7–6,1	lekko chłodny	
8	średnia – 1,5 SD	5,1–5,6	chłodny	
9	średnia – 2 SD	4,6–5	bardzo chłodny	
10	średnia – 2,5 SD	4,1–4,5	anomalnie chłodny	
11	≤ średnia – 2,5 SD	≤ 4,0	ekstremalnie chłodny	

8.3.2.3. Warunki opadowe

Klasyfikacja opadów w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 metodą Kaczorowskiej (1962) wykazała, iż w stosunku do średniej wieloletniej w okresie 1951–2020, która wynosiła 636,1 mm rok⁻¹, rok 2016 był bardzo wilgotny i przekroczył jej wartość o 200 mm. Rok 2017 był wilgotny – suma opadów była wówczas o 140 mm wyższa niż średnia wieloletnia z okresu 1951–2020. Lata 2018 i 2020 były suche, natomiast rok 2019 był bardzo suchy – odnotowana wtedy suma opadów wyniosła jedynie 458,8 mm (tab. 8.9).

Tabela 8.9. Klasyfikacja warunków opadowych w okresie 2016–2020 na podstawie porównania ze średnią wieloletnią dla okresu 1951–2020 w Puszczy Białowieskiej metodą Kaczorowskiej (1962)

Klasa	Przedział (%)	Przedział (mm)	Opis	Suma opadów (mm)
1	< 50%	< 318	skrajnie sucho	
2	50–75%	318–477,0	bardzo sucho	2019: 458,8 mm
3	75–90%	477,1–572,4	sucho	2018: 556,3 mm 2020: 572,0 mm
4	90–110%	572,5–699,7	normalnie	
5	110–125%	699,8–795,1	wilgotno	2017: 772,9 mm
6	125–150%	795,2–954,1	bardzo wilgotno	2016: 833,2 mm
7	> 150%	> 954,1	skrajnie wilgotno	

8.3.2.4. Diagram klimatyczny

Średnia roczna temperatura powietrza w okresie 1951–2020 wyniosła w Puszczy Białowieskiej 6,7°C. Wartości średnie odnotowane w latach 2016–2020 przekroczyły tę wartość (tab. 8.10). Najcieplejszymi miesiącami w okresie 1951–2020 były lipiec oraz sierpień. W latach 2016–2020 oprócz lipca i sierpnia do najcieplejszych miesięcy dołączył także czerwiec. Zarówno w 2019, jak i w 2020 roku, czerwiec był najcieplejszym miesiącem roku. Z kolei najzimniejszymi miesiącami w okresie 1951–2020 były styczeń oraz luty. W latach 2016–2020 także te miesiące były najchłodniejszymi. Wyjątkowy pod względem warunków termicznych był rok 2020, w którym średnia dobowa temperatura powietrza nie spadła poniżej 0°C w żadnym miesiącu (tab. 8.10, ryc. 8.18). Współczynnik zmienności średnich miesięcznych temperatur powietrza był najwyższy w miesiącach zimowych, w tym przede wszystkim w marcu. Ponadto bardzo wysoki współczynnik zmienności wystąpił w lutym (91%), listopadzie (77%) oraz styczniu (67%), podczas gdy najniższy współczynnik zmienności wystąpił w miesiącach letnich (< 10%).

Najwyższa średnia miesięczna suma opadów w okresie 1951–2020 przypadła na lipiec. Wysokie średnie sumy opadów wystąpiły także w czerwcu, sierpniu oraz maju. Najniższe średnie sumy miesięczne wystąpiły w pierwszym kwartale roku czyli w miesiącach: styczeń, luty oraz marzec. W latach 2016–2020 rozkład opadów był zróżnicowany. W latach 2016 i 2017 zanotowano wysoki poziom opadów przekraczający 100 mm. Wartości te odnotowano w październiku i w lipcu 2016 roku oraz we wrześniu i w październiku 2017 roku (tab. 8.10, ryc. 8.18). W okresie 2016–2020 rozkład opadów okazał się bardziej zróżnicowany niż rozkład temperatury powietrza. Średni współczynnik zmienności opadów w skali roku wyniósł 25%, podczas gdy w przypadku temperatury wyniósł on 9%. Najbardziej zmienne sumy opadów występowały w październiku (wsp. zmienności = 94%), a także w lutym, kwietniu, lipcu i wrześniu (wsp. zmienności > 60%).

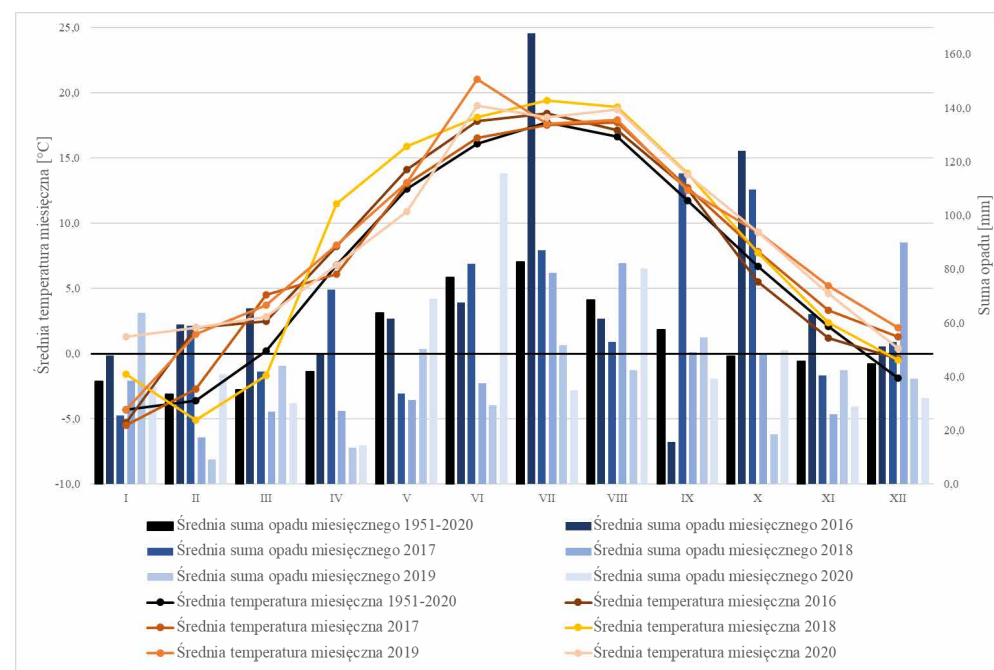
Tabela 8.10. Średnie temperatury powietrza oraz sumy opadów w Puszczy Białowieskiej w skali miesięcznej i rocznej w latach 2016–2020 w porównaniu do wartości średnich wieloletnich w okresie 1951–2020

Rok \ Miesiąc	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Średnia roczna
1951–2020 (średnia)	-4,3	-3,6	0,2	6,8	12,6	16,1	17,7	16,6	11,7	6,7	2,1	-1,9	6,7
2016	-5,3	2	2,5	8,2	14,1	17,8	18,4	17,1	12,6	5,5	1,2	-0,4	7,8
2017	-5,5	-2,7	4,5	6,1	13	16,5	17,5	17,7	12,7	7,8	3,3	1,3	7,7
2018	-1,6	-5,1	-1,7	11,5	15,9	18,1	19,4	18,9	13,8	7,7	2,4	-0,5	8,2
2019	-4,3	1,5	3,7	8,3	13,1	21	17,6	17,9	12,5	9,3	5,2	2	9,0
2020	1,3	2	2,8	6,8	10,9	19	18,1	18,7	13,7	9,3	4,6	0,4	9,0

	1951–2020 (średnia)	38,3	33,4	35,2	42,0	63,7	76,8	82,7	68,5	57,4	47,6	45,7	44,8	636,1
2016	47,8	59,5	65,3	48,2	61,5	67,5	167,7	61,6	15,7	124	63,2	51,2	833,2	
2017	25,6	59	41,9	72,4	33,6	81,9	87	52,9	115,6	109,6	40,5	52,9	772,9	
2018	38,5	17,4	26,9	27,2	31,2	37,6	78,7	82,1	49,1	48,9	26,1	89,9	553,6	
2019	63,8	9,3	43,9	13,6	50,3	29,3	51,6	42,3	54,6	18,5	42,3	39,3	458,8	
2020	36,4	41	30,2	14,4	68,9	115,7	35	80,3	39,2	49,9	28,9	32,1	572,0	

8.3.2.5. Warunki hydrotermiczne

Średnia wieloletnia wartość współczynnika Seljaninowa (k) w okresie 1951–2020 wyniosła 1,6, a więc mieściła się w optimum dla lasów nizinnych, wynoszącym 1,5–2,2 (Malzahn i in. 2009). Lata 2016 i 2017 również mieściły się w optimum z wartością k na poziomie 1,8 oraz 2,0. W okresie 2018–2020 odnotowano natomiast wartości współczynnika k znacznie poniżej średniej wieloletniej oraz poniżej wartości optymalnej. Najniższy wynik zanotowany został w latach 2018 i 2019 (tab. 8.11).



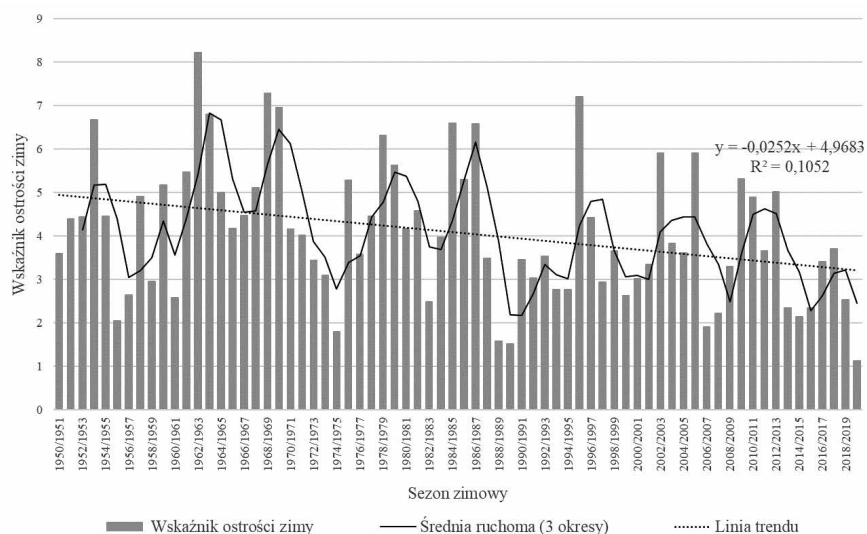
Rycina 8.18. Diagram klimatyczny dla stacji IMGW Białowieża w okresie 2016–2020 w porównaniu do wartości średnich wieloletnich w latach 1951–2020

Tabela 8.11. Wartości współczynnika Seljaninowa w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 w porównaniu do wartości średniej wieloletniej dla okresu 1951–2020

Rok	Współczynnik Seljaninowa
2016	1,8
2017	2,0
2018	1,0
2019	0,94
2020	1,4
Średnia wieloletnia dla okresu 1951–2020	1,6

8.3.2.6. Warunki zimowe

Od roku 1951, od kiedy liczona jest średnia wieloletnia, można zaobserwować cykliczne zmiany wartości wskaźnika ostrości zimy, a także trend obniżania się jego wartości (ryc. 8.19). Średni wieloletni wskaźnik ostrości zimy w latach 1951–2020 wyniósł 4,1. W latach 2016–2020 wskaźnik ostrości zimy przyjmował wartości od 1,1 do 3,7 (tab. 8.8), co oznacza, że zimy w tym okresie były łagodniejsze od średniej wieloletniej dla okresu 1951–2020. Szczególną była bardzo łagodna zima 2019/2020, kiedy średnia temperatura powietrza wyniosła 2°C, a wskaźnik ostrości zimy wyniósł 1,1. Zimy 2016/2017 oraz 2017/2018 były ostrzejsze niż zimy 2015/2016 i 2018/2019. Zima 2017/2018 była zbliżona do wartości średnich wielolecia. Sumy opadów zimowych wykazały zróżnicowanie. Średnia wieloletnia dla okresu 1951–2020 wyniosła 150 mm. Zbliżone do średniej wieloletniej dla okresu 1951–2020 pod względem opadów były zimy 2017/18 oraz 2019/20, natomiast zimy 2015/2016 oraz 2018/2019 miały wyższe sumy opadów (tab. 8.12).



Rycina 8.19. Zmiany wartości wskaźnika ostrości zimy w Puszczy Białowieskiej w latach 1951–2020. Brak danych dla roku 1956

Tabela 8.12. Wskaźniki opisujące zimy w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 w porównaniu do wartości średnich wieloletnich z okresu 1951–2020

Zima	Wskaźnik ostrości zimy	Liczba dni zimowych	Liczba dni mroźnych	Liczba dni bardzo mroźnych	Średnia temperatura zimy (°C)	Średnia temperatura minimalna zimy (°C)	Suma opadu (mm)
2015/2016	2,3	42	22	13	0,5	-12,3	231,2
2016/2017	3,4	63	40	19	-1	-13,8	177,7
2017/2018	3,7	69	41	21	-1,8	-15,4	135,7
2018/2019	2,5	50	32	8	0,1	-11,4	206,9
2019/2020	1,1	29	2	0	2	-6,7	146,9
Średnia wieloletnia dla okresu 1951–2020	4,1	71	44	24	-2,4	-16,9	149,6

8.3.2.7. Syntetyczna charakterystyka meteorologiczna poszczególnych lat w okresie 2016–2020

Warunki meteorologiczne w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020 okazały się zgodne z kilkoma trendami klimatycznymi zaobserwowanymi w wieloleciu 1951–2020. Odnotowano wyraźny wzrost średniej rocznej temperatury powietrza, a co za tym idzie – wydłużanie się meteorologicznego i leśnego okresu wegetacyjnego. Ilość opadów była zróżnicowana. Dwa pierwsze lata w okresie 2016–2020 były wilgotne i bardzo wilgotne, z roczną sumą opadów powyżej średniej wieloletniej dla okresu 1951–2020, a trzy kolejne lata były suche i bardzo suche, z roczną sumą opadów poniżej średniej wieloletniej w okresie 1951–2020. W analizie miesięcznych sum opadów zarejestrowano ich dużą zmienność, szczególnie w sezonie zimowym. Współczynnik hydrotermiczny Seljaninowa w latach 2016 i 2017 znajdował się w optimum, natomiast w okresie 2018–2020 był poniżej optimum dla lasów nizinnych (Malzahn i in. 2009). Warunki zimowe w analizowanym okresie 2016–2020 również były zmienne. Najostrzejszą była zima 2017/2018. Najłagodniejsze warunki zimowe odnotowano z kolei dla zim 2015/2016, 2018/2019 i 2019/2020, w przypadku których średnie temperatury powietrza były dodatnie. Podsumowując, poszczególne lata i sezony zimowe w analizowanym okresie 2016–2020 można scharakteryzować jako: (1) pod względem opadów – wilgotne (2016 i 2017), suche (2018 i 2020) i bardzo suche (2019); (2) pod względem warunków termicznych – ciepłe (2016, 2017 i 2018) i anomalnie ciepłe (2019 i 2020); (3) pod względem ostrości zim – normalne (zima 2017/2018), łagodne (zimy 2015/2016,

2016/2017 i 2018/2019) i ekstremalnie łagodne (zima 2019/2020); (4) pod względem opadów zimowych – normalne (zimy 2017/2018 i 2019/2020), wilgotne (zima 2016/2017) i bardzo wilgotne (zimy 2015/2016 i 2018/2019) (tab. 8.13).

Tabela 8.13. Syntetyczna charakterystyka warunków meteorologicznych w Puszczy Białowieskiej w latach 2016–2020. MOW – meteorologiczny okres wegetacyjny

MOW/zima	Opady	Temperatura
zima 2015/2016	bardzo wilgotna	łagodna
MOW 2016	bardzo wilgotny	ciepły
zima 2016/2017	wilgotna	łagodna
MOW 2017	wilgotny	lekko ciepły
zima 2017/2018	normalna	normalna
MOW 2018	suchy	ciepły
zima 2018/2019	bardzo wilgotna	łagodna
MOW 2019	bardzo suchy	anomalnie ciepły
zima 2019/2020	normalna	ekstremalnie łagodna
MOW 2020	suchy	anomalnie ciepły

8.4. Dyskusja

Na zróżnicowane warunki meteorologiczne w latach 2016–2020 poszczególne gatunki drzew, rosnące w głównych typach siedlisk Puszczy Białowieskiej, zareagowały różnorodnymi zmianami obwodu pni (ryc. 8.14–8.15, tab. 8.5–8.6). Należy przy tym zaznaczyć, że w okresie tym wystąpiły zarówno wyraźne anomalie warunków meteorologicznych (lata 2018–2020), jak i warunki bardziej przeciętne (lata 2016–2017) (tab. 8.13).

Najwyższy przyrost obwodu pni w latach 2016–2020 odnotowano dla wiązu w grądach. Większość gatunków wykazała najwyższy przyrost obwodu pni w meteorologicznym okresie wegetacyjnym 2017 roku (rok wilgotny i lekko ciepły). W następnych latach przyrost ten w różnym stopniu malał, osiągając minimum w 2019 roku, natomiast w 2020 roku osiągając wartości zbliżone do 2018 roku. Jedynie świerk oraz brzoza w grądach, a także jesion w olsach i łęgach zachowały tendencję spadkową przyrostu obwodu pni w 2020 roku. Co ciekawe, olsza w olsach i łęgach osiągnęła maksymalny przyrost obwodu pni w 2018 roku, który charakteryzował się negatywnym bilansem wodnym miesięcy letnich w Europie (Buras i in. 2020). W badaniach przeprowadzonych na 21 gatunkach wykazano, że rekordowo wysokie temperatury, które odnotowano w 2018 roku w Europie, nie obniżyły przyrostu radialnego drzew, lecz jedynie zwiększyły czasowe kurczenie się pni na skutek deficytu wody (Salomón i in. 2022). W okresie 2016–2020 wyjątkowy na tle innych gatunków w Puszczy Białowieskiej okazał się grab w grądach, dla którego maksymalną wartość przyrostu obwodu

pni odnotowano w 2020 roku (tab. 8.4). Tak złożona reakcja przyrostowa drzew odzwierciedlać może wysokie zróżnicowanie warunków termicznych i hydrologicznych zarówno w meteorologicznych sezonach wegetacyjnych, jak i w sezonach zimowych w analizowanym okresie, z których każdy miał odrębną charakterystykę (tab. 8.13). Warunki zimowe poprzedzające dany sezon wegetacyjny również istotnie wpływają na dynamikę przyrostu radialnego drzew w Puszczy Białowieskiej (Yermokhin, Savel'ev 2011; Yermokhin i in. 2017), więc ich zmienność na pewno nie pozostawała bez znaczenia dla odnotowanych zmian grubości pni w okresie aktywności kambium. To z kolei wskazuje, jak ważne są wieloletnie serie danych w przypadku badań z wykorzystaniem dendrometrów (van der Maaten i in. 2013), szczególnie w sytuacji, kiedy w danym okresie poddawanych analizie obok lat przeciętnych wystąpią lata o bardzo nietypowych warunkach meteorologicznych.

Zarejestrowane zmiany obwodu pni drzew (ryc. 8.3–8.13) wykazały dużą różnicę między sezonem zimowym i wegetacyjnym. Obserwacja ta ściśle wiąże się z różnymi procesami, które sterują dynamiką grubości pni drzew w okresie, kiedy realizowany jest przyrost radialny oraz w okresie spoczynku kambium (Herzog i in. 1995; Downes i in. 1999; Zweifel, Häsler 2000; Deslauriers i in. 2003; Turcotte i in. 2009; van der Maaten i in. 2013; Nalevanková i in. 2018). Zwiększanie się obwodu pni drzew po opadach, odnotowane w sezonie wegetacyjnym (ryc. 8.4–8.13), zgodne jest z wynikami innych badań (Downes i in. 1999; van der Maaten i in. 2013). Warto jednak zauważyć, że zwiększanie się obwodu pni drzew związane z opadami deszczu może wskazywać zarówno na istotność wody dla przyrostu radialnego (Deslauriers i in. 2003), jak również na odwracalne pęcznienie pni w warunkach trudniejszej transpiracji spowodowanej zwiększoną wilgotnością powietrza (Herzog i in. 1995). Zmiany obwodu pni drzew, zarejestrowane w sezonie zimowym w analizowanym okresie 2016–2020 (ryc. 8.3–8.13), potwierdzają z kolei zjawisko kurczenia się pni drzew podczas mrozów, a następnie ich powrotu do poprzednich rozmiarów przy wyższej temperaturze. Proces ten związany jest z przepływem wody z żywych komórek do drewna i odwrotnie, co chroni żywe komórki przed zamarzaniem (Zweifel, Häsler 2000). Analizowane gatunki drzew różnie reagowały na warunki zimowe panujące w Puszczy Białowieskiej w okresie 2016–2020 (ryc. 8.3). Podobnie jak w innych badaniach (Zweifel, Häsler 2000), zmiany obwodu pni drzew odnotowane w sezonie zimowym były bardzo wyraźne. Warto dodać, że były one zdecydowanie gwałtowniejsze w porównaniu do zmian odnotowanych w sezonie wegetacyjnym (ryc. 8.3–8.13).

Analizując dane z dendrometrów należy mieć świadomość, że rejestrują one nie tylko rzeczywisty, trwały przyrost pni drzew na grubość, ale również odwracalne zmiany ich obwodu nie związane z ksylogenezą (Herzog i in. 1995; Zweifel, Häsler 2000; Deslauriers i in. 2003, 2007a; Korpela i in. 2008; Mäkinen i in. 2008; Turcotte i in. 2009; van der Maaten i in. 2013; Nalevanková i in. 2018; Klisz i in. 2020; Salomón i in. 2022; por. „Wstęp”). W przypadku czasowych zmian obwodu pni drzew, poza procesami bezpośrednio związanymi ze zmieniającą się ilością wody w łyku i w kambium (np. Herzog i in. 1995; Zweifel, Häsler 2000; Deslauriers i in. 2003; Mäkinen i in. 2008), na ich zwiększanie się mogą mieć wpływ także niewidoczne uszkodzenia pnia, przez które może dostać się woda, rozpierająca następnie pień od środka po zamarznięciu w warunkach zimowych. Mimo wspomnianych kwestii, dendrometry stanowią powszechnie stosowane narzędzie w badaniach zależności między zmiennością grubości pni drzew a różnymi czynnikami środowiskowymi, aczkolwiek interpretacja dostarczanych przez nie danych jest złożona (np. van der Maaten i in. 2013; Herrmann i in. 2016; Nalevanková i in. 2018; Klisz i in. 2020; Salomón i in. 2022; por. „Wstęp”).

8.5. Podsumowanie

Dane z dendrometrów zebrane w projekcie ForBioSensing mają bez wątpienia znaczny potencjał do poszerzenia stanu wiedzy na temat aktualnego przyrostu radialnego głównych gatunków drzew Puszczy Białowieskiej w różnych warunkach siedliskowych. Należy jednak zauważyć, że badania powinny trwać znacznie dłużej, gdyż długookresowe obserwacje zwiększają szansę na odnotowanie prawidłowości w reakcji przyrostowej drzew na warunki środowiskowe, jak np. czynniki meteorologiczne (van der Maaten i in. 2013), o często bardzo dużej zmienności w poszczególnych latach (por. tab. 8.13). Zaprezentowane w niniejszym rozdziale wyniki wskazywać mogą pewne tendencje, do których potwierdzenia potrzeba wieloletnich obserwacji meteorologicznych i dendrometrycznych. Na przyrost drzew na grubość wpływa wiele czynników (Fritts 1976), dlatego aby potwierdzić rzeczywisty wpływ uwzględnionych poszczególnych czynników meteorologicznych należałoby rejestrować reakcje przyrostowe drzew kilkakrotnie w analogicznych warunkach meteorologicznych. Im dłuższy okres zbioru danych empirycznych, tym lepiej widoczny będzie trend reakcji przyrostowej drzew poszczególnych gatunków na dane warunki (van der Maaten i in. 2013). Co więcej, stwierdzić należy, iż wpisanie reakcji dziesięciu gatunków drzew w jeden trend jest sporym wyzwaniem. Dlatego pozwolić sobie można na stwierdzenie, że im więcej gatunków w drzewostanie, tym bardziej złożona będzie najprawdopodobniej jego reakcja na dane warunki meteorologiczne. W kontekście zachodzących obecnie, złożonych i wielokierunkowych zmian klimatu (Giorgi i in. 2004; IPCC 2007; Zajączkowski i in. 2013), może to być zagadnienie kluczowe dla ochrony i gospodarowania zasobami leśnymi nie tylko Puszczy Białowieskiej, ale także Europy, które wymagać będzie dalszych, szerokich badań.

Podziękowania

Dziękujemy Regionalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska w Białymstoku oraz Białowieskiemu Parkowi Narodowemu za wyrażenie zgody na założenie powierzchni badawczych z dendrometrami na terenie rezerwatów przyrody oraz na obszarze Białowieskiego Parku Narodowego. Składamy podziękowania Jiřiemu Kučerze za cenne dyskusje oraz wsparcie techniczne przez cały okres prowadzenia badań. Za pomoc w zbiorze danych w terenie oraz w pracach nad tworzeniem i aktualizacją baz danych oraz w przygotowywaniu bieżących raportów na różnych etapach realizacji projektu w latach 2015–2020 dziękujemy następującym osobom: Lander Amado, Michał Androsiuk, Paula Całusińska, Joanna Chęćka, Karolina Ciechańska-Sędłak, Alicja Dołkin, Krzysztof Gaszewski, Alicja Jasińska, Radosław Kanabus, Grzegorz Ledworuch, Andrzej Lipiński, Paweł Nowak, Andoni Ortiz Garcia, Bartosz Piekło, Karol Rzczycki, Paweł Sańczyk, Jakub Słowik, Adam Szulc, Ander Urdapilleta Iparraguirre, Adrian Wasiluk. Specjalne podziękowania składamy Pawłowi Nowakowi za wyrozumiałość i nieocenioną pomoc na etapie pisania i korekty manuskryptu.

Literatura

Allen C.D., Macalady A.K., Chenchouni H., Bachelet D., McDowell N., Vennetier M., Kitzberger T., Rigling A., Breshears D.D., Hogg E.H., Gonzalez P., Fensham R., Zhang Z., Castro J., Demidova N., Lim J.-H., Allard G., Running S.W., Semerci A., Cobb N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging

climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 660–684. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.001.

Anderegg W.R.L., Hicke J.A., Fisher R.A., Allen C.D., Aukema J., Bentz B., Hood S., Lichstein J.W., Macalady A.K., McDowell N., Pan Y., Raffa K., Sala A., Shaw J.D., Stephenson N.L., Tague C., Zeppel M. 2015. Tree mortality from drought, insects, and their interactions in a changing climate. *New Phytologist*, 208: 674–683. DOI: 10.1111/nph.13477.

Bartoszek K., Węgrzyn A., Kaszewski B.M., Siłuch M. 2012. Porównanie wybranych metod wyznaczania dat początku i końca okresu wegetacyjnego na przykładzie Lubelszczyzny. *Przegląd Geofizyczny*, 1: 124–134.

Biondi F., Hartsough P. 2010. Using automated point dendrometers to analyze tropical tree-line stem growth at Nevado de Colima, Mexico. *Sensors (Basel, Switzerland)*, 10: 5827–5844. DOI: 10.3390/s100605827.

Buras A., Rammig A., Zang C.S. 2020. Quantifying impacts of the 2018 drought on European ecosystems in comparison to 2003. *Biogeosciences*, 17: 1655–1672. DOI: 10.5194/bg-17-1655-2020.

Deslauriers A., Anfodillo T., Rossi S., Carraro V. 2007a. Using simple causal modeling to understand how water and temperature affect daily stem radial variation in trees. *Tree Physiology*, 27: 1125–1136. DOI: 10.1093/treephys/27.8.1125.

Deslauriers A., Morin H., Urbinati C., Carrer M. 2003. Daily weather response of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) stem radius increment from dendrometer analysis in the boreal forests of Quebec (Canada). *Trees-Structure and Function*, 17: 477–484. DOI: 10.1007/s00468-003-0260-4.

Deslauriers A., Rossi S., Anfodillo T. 2007b. Dendrometer and intra-annual tree growth: What kind of information can be inferred? *Dendrochronologia*, 25: 113–124. DOI: 10.1016/j.dendro.2007.05.003.

Dobbs R.C., Scott D.R.M. 1971. Distribution of Diurnal Fluctuations in Stem Circumference of Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research*, 1: 80–83. DOI: 10.1139/x71-010.

Downes G., Beadle C., Worledge D. 1999. Daily stem growth patterns in irrigated *Eucalyptus globulus* and *E. nitens* in relation to climate. *Trees*, 14: 102–111. DOI: 10.1007/PL00009752.

Drew D.M., Downes G.M. 2009. The use of precision dendrometers in research on daily stem size and wood property variation: A review. *Dendrochronologia* 27: 159–172. DOI: 10.1016/j.dendro.2009.06.008.

Fritts H.C. 1976. *Tree Rings and Climate*. Academic Press, London.

Giorgi F., Bi X., Pal J. 2004. Mean, interannual variability and trends in a regional climate change experiment over Europe. II: climate change scenarios (2071–2100). *Climate Dynamics*, 23: 839–858. DOI: 10.1007/s00382-004-0467-0.

Herrmann V., McMahon S.M., Detto M., Lutz J.A., Davies S.J., Chang-Yang C.-H., Anderson-Teixeira K.J. 2016. Tree Circumference Dynamics in Four Forests Characterized Using Automated Dendrometer Bands. *Plos One*, 11: e0169020. DOI: 10.1371/journal.pone.0169020.

Herzog K.M., Häslér R., Thum R. 1995. Diurnal changes in the radius of a subalpine Norway spruce stem: their relation to the sap flow and their use to estimate transpiration. *Trees*, 10: 94–101. DOI: 10.1007/BF00192189.

- IPCC 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jendrzyczak E. 2005. Ocena częstości występowania pogody posusznej oraz wybitnie wilgotnej w wybranych miejscowościach Polski w maju. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie, 5, z. spec.: 157–169.
- Ježík M., Blaženc M., Kučera J., Strelcová K., Dítmarová L. 2016. The response of intra-annual stem circumference increase of young European beech provenances to 2012–2014 weather variability. iForest - Biogeosciences and Forestry, 9: 960–969. DOI: 10.3832/for1829-009.
- Kaczorowska Z. 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim – Tendencje, okresowość oraz prawdopodobieństwo niedoboru i nadmiaru opadów. Prace Geograficzne – Polska Akademia Nauk. Instytut Geografii, 33.
- King G., Fonti P., Nievergelt D., Büntgen U., Frank D. 2013. Climatic drivers of hourly to yearly tree radius variations along a 6°C natural warming gradient. Agricultural and Forest Meteorology, 168: 36–46. DOI: 10.1016/j.agrformet.2012.08.002.
- Klisz M., Buttò V., Rossi S., Morin H., Jastrzębowski S. 2020. Intra-annual stem size variations converge across marginal populations of European beech. Trees, 34: 255–265. DOI: 10.1007/s00468-019-01915-5.
- Korpela M., Mäkinen H., Sulkava M., Nöjd P., Hollmen J. 2008. Smoothed Prediction of the Onset of Tree Stem Radius Increase Based on Temperature Patterns. [W:] Boulicaut, J.F., Berthold, M.R. & Horvath, T. (red.) Discovery Science, Proceedings: 100–111.
- Kraft G. 1884. Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlachtstellungen und Lichtungshieben. Klindworth's Verlag, Hannover.
- Lorenc H. 2000. Termiczno-opadowa ocena klimatycznych sezonów roku w Polsce oraz tendencje czasowo-przestrzenne. Projekt badawczy M-9, IMGW. Maszynopis.
- Lövdahl, L., Odin, H. 1992. Diurnal changes in the stem diameter of Norway spruce in relation to relative humidity and air temperature. Trees, 6: 245–251. DOI: 10.1007/BF00224344.
- Mäkinen H., Seo J.-W., Nöjd P., Schmitt U., Jalkanen R. 2008. Seasonal dynamics of wood formation: a comparison between pinning, microcoring and dendrometer measurements. European Journal of Forest Research, 127: 235–245. DOI: 10.1007/s10342-007-0199-x.
- Malzahn E., Kwiatkowski W., Pierzgalski, E. 2009. Przyroda nieożywiona. [W:] Okołów, C., Karaś, M., Bołbot, A. (red.) Białowiecki Park Narodowy. Poznań – Zrozumieć – Zachować: 17–36. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża.
- Nalevanková P., Ježík M., Sitková Z., Vido J., Leštianska A., Střelcová K. 2018. Drought and irrigation affect transpiration rate and morning tree water status of a mature European beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Europe. Ecohydrology, 11: e1958. DOI: 10.1002/eco.1958.
- Olszewski J.L., Żarnowiecki G., Krzak P. 1992. Ostrość termiczna zim na Świętym Krzyżu. Rocznik Świętokrzyski, 19: 145–151.
- Rossi S., Deslauriers A., Anfodillo T., Morin H., Saracino A., Motta R., Borghetti M. 2006. Conifers in cold environments synchronize maximum growth rate of tree-ring formation with day length. New Phytologist, 170: 301–310. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2006.01660.x.
- Salomón R.L., Peters R.L., Zweifel R., Sass-Klaassen U.G.W., Stegehuis A.I., Smiljanic M., Poyatos R., Babst F., Cienciala E., Fonti P., Lerink B.J.W., Lindner M., Martinez-Vilalta J., Mencuccini M., Nabuurs G.-J., van der Maaten E., von Arx G., Bär A., Akhmetzyanov L., Balanzategui D., Bellan M., Bendix J., Berveiller D., Blaženc M., Čada V., Carraro V., Cecchini S., Chan T., Conedera M., Delpierre N., Delzon S., Dítmarová L., Dolezal J., Dufrêne E., Edvardsson J., Ehekircher S., Forner A., Frouz J., Ganthaler A., Gryc V., Güney A., Heinrich I., Hentschel R., Janda P., Ježík M., Kahle H.-P., Knüsel S., Krejza J., Kuberski Ł., Kučera J., Lebourgeois F., Mikoláš M., Matula R., Mayr S., Oberhuber W., Obojes N., Osborne B., Paljakka T., Plichta R., Rabbel I., Rathgeber C.B.K., Salmon Y., Saunders M., Scharnweber T., Sitková Z., Stangler D.F., Stereńczak K., Stojanović M., Střelcová K., Světlík J., Svoboda M., Tobin B., Trotsiuk V., Urban J., Valladares F., Vavřík H., Vejpustková M., Walthert L., Wilmking M., Zin E., Zou J., Steppe K. 2022. The 2018 European heatwave led to stem dehydration but not to consistent growth reductions in forests. Nature Communications, 13: 28. DOI: 10.1038/s41467-021-27579-9.
- Turcotte A., Morin H., Krause C., Deslauriers A., Thibeault-Martel M. 2009. The timing of spring rehydration and its relation with the onset of wood formation in black spruce. Agricultural and Forest Meteorology, 149: 1403–1409. DOI: 10.1016/j.agrformet.2009.03.010.
- Turcotte A., Rossi S., Deslauriers A., Krause C., Morin H. 2011. Dynamics of depletion and replenishment of water storage in stem and roots of black spruce measured by dendrometers. Frontiers in Plant Science, 2: 21 (1–8). DOI: 10.3389/fpls.2011.00021.
- van der Maaten E., Bouriaud O., van der Maaten-Theunissen M., Mayer H., Spiecker H. 2013. Meteorological forcing of day-to-day stem radius variations of beech is highly synchronic on opposing aspects of a valley. Agricultural and Forest Meteorology, 181: 85–93. DOI: 10.1016/j.agrformet.2013.07.009.
- Vieira J., Rossi S., Campelo F., Freitas H., Nabais C. 2013. Seasonal and daily cycles of stem radial variation of *Pinus pinaster* in a drought-prone environment. Agricultural and Forest Meteorology, 180: 173–181. DOI: 10.1016/j.agrformet.2013.06.009.
- Yermokhin M.V., Mychko V.E., Knysh N.V., Lukin V.V. 2017. Rekonstrukciya dinamiki vysokovozrastnykh shirokolistvennykh lesov Belovezhskoi Pushchi. Botanika (Issledovaniya), 6: 67–83.
- Yermokhin M.V., Savel'ev V.V. 2011. Vliyanie klimaticheskikh faktorov na radial'nyi prirost derev'ev sosny, eli i duba v Belovezhskoi Pushche. [W:] Osobo okhranyaemye prirodnye territorii Belarusi. Issledovaniya: 28–44. Belorusskii Dom pečati, Minsk.
- Zajączkowski J., Brzezicki B., Perzanowski K., Kozak I. 2013. Wpływ potencjalnych zmian klimatycznych na zdolność konkurencyjną głównych gatunków drzew w Polsce. Sylwan, 157(4): 253–261. DOI: 10.26202/sylwan.2012134.
- Zweifel R., Häsler R. 2000. Frost-induced reversible shrinkage of bark of mature subalpine conifers. Agricultural and Forest Meteorology, 102: 213–222. DOI: 10.1016/S0168-1923(00)00135-0.
- Zweifel R., Item H., Häsler R. 2000. Stem radius changes and their relation to stored water in stems of young Norway spruce trees. Trees-Structure and Function, 15: 50–57. DOI: 10.1007/s004680000072.

III. Stan i dynamika drzewostanów Puszczy Białowieskiej – analizy na podstawie danych teledetekcyjnych

9. Wykorzystanie danych teledetekcyjnych do oceny dynamiki wybranych cech drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresie 2015-2019

K. Stereńczak¹, B. Kraszewski¹, A. Kamińska¹, Ż. Piasecka¹,
M. Lisiewicz¹, M. Białczak¹, M. Mielcarek¹, A. Modzelewska¹,
R. Sadkowski¹, K. Kędra¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{k.sterenczak, b.kraszewski, a.kaminska, z.piasecka, m.lisiewicz, m.bialczak, m.mielcarek,
a.modzelewska, r.sadkowski, k.kedra}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Niniejszy rozdział stanowi podsumowanie części analiz teledetekcyjnych związanych głównie z określaniem cech taksacyjnych drzewostanu. Dane zdalne pozyskiwane w kolejnych latach realizacji projektu pozwoliły na określenie głównych kierunków zmian zachodzących w drzewostanach Puszczy Białowieskiej.

Na podstawie pozyskanych danych teledetekcyjnych określono szereg cech drzewostanów, a następnie dokonano analizy zmian składu gatunkowego i budowy drzewostanów, jakie miały miejsce w trakcie trwania projektu. Wśród obserwowanych procesów przyrodniczych należy wyróżnić: zmiany populacji świerka (w tym proces zamierania świerków spowodowany gradacją kornika drukarza), powstawanie luk, powiększanie bądź zarastanie luk istniejących, a także zmiany udziału wybranych gatunków drzew oraz zmiany struktury drzewostanów. Dzięki wykorzystaniu kilku serii czasowych różnych danych teledetekcyjnych uzyskano całościowy obraz zmian zachodzących w drzewostanach Puszczy Białowieskiej i ich dynamiki.

W rozdziale przedstawiono najważniejsze wyniki analiz wykonanych poprzez połączenie danych teledetekcyjnych pochodzących z różnych źródeł (lotnicze skanowanie laserowe, zdjęcia satelitarne, zdjęcia lotnicze) z pomiarami naziemnymi. Uzyskane wyniki, poza wartością naukową, mogą stanowić cenne źródło informacji dla jednostek zarządzających obszarem Puszczy Białowieskiej.

Słowa kluczowe: cechy taksacyjne, dynamika drzewostanów, teledetekcja

9.1. Wstęp

Efektywne zarządzanie i ochrona obszarów leśnych wymaga aktualnych i wiarygodnych informacji (Wulder i in., 2008; Heinzel i Koch, 2012). Standardowo takie informacje pozyskiwane są przy pomocy taksacji terenowych i inwentaryzacji naziemnych z wykorzystaniem różnego rodzaju powierzchni próbnych (Cohran, 1977). Naziemne metody inwentaryzacji zasobów leśnych są bardzo pracochłonne, kosztowne, a w niektórych sytuacjach (tereny podmokłe, obszary ochrony ścisłej, itp.) niemożliwe do realizacji (Dalponte i in., 2008). Z tego względu wszelkie nowe narzędzia, dane i metody możliwe do wykorzystania w tych pracach spotykają się zawsze z dużym zainteresowaniem i próbą zastosowania ich w praktyce. Podobnie było i jest w przypadku narzędzi i danych fotogrametrycznych/teledetekcyjnych, które w naturalny sposób znalazły się w obszarze zainteresowania nie tylko naukowców, ale także instytucji zarządzających lasami i chroniących przyrodę na obszarach leśnych (Potapov i in., 2008).

Zastosowanie technik teledetekcyjnych i fotogrametrycznych w leśnictwie ma bardzo długą i bogatą historię (Będkowski, 2015). Leśnicy bardzo szybko zauważyli, że zdalne techniki pomiarowe mają bardzo duży potencjał w pozyskiwaniu informacji o lasach i rozpoczęli badania naukowe w tym zakresie. Jedną z pierwszych udokumentowanych prób wykorzystania zdjęć wykonanych z perspektywy lotu ptaka dla potrzeb leśnictwa datowana jest na 1887 r. (Anonymous, 1887), kiedy to niemieccy naukowcy wykorzystując balony zrobili zdjęcia pewnego kompleksu leśnego). Wraz z pojawieniem się pierwszych samolotów i rozwojem lotnictwa (pierwsza połowa XX w.) zaczęło pojawiać się coraz więcej prac opisujących wykorzystanie zdjęć lotniczych w zarządzaniu lasami. Między innymi przedmiotem badań było szacowanie wysokości oraz miąższości drzew (Seely, 1929, 1935; Spurr, 1948). Po I wojnie światowej postęp, jaki dokonał się w dziedzinie aparatów fotograficznych oraz lotnictwa, sprawił, że wykorzystanie fotogrametrii stawało się coraz powszechniejsze, a leśnicy coraz bardziej doceniali możliwość wykorzystania zdjęć lotniczych do inwentaryzacji lasów czy oceny ich stanu zdrowotnego. Lata 80. i 90. XX w. to już rozwój technologii komputerowych oraz pojawienie się pierwszych Cyfrowych Stacji Fotogrametrycznych (Balenovic i in., 2011), a także pierwsze próby wykorzystania lotniczego skanowania laserowego (ang. Airborne Laser Scanning, ALS) na potrzeby leśnictwa (Sołoduchin 1977, 1979a, 1979b; Nelson i in., 1988). Początek XXI w. to nie tylko rozwój technologiczny, znaczna poprawa dostępności danych czy obniżenie kosztów ich pozyskania, ale także praca nad automatyzacją i optymalizacją procesów obliczeniowych (Będkowski, 2015).

Teledetekcja dostarcza obiektywnych, wiarygodnych, spójnych i aktualnych informacji o wielu parametrach drzew i drzewostanów, zapewniając tym samym bardziej efektywną charakterystykę przestrzenną badanych obszarów leśnych. W teledetekcji wyróżnia się techniki aktywne i pasywne. Aktywne metody teledetekcyjne bazują na sygnale wysyłanym z instrumentu pomiarowego, który po odbiciu od obiektu jest rejestrowany i przetwarzany do postaci wykorzystywanej w analizach. Przykładami aktywnych technologii są radary i skanery laserowe. Szerokie zastosowanie w leśnictwie ma LiDAR (ang. Light Detection and Ranging), w przypadku którego wiązka lasera o określonej długości fali wysłana przez skaner w konkretnym kierunku, po napotkaniu na przeszkodę odbija się od niej, a informacja o tym odbiciu rejestrowana jest przez skaner. W pomiarach biometrycznych drzew i drzewostanów stosuje się dane LiDAR-owe pozyskane z różnych źródeł: naziemnych (TLS – ang. Terrestrial Laser Scanning, MLS – ang. Mobile Laser Scanning, HLS – ang. Handheld Laser Scanning, BLS – ang. Backpack Laser Scanning) oraz nadziemnych (UAV - Unmanned Aerial Vehicle

scanning; ALS – ang. Airborne Laser Scanning, SLS – ang. Satellite Laser Scanning). Przykładami teledetekcji pasywnej są obrazy cyfrowe pozyskiwane z różnych źródeł, podobnie jak dane LiDAR-owe. Metody pasywne bazują na rejestracji promieniowania elektromagnetycznego odbitego od obiektów (teledetekcja optyczna) lub emitowanego przez obserwowane obiekty (teledetekcja termalna). Największy potencjał w kontekście środowiska przyrodniczego mają dane hiperspektralne, które w odniesieniu do danych wielospektralnych, charakteryzują się zdecydowanie większą rozdzielczością spektralną i dzięki temu umożliwiają wychwytywanie subtelniejszych różnic pomiędzy obiektami (Fassnacht i in., 2016).

Zarówno pasywne, jak i aktywne techniki teledetekcyjne znajdują szerokie zastosowanie w dziedzinie leśnictwa. Aktywne systemy satelitarne i lotnicze są mniej wrażliwe na warunki pogodowe i mogą pozyskiwać dane także nocą, gdyż wykorzystują emitowane przez siebie promieniowanie elektromagnetyczne. Ich zaletą jest również to, że w bezpośredni sposób dostarczają informacji na temat budowy pionowej i poziomej lasu. Różnorodność systemów na rynku, koszty oraz dostępność danych powoduje, iż użytkownik ma ogromny wybór i możliwości analiz. Często różne techniki są zintegrowane ze sobą, dzięki czemu informacja pozyskana w oparciu o dane teledetekcyjne jest bardziej kompletna i niesie ze sobą większe możliwości pomiarowe, analityczne i interpretacyjne (Packalen i Maltamo, 2007; Fassnacht i in., 2016; Kamińska i in., 2018).

Systemy teledetekcyjne charakteryzują się różną rozdzielczością przestrzenną, czasową, radiometryczną i spektralną (Lechner i in., 2020). Rozdzielczość przestrzenna definiowana jako GSD (ang. Ground Sampling Distance) jest to odległość pomiędzy środkami dwóch sąsiednich pikseli mierzona na podłożu. W zależności od celu analiz, można wykorzystywać wysokorozdzielcze dane lotnicze o rozdzielczości 10 cm lub niskorozdzielcze dane satelitarne o rozdzielczości 30 m. Rozdzielczość czasowa charakteryzuje systemy satelitarne i określa minimalny czas, jaki potrzebny jest danemu systemowi satelitarnemu, aby pozyskać kolejny obraz tego samego obszaru Ziemi. Aktualnie na orbicie okołoziemskiej znajdują się konstelacje satelitów, które każdego dnia umożliwiają wykonanie zdjęcia całej powierzchni kuli ziemskiej. Rozdzielczość radiometryczna definiuje liczbę poziomów, na które podzielony jest zakres sygnału odbieranego przez czujnik. Rozdzielczość radiometryczna podawana jest w liczbie bitów (np. rozdzielczość 8- lub 10-bitowa oznacza możliwość zapisania przez czujnik odpowiednio 256 lub 1024 odrębnych poziomów sygnału). Rozdzielczość spektralna definiuje liczbę kanałów spektralnych, jakie dany system pozyskuje. Znaczenie ma także szerokość zapisywanego kanału, zakres od najmniejszej do największej długości rejestrowanej fali promieniowania elektromagnetycznego. Standardowe systemy rejestrują promieniowanie elektromagnetyczne w kilku kanałach (tzw. systemy wielospektralne), ale są na rynku systemy rejestrujące nawet ponad 400 wąskich kanałów (o długości fali wynoszącej około 5 nm) w zakresie 400–2500 nm. Różne systemy pozyskiwania danych o lasach mają różne cechy użytkowe. Dane satelitarne, w porównaniu do systemów lotniczych, z reguły charakteryzują się niższą rozdzielczością przestrzenną i spektralną. Ponadto – w przypadku danych pasywnych – możliwości ich pozyskania mogą być ograniczone w związku z zachmurzeniem. Dane pozyskiwane z wykorzystaniem bezzałogowych statków powietrznych (ang. UAV) mają największą rozdzielczość przestrzenną, lecz dużym ograniczeniem w ich wykorzystaniu jest relatywnie mała powierzchnia obszaru, dla której pozyskiwane są dane w trakcie jednego nalotu.

Dzięki odpowiedniemu przetworzeniu danych teledetekcyjnych można uzyskać wiele informacji na temat obszarów leśnych. Dane lotniczego skanowania laserowego z powo-

dem wykorzystywane są w pozyskiwaniu danych ilościowych o lasach, takich jak zasobność drzewostanów, zagęszczenie drzew, zwarcie, pierścicowe pole przekroju czy wysokość drzew (Wulder i in., 2008; Stereńczak, 2010; White i in., 2013). Generalnie, przy określaniu cech lasów z wykorzystaniem danych lotniczego skanowania laserowego stosuje się dwa podejścia. W pierwszym podejściu określanie cech drzew i drzewostanów oparte jest na detekcji pojedynczych drzew (ang. Individual Tree Detection – ITD; Hyypä and Inkinen, 1999). W efekcie uzyskiwana jest warstwa wektorowa zawierająca parametry koron drzew wraz z dodatkowymi ich charakterystykami. Na tej podstawie określane są cechy całych drzewostanów (Stereńczak i Zasada, 2011). W drugim podejściu analizuje się dane ALS lub ich pochodne odnoszące się do określonej powierzchni (często powierzchni, dla której wykonano także pomiary terenowe; ang. ABA – Area Based Approach) i opracowuje się empiryczne zależności pomiędzy tymi danymi i wybranymi cechami drzewostanu. W literaturze opisano wiele różnych metod wykorzystujących ABA. Tzw. ABA-PC wykorzystuje syntetyczne metryki (miary statystyczne, deskryptory) chmury punktów (point cloud - PC) uzyskane z rozkładu wartości wysokości i intensywności pojedynczych punktów w charakterze predyktorów (Nelson i in., 1988; Næsset, 2002). Z kolei podejście określane mianem ABA-CHM wykorzystuje jako predyktory metryki pochodzące z warstwy rastrowej reprezentującej Wysokościowy Model Koron (WMK; ang. Canopy Height Model – CHM; Corona i Fattorini, 2008; Lindberg i Hollaus, 2012). Trzecie podejście, ABA-ITD, wykorzystuje jako predyktory sumaryczne charakterystyki pojedynczych drzew na danym obszarze (Holmgren i in., 2012; Stereńczak i Miścicki, 2012). W literaturze zaprezentowanych zostało wiele podejść do określania cech wydzieleń drzewostanowych. Autorzy poszczególnych rozwiązań stosowali różne metody przetwarzania danych skanowania laserowego oraz różne strategie szacowania charakterystyk stanu lasu, często uzyskując, np. dla zasobności wydzieleń, podobne wyniki (Parkitna i in., 2021).

Teledetekcyjne dane spektralne umożliwiają analizę przede wszystkim górnej warstwy lasu, czyli tych elementów ekosystemu leśnego, które widoczne są z poziomu lotu ptaka. Dane teledetekcyjne są przede wszystkim wykorzystywane w rozpoznawaniu różnych klas pokrycia terenu, a w przypadku lasów – służą głównie do rozpoznawania gatunków drzew (Fassnacht i in., 2016; Hycza i in., 2018; Modzelewska i in., 2020, 2021) lub stanu zdrowotnego drzew (Wulder i in., 2006; Stereńczak i in., 2017, 2019, 2020a, 2020b; Kamińska i in., 2020, 2021; Nowakowska i in., 2020). Dane spektralne integrowane są często z danymi punktowymi, np. z danymi ALS, w efekcie czego w analizie określonych obszarów wykorzystywane są – poza charakterystykami odbiciowymi – również charakterystyki strukturalne. W związku z tym możliwe jest uzyskanie wyższej dokładności analiz oraz szerszego zakresu predykcji wybranych parametrów drzew i drzewostanów (Fassnacht i in., 2016, Kamińska i in., 2018; Laurin i in., 2020). Dane obrazowe – dzięki odpowiednim przetworzeniom do postaci chmury punktów 2,5 D (przestrzeń 2,5 wymiarowa) – pozwalają również na określanie cech pojedynczych drzew i drzewostanów (Bohlin i in., 2012; Mielcarek i in., 2020).

W projekcie ForBioSensing wykorzystano kilka różnych wieloczasowych zestawów danych teledetekcyjnych w celu inwentaryzacji i monitorowania zmian wybranych elementów środowiska leśnego, a w szczególności: i) struktury gatunkowej, ii) dynamiki luk, iii) wybranych cech taksacyjnych wydzieleń drzewostanowych, iv) liczby stojących martwych drzew oraz v) budowy pionowej drzewostanów. Prezentowane dalej wyniki są efektem wykorzystania wielu rozwiązań metodycznych, które zostały w większości już opublikowane, stąd opis zastosowanych metod został podany skrótowo i zawiera odniesienia do prac oryginalnych.

9.2. Dane teledetekcyjne i ich kontrola

9.2.1. Dane teledetekcyjne

W niniejszym projekcie wykorzystano wiele zestawów danych lotniczych i satelitar-nych pozyskanych w różnych terminach (tab. 9.1).

Tabela 9.1. Terminy pozyskania zobrażeń wielospektralnych, hiperspektralnych oraz danych z lotniczego skanowania laserowego w projekcie ForBioSensing

Rok	Data pozyskania	Rodzaj danych teledetekcyjnych
2015	27 czerwca i 24 lipca	wielospektralne dane satelitarne
	2-4 lipca	lotnicze dane hiperspektralne
	2-5 lipca	lotnicze skanowanie laserowe
	5 sierpnia	wielospektralne dane satelitarne
	24-27 sierpnia	lotnicze dane hiperspektralne
	1-2 października	lotnicze dane hiperspektralne
	25, 27 listopada i 6-7 grudnia	lotnicze skanowanie laserowe
2016	8 i 9 sierpnia	wielospektralne dane satelitarne
	6, 9 i 13 września	wielospektralne dane satelitarne
2017	27 lipca, 1, 30-31 sierpnia	lotnicze dane hiperspektralne
	9, 27, 28 września i 2 października	wielospektralne dane lotnicze
2018	25 marca	wielospektralne dane lotnicze
	1 czerwca	wielospektralne dane lotnicze
	22 i 30 sierpnia	wielospektralne dane lotnicze
	11 października	wielospektralne dane lotnicze
2019	24 czerwca	wielospektralne dane lotnicze
	3-6, 23 sierpnia	lotnicze skanowanie laserowe
	24 sierpnia	wielospektralne dane lotnicze
	25, 28, 31 sierpnia, 1, 6 września	lotnicze dane hiperspektralne
	27 października	wielospektralne dane lotnicze

9.2.2. Lotnicze skanowanie laserowe

Dane lotniczego skanowania laserowego zostały pozyskane trzykrotnie w trakcie trwania projektu: dwukrotnie w roku 2015 (podczas sezonu wegetacyjnego oraz w okresie bezlistnym) oraz jednorazowo podczas sezonu wegetacyjnego w roku 2019 (tab. 9.1). W trakcie nalotów wykonywanych w sezonie wegetacyjnym, równolegle pozyskiwane były wielospektralne zobrażenia lotnicze, co pozwoliło na przypisanie do każdego punktu uzyskanego poprzez skanowanie laserowe wartości z trzech kanałów spektralnych: bliskiej podczerwieni (NIR), czerwonego (R) oraz zielonego (G).

Dane ALS w roku 2015 pozyskane zostały z wykorzystaniem systemu Riegl LMS-6800i, który rejestruje sygnał impulsu laserowego w sposób ciągły (ang. full-waveform). Naloty zostały wykonane na średniej wysokości 500 m, przy czym szeregi ALS pokrywały się w 40%. Pozyskana chmura punktów z sezonu wegetacyjnego miała średnią gęstość 11 pkt/m², natomiast z okresu bezlistnego 15 pkt/m². Błąd dokładności położenia chmur punktów w płaszczyźnie pionowej wyniósł < 0,15 m, natomiast błąd w płaszczyźnie poziomej ≤ 0,20 m. Chmury punktów zostały pozyskane przy maksymalnym kącie skanowania ± 30°. W celu pokrycia całego obszaru badań wykonano 135 pojedynczych linii nalotu.

Dane ALS w roku 2019 pozyskane zostały z wykorzystaniem systemu Riegl VQ-780i, również umożliwiającego ciągłą rejestrację sygnału impulsu laserowego. Naloty zostały wykonane na średniej wysokości 650 m, a szeregi ALS pokrywały się w 20%. Pozyskana chmura punktów miała średnią gęstość 19 pkt/m². Błąd dokładności położenia chmur punktów w płaszczyźnie pionowej wyniósł < 0,15 m, natomiast błąd w płaszczyźnie poziomej ≤ 0,20 m. Chmura punktów została pozyskana przy maksymalnym kącie skanowania ± 30°. W celu pokrycia całego obszaru badań wykonano 88 pojedynczych linii nalotu.

9.2.3. Zobrażenia hiperspektralne

Lotnicze obrazy hiperspektralne pozyskano pięciokrotnie w trakcie trwania projektu: były to trzy kolekcje w roku 2015 oraz po jednej kolekcji w latach 2017 i 2019 (tab. 9.1). W latach 2015 i 2017 pozyskano dane przy użyciu kamer HySpex VNIR-1800 i SWIR-384, uzyskując obrazy o rozdzielczości przestrzennej 5 m w zakresie spektralnym 400–2500 nm. W roku 2019 dane pozyskano za pomocą systemu HySpex VS-725, złożonego z zestawu skanerów – dwóch SWIR-384 i jednego VNIR-1800, dzięki czemu otrzymano obrazy o rozdzielczości przestrzennej 2 m w zakresie spektralnym 400–2500 nm. Każdorazowo zestaw danych był poddawany parametrycznej korekcji geometrycznej oraz korekcji atmosferycznej.

9.2.4. Zobrażenia wielospektralne

Zobrazowania wielospektralne były najczęściej pozyskiwanymi danymi w trakcie realizacji projektu. W roku 2015 i 2016 dane te pozyskiwane były z pułapu satelitarnego. W latach 2017–2019, ze względu na zbyt często występujące zachmurzenie nad obszarem Puszczy Białowieskiej, do analiz drzewostanów wykorzystywano dane pozyskiwane z pułapu lotniczego. Dane satelitarne pochodziły z systemu satelitarnego Pléiades należącego do Airbus Defence & Space. Satelity te wyposażone są w dwa sensory – wielospektralny (MS)

i panchromatyczny (PAN). Zobrazowania wielospektralne obejmują cztery kanały spektralne w zakresie promieniowania niebieskiego (430–550 nm), zielonego (490–610 nm), czerwonego (600–720 nm) oraz bliskiej podczerwieni (750–950 nm). Terenowa wielkość piksela tych danych wynosi 2 m. Kanał panchromatyczny posiada terenową wielkość piksela równą 0,5 m i obejmuje zakres spektralny od 480 do 830 nm.

Lotnicze dane wielospektralne pozyskano przy pomocy kamery DMC II (dane dla 2017 r.) oraz przy pomocy kamery DMC III (dane z roku 2018 i 2019). Zobrazowania wykonywane były w czterech kanałach spektralnych – niebieskim, zielonym, czerwonym oraz bliskiej podczerwieni. Dane pozyskano z pokryciem podłużnym równym 80% i poprzecznym równym 70% oraz terenowej wielkości piksela równej 0,25 m. Na podstawie zdjęć oraz Numerycznego Modelu Terenu o terenowej wielkości piksela równej 1 m wykonano ortofotomapy dla całego obszaru Puszczy Białowieskiej.

9.2.5. Kontrola danych teledetekcyjnych

Kontrola jest jednym z nieodłącznych etapów procesu pozyskania i odbioru danych teledetekcyjnych. Pozwala ona zweryfikować poprawność danych, jak również uniknąć powtarzania żmudnych etapów analiz błędnych materiałów teledetekcyjnych. Przed przystąpieniem do dalszych prac analitycznych czy produkcyjnych, w pierwszej kolejności weryfikacji powinny podlegać dane wejściowe. W czasie kontroli wskazane jest określenie wartości krytycznych umożliwiających zweryfikowanie jakości danych. Każdy etap kontroli powinien kończyć się raportem, który wskazuje na ewentualne uchybienia wymagające poprawienia/korekty. Jednocześnie, raport będący wynikiem kontroli umożliwia użytkownikom szybkie zapoznanie się z podstawowymi charakterystykami danych.

W projekcie ForBioSensing kontroli podlegały dane przekazywane przez firmy dokonujące nalołów teledetekcyjnych. Ponadto każdy produkt opracowywany w ramach projektu poddawany był kontroli wewnętrznej w kluczowych etapach jego tworzenia. Większość etapów kontroli starano się zautomatyzować przy wykorzystaniu autorskich skryptów lub dedykowanego specjalistycznego oprogramowania.

9.2.6. Kontrola danych lotniczego skanowania laserowego

W ramach projektu opracowano dedykowane narzędzie do automatycznej kontroli danych lotniczego skanowania laserowego pod nazwą LasControl (Kraszewski i in., 2020). Opracowane narzędzie umożliwiało:

- weryfikację danych przechowywanych w plikach pod względem ich formatu, zakresu wartości itp.,
- weryfikację procentu pokrycia pomiędzy poszczególnymi pasami nalołów,
- weryfikację gęstości chmury punktów i stopnia pokrycia przez nią obszaru objętego nalołem,
- weryfikację kompletności danych,
- weryfikację dokładności danych na podstawie informacji pozyskanych w terenie,
- weryfikację poprawności klasyfikacji roślinności i wskazanie miejsc z błędami klasyfikacji budynków i roślinności.

Program LasControl umożliwił automatyczną, szybką i wielokrotną weryfikację danych dostarczonych przez wykonawcę. Pozwolił jednocześnie w sposób efektywny wychwycić znaczące braki czy błędy w danych. Po poprawie danych i ponownym ich dostarczeniu, możliwa była kolejna weryfikacja całości danych w celu sprawdzenia ich spójności i poprawności.

Jednak nie we wszystkich aspektach kontroli danych lotniczego skanowania laserowego wykorzystane mogło zostać automatyczne narzędzie. Niektóre parametry musiały podlegać sprawdzeniu manualnemu. Sprawdzenie to polegało na wizualnej weryfikacji otrzymanych danych. Pomocne w tym procesie okazały się produkty rastrowe wygenerowane na podstawie danych wektorowych, tj. obraz intensywności, obraz odbić punktów lotniczego skanowania laserowego oraz obraz wartości RGB. Produkty te pozwoliły na szybką weryfikację poprawności poszczególnych atrybutów przypisanych do punktów.

9.2.7. Kontrola lotniczych danych hiperspektralnych

W projekcie pozyskano pięć zestawów danych hiperspektralnych: trzy w roku 2015 oraz po jednym zestawie w roku 2017 i 2019. Każdy zestaw danych poddawano kilkuetapowej kontroli, której przejście warunkowało odbiór danych. Kolejne etapy kontroli dotyczyły spełnienia przez dostarczone produkty wymogów SIWZ (Specyfikacja Istotnych Warunków Zamówienia) oraz poprawności wykonanych korekcy. Na wstępie sprawdzano, czy dostarczone dane pokrywają cały obszar objęty badaniami. Sprawdzano zgodność rozdzielczości przestrzennej, spektralnej i radiometrycznej dostarczonych obrazów z wymaganymi wartościami. Poprawność geometryczną danych oceniano z zastosowaniem fotopunktów zmierzonych w terenie geodezyjnym odbiornikiem GNSS (ang. Global Navigation Satellite Systems). W tym celu zestawiono wartości referencyjne ze współrzędnymi z obrazu i obliczono wielkość błędu RMSE (ang. Root Mean Square Error - pierwiastek błędu średniokwadratowego). Obrazy zostały także porównane wizualnie z materiałami lotniczymi o wyższej rozdzielczości w celu wykrycia ewentualnych nieprawidłowości.

Poprawność wykonania korekcy atmosferycznej oceniano na podstawie zestawienia wartości w wybranych lokalizacjach na obrazie z wartościami z pomiarów spektrometrycznych w terenie. Referencyjne pomiary terenowe wykonano za pomocą instrumentu Spectral Evolution PSR+ 3600. W celu umożliwienia porównania ujednolicono rozdzielczość spektralną pomiarów. Dla każdego punktu obliczono RMSE i sprawdzono, czy otrzymana wartość mieści się w założonej granicy błędu. Proces pobierania wartości z obrazu, przepróbkowania i zestawiania z wartościami referencyjnymi został zautomatyzowany z użyciem języka R.

9.2.8. Kontrola danych wielospektralnych

W trakcie trwania projektu pozyskano 14 zestawów danych wielospektralnych. Pierwotnie w projekcie zaplanowano pozyskiwanie zobrazowań wielospektralnych z pułapu satelitarnego. Jednak w związku z problemami z pozyskaniem danych dla obszaru badawczego w zakładanych terminach, z powodu niesprzyjających warunków atmosferycznych, podjęto decyzję, aby od roku 2017 włącznie dane satelitarne zastąpić danymi pozyskanymi z pułapu lotniczego.

Satelitarne zobrazowania wielospektralne dla jednego terminu akwizycji składały się z minimum dwóch obrazów. Początkowym etapem kontroli było sprawdzenie, czy zdjęcia zostały wykonane z maksymalnie dwu tygodniowym odstępem czasu oraz czy zostały wykonane przy odpowiednim kącie odchylenia sensora od nadiru. Kolejnym etapem było sprawdzenie występującego na obrazowaniach zachmurzenia, które nie mogło przekroczyć pokrycia 5% całego badanego obszaru.

Pozyskane zobrazowania podlegały trzem podstawowym przetworzeniom: korekcji radiometrycznej, atmosferycznej oraz geometrycznej wraz z ortorektyfikacją.

Korekcja radiometryczna została wykonana przez wykonawcę zobrazowań – firmę Airbus DS. Pierwszym etapem korekcji była wykonana na pokładzie satelity korekta różnic czułości pomiędzy czujnikami (wyrównanie wewnętrzne detektora) oraz korekta detektorów odbiegających od normy. Następnie poprawiono i pozbawiono szumów pasmo panchromatyczne. Ostatnim etapem korekcji było przepróbkowanie pikseli (próbkiwanie Shannon, zob. Tan i Jiang, 2019) w celu uzyskania odpowiedniej rozdzielczości piksela (2 m dla zdjęcia wielospektralnego i 0,5 m dla panchromatycznego). Na tym etapie przetworzenia kontroli podlegała rozdzielczość przestrzenna przekazanych zobrazowań.

Korekcja atmosferyczna wykonana została kodem LOWTRAN (Kneizys i in., 1988), który wykorzystuje modelowanie transferu promieniowania przechodzącego przez atmosferę. Uwzględnia on cechy fizyczne atmosfery oraz warunki pozyskania zobrazowania. Do sprawdzenia dokładności korekcji atmosferycznej i rozdzielczości spektralnej wykorzystano krzywe odbicia spektralnego dla trzynastu różnych obiektów stałych radiometrycznie, pozyskane spektrometrem Spectral Evolution PSR+ podczas pomiarów terenowych.

Korekcja geometryczna wykonana została na podstawie punktów RPC (ang. Rational Polynomial Coefficients) oraz punktów zmierzonych odbiornikiem GNSS w terenie. Kolejnym etapem była ortorektyfikacja, którą wykonano przy użyciu Numerycznego Modelu Terenu (NMT) o terenowej wielkości piksela równej 2 m, wygenerowanego z danych lotniczego skanowania laserowego pozyskanych w roku 2015. Sprawdzenie poprawności wykonania korekcji geometrycznej odbyło się na podstawie punktów pomiarowych zmierzonych w terenie. Pomiar wykonano odbiornikiem GNSS klasy geodezyjnej w technologii RTK (Real Time Kinematic). W przypadku kontroli poprawności przeprowadzenia korekcji atmosferycznej i geometrycznej z ortorektyfikacją dla każdego z obrazów, na podstawie zmierzonych w terenie punktów obliczono wartość błędu średniokwadratowego (MSE, ang. Mean Standard Error) oraz pierwiastek błędu średniokwadratowego (RMSE). Założono, że błąd RMSE dla korekcji atmosferycznej powinien być mniejszy niż 0,5. W przypadku korekcji geometrycznej i ortorektyfikacji błąd musiał być mniejszy niż 0,7 piksela zobrazowania.

Początkowym etapem kontroli lotniczych zobrazowań wielospektralnych było sprawdzenie, czy wszystkie zobrazowania pozyskane dla jednego terminu były wykonane w maksymalnie 7-dniowym odstępem czasu oraz przy bezwietrznej i bezchmurnej pogodzie, z uwzględnieniem minimalnej wysokości słońca nad horyzontem wynoszącej 20°. Ponadto sprawdzano pokrycie poprzeczne oraz podłużne zdjęć, wynoszące odpowiednio minimalnie 70 i 80% oraz rozdzielczość przestrzenną (0,25 m) i radiometryczną (co najmniej 12 bitów). Pozyskane zdjęcia podlegały korekcji geometrycznej w oparciu o fotopunkty zmierzone w terenie, a następnie procesowi ortorektyfikacji metodą bilinearną, przeprowadzonemu z wykorzystaniem Numerycznego Modelu Terenu o rozdzielczości 1 m, wykonanego na

podstawie danych z lotniczego skanowania laserowego pozyskanych w 2015 roku. Podobnie jak w przypadku satelitarnych zobrazowań wielospektralnych, proces kontroli korekcji geometrycznej i ortorektyfikacji przeprowadzono na podstawie 34 punktów zmierzonych w terenie odbiornikiem GNSS klasy geodezyjnej, obliczając wartość błędu średniokwadratowego (MSE) oraz pierwiastek błędu średniokwadratowego (RMSE). Poprawnie opracowane dane posiadały wartość RMSE niższą niż 2 piksele zobrazowania (mniej niż 0,5 m).

9.3. Metodyka

9.3.1. Dynamika zmian wybranych cech taksacyjnych drzewostanów na podstawie wieloczasowych danych lotniczego skanowania laserowego

Zapas i zasobność drzewostanów

Przyjęty sposób wyliczenia zasobności drzewostanów dla 2015 i 2019 roku zakładał jednolite podejście metodyczne w obu terminach. W pierwszej kolejności na podstawie danych ALS zbudowano modele dla zasobności (V) przy pomocy metody ABA PC. W metodzie tej wykorzystane są statystyki obliczone dla chmury punktów z danej powierzchni próbnej. Odniesieniem do analizy chmury punktów były pomiary cech drzewostanów metodą tradycyjną. Opracowane modele bazowały na poniższych statystykach:

- **fe_cbcMe** – średnia potęgowa rzędu 3 ze współrzędnych Z pierwszych odbić (returnnumber = 1),
- **le_p50_var_h** – wariancja wysokości ostatnich odbić (returnnumber = numberofreturns) położonych powyżej połowy wysokości, określonej na podstawie maksymalnej i minimalnej wysokości punktów ALS w obrębie analizowanej powierzchni próbnej.

Po parametryzacji z wykorzystaniem danych dla poszczególnych lat zbudowane modele przybrały następującą postać:

dla 2015 roku:

$$V = 2.839413 * \exp(0.09323122 * fe_{.1m_cbcMe} + 0.01059306 * le_{p50_var_h})$$

dla 2019 roku:

$$V = 2.778733 * \exp(0.09000275 * fe_{.1m_cbcMe} + 0.01575373 * le_{p50_var_h})$$

Wskaźniki oceny dopasowania modelu V_{2015} do danych z roku 2019 wyniosły odpowiednio: $R^2=0,62$, $RMSE=7,83$, $RMSE\%=33,45$, $BIAS=1,62$.

Modele zaimplementowano na obszarze całego obiektu badań w rastrze 22,36 m × 22,36 m (5 ar) dla obu terminów pozyskania danych teledetekcyjnych. W ten sposób określono całkowitą zasobność (drzewa żywe oraz martwe) każdego 5-arowego fragmentu

obszaru polskiej części Puszczy Białowieskiej metodą ABA. W latach 2015–2019 wystąpiło znaczne zamieranie drzewostanów. Aby określić zasobność żywych drzew, obliczono miąższość martwych stojących drzew i odjęto ją od określonej wcześniej metodą ABA sumarycznej zasobności drzewostanu. W tym celu wykorzystano wyniki segmentacji – detekcji pojedynczych drzew. W pierwszej kolejności zidentyfikowano drzewa zmierzone w terenie i widoczne w wynikach segmentacji. Pomiaru terenowe dostarczyły informacji na temat gatunku i miąższości drzew. Segmenty wykorzystane zostały do uzyskania cech drzew na bazie WMK (Wysokościowego Modelu Koron); były to: zmienne wysokościowe, powierzchnie rzutu korony oraz objętości koron. Zmienne te zostały wykorzystane do budowy modeli umożliwiających określenie miąższości pojedynczych drzew w podziale na drzewa liściaste, sosny i świerki (tab. 9.2). Opracowane modele miały postać:

$$V_i = 0.000041 \cdot H_{max}^{2.292069} \cdot area^{0.834182}$$

$$V_{so} = 0.246032 + 0.000176 \cdot (H_{max} \cdot Crown)$$

$$V_{sw} = \left(\frac{H_{max}}{(30.14176 - 0.21965 \cdot H_{max})} \right)^3$$

gdzie:

H_{max} – wysokość maksymalna dla pojedynczego drzewa;

$area$ – powierzchnia korony drzewa;

$Crown$ – objętość korony drzewa.

Model miąższości dla świerka opracowano na zbiorze 686 drzew (Stereńczak i in. 2019), model dla sosny opracowano na zbiorze referencyjnym składającym się ze 156 drzew. Opracowanie modelu miąższości dla drzew liściastych oparto na zestawie 296 obserwacji (olsza – 83, brzoza – 52, dąb – 47, grab – 39, lipa – 29, osika – 20, klon – 14, jesion – 12).

Tabela 9.2. Wskaźniki oceny stopnia dopasowania modeli V_{sw} , V_p , V_{so} do danych referencyjnych.

Wskaźnik	V_{sw}	V_{so}	V_i
R ²	0,68	0,86	0,78
RMSE	2,0	0,41	0,82
RMSE%	40,00	20,89	49,18
MAE	0,69	0,30	0,53
MAE%	27,6	15,33	32,18
BIAS	0,040	0,027	0,012
BIAS%	1,5	1,37	0,75

Wyliczona zasobność drzewostanów dla siatki o wielkości 5 arów oraz dane na temat miąższości pojedynczych drzew martwych umożliwiły określenie zasobności żywych drzew i przypisanie jej do poszczególnych drzewostanów (wydzielień) Puszczy Białowieskiej. W pierwszej kolejności przypisano do wydzieli sumę miąższości z rastrów przecinających się z ich powierzchnią. W przypadku rastrów, których powierzchnia nie pokrywała się w 100% z powierzchnią wydzielenia, w sumie dla wydzielenia uwzględniano procent wartości miąższości przypisanej do siatki stanowiący procentowy udział rastra w danym wydzieleniu. W ten sposób dla każdego z wydzieli przypisano miąższość wyliczoną ze statystyk ALS dla 2015 i 2019 roku (załącznik nr 8). Wartość ta charakteryzowała całą miąższość materii w danym rastrze, tj. drzewa stojące martwe i żywe. W celu wyłączenia z ogólnej zasobności drzewostanu miąższości stojących drzew martwych z warstwy pojedynczych drzew wybierano drzewa martwe i odejmowano ich miąższość od wydzieli, w których zlokalizowane były ich centroidy. Otrzymano w ten sposób miąższość drzew żywych w wydzieleniach.

Wysokość drzewostanów

Do określenia wysokości drzewostanów wykorzystano informację o pojedynczych drzewach. Bazując na wynikach segmentacji z 2019 roku i wysokości maksymalnej pojedynczego segmentu (tj. drzewa) przypisanej z Wysokościowego Modelu Koron dla rastra 22,36 m x 22,36 m, obliczono medianę wysokości drzew. Te wartości uśredniono dla całej powierzchni wydzielenia. Określona w ten sposób wysokość jest właściwie wysokością górnej warstwy drzew i obliczona została na podstawie pełnego pomiaru tej cechy w wydzieleniu.

9.3.2. Dynamika zmian składu gatunkowego drzewostanów na podstawie wieloczynowych danych lotniczego skanowania laserowego

W projekcie trzykrotnie pozyskane zostały zestawy danych lotniczego skanowania laserowego. Dwa zestawy pozyskane zostały w roku 2015 (okres wegetacyjny i bezlistny) oraz jeden zestaw w roku 2019 (okres wegetacyjny). Równoległe z danymi laserowymi pozyskane zostały wielospektralne zobrazowania lotnicze, pozwalające na przypisanie wartości odbicia spektralnego w kanałach NIR, R i G do każdego punktu wchodzącego w skład trójwymiarowej chmury ALS. Pojedyncze drzewa zostały wyodrębnione metodą opisaną przez Stereńczaka i in., (2020a). Na podstawie danych z lat 2015 i 2019 dokonano klasyfikacji gatunkowej pojedynczych drzew na: świerk, sosna, liściaste, w podziale na klasy “żywe” i “martwe” wykorzystując metodykę opracowaną przez Kamińską i in., (2018). Pozwoliło to na oszacowanie liczebności poszczególnych gatunków drzew w górnych warstwach drzewostanów oraz na określenie ich stanu zdrowotnego, a także analizę zmian struktury gatunkowej w czasie trwania projektu.

9.3.3. Dynamika zmian budowy pionowej i zwarcia drzewostanów

Analiza budowy pionowej

Modelowanie budowy pionowej drzewostanów oparto na danych z 482 5-arowych powierzchni próbnych rozmieszczonych w polskiej części Puszczy Białowieskiej, na których

dokonano pomiarów taksacyjnych w 2015 roku. Dla tych powierzchni zostały obliczone statystyki wysokościowe z danych ALS z tego samego roku.

Do budowy modelu wykorzystano regresję logistyczną w postaci:

$$P(Y = 1|x_i) = \frac{e^{a_0 + \sum_{i=1}^k a_i x_i}}{1 + e^{a_0 + \sum_{i=1}^k a_i x_i}}; i = 1 \dots k$$

gdzie:

Y – zmienna dychotomiczna o wartościach: 1 - budowa wielowarstwowa, 0 - budowa jednowarstwowa;

a_i – współczynniki regresji;

x_i – percentyle wysokości z danych ALS dla powierzchni próbnych;

k – liczba przeanalizowanych powierzchni.

Do szacowania parametrów w modelu wykorzystano metodę największej wiarygodności. Model budowano metodą hierarchiczną. Do budowy modelu wykorzystano 70% powierzchni badawczych (337 powierzchni próbnych), natomiast pozostałe 30% (145 powierzchni) użyto do jego walidacji. W wyniku wyszukiwania najlepszego podzbioru zmiennych objaśniających uzyskano model optymalny postaci:

$$P(Y = 1|x_i) = \frac{e^{-2,2047+0,2181P_{15}-0,0762P_{55}+0,0939P_{95}}}{1+e^{-2,2047+0,2181P_{15}-0,0762P_{55}+0,0939P_{95}}};$$

gdzie:

P_{15} – 15 percentyl wysokości;

P_{55} – 55 percentyl wysokości;

P_{95} – 95 percentyl wysokości.

Model optymalny trafnie wskazał 72,6% przypadków, gdzie występowała budowa jednowarstwowa i 66,86% przypadków budowy wielowarstwowej. Całkowita dokładność klasyfikacji na zbiorze treningowym wyniosła OA=70%, a na zbiorze walidacyjnym OA=63,95%.

Analiza stopnia zwarcia drzewostanów

Przez analizę budowy poziomej należy rozumieć w tym przypadku analizę zwarcia górnej warstwy drzewostanów Puszczy Białowieskiej w 2015 roku. Zwarcie drzewostanów

w wydzieleniach wyliczone zostało z wykorzystaniem warstwy pojedynczych drzew wyznaczonych metodą segmentacji (Stereńczak i in., 2020a) oraz warstwy luk, których definicję i sposób detekcji opisano poniżej. Do analizy zwarcia wykorzystano luki o powierzchni większej niż 2 ary zgodnie z Instrukcją Urządzenia Lasu z 2012 roku. Analiza zwarcia przeprowadzona została dla każdego z wydzieleń i składała się z następujących etapów:

- wybór pojedynczych drzew (segmentów), których centroidy znajdowały się wewnątrz danego wydzielenia i których wysokość była większa od 7 m,
- wybór fragmentów luk pokrywającej się z wydzieleniem,
- określenie powierzchni rzutów koron drzew znajdujących się w granicach wydzielenia oraz powierzchni luk znajdujących się w wydzieleniu,
- wyliczenie współczynnika zwarcia określającego procentowe pokrycie powierzchni wydzielenia przez korony drzew ze wzoru:

$$\text{współczynnik zwarcia} = \frac{\text{powierzchnia rzutów koron}}{\text{powierzchnia wydzielenia} - \text{powierzchnia luki}}$$

Opisane kroki powtarzano dla każdego z wydzieleń.

Zwarcie drzewostanów określone zostało dla wszystkich drzew znajdujących się w wydzieleniu oraz z wyłączeniem drzew martwych. Wyliczone wartości współczynnika zwarcia przyjmujące wartości od 0 do 100% podzielone zostały na pięć kategorii, wynikających ze stopnia konkurowania koron drzew:

- < 30% – brak zwarcia,
- 30–45% – zwarcie luźne,
- 46–65% – zwarcie przerywane,
- 66–85% – zwarcie umiarkowane,
- > 85% – zwarcie pełne.

Po zastosowaniu opisanej wyżej metodyki dla obu okresów analizy, uzyskano zwarcie w wydzieleniach w 2015 i 2019 roku. Zwarcie przeanalizowano dla 16057 wydzieleń stanowiących obszary, w których znajdowały się tylko drzewostany Puszczy Białowieskiej.

9.3.4. Dynamika luk

Do analizy dynamiki luk wykorzystano dane ALS pozyskane w latach 2015 i 2019. Posłużyły one do opracowania map przedstawiających występowanie luk w obu terminach oraz do porównania zmian, które zaszły na przestrzeni 4 lat. Na potrzeby analiz przyjęto następującą definicję luki: obszar otwarty w drzewostanie, na powierzchni której wysokość roślinności nie przekracza 2 m, a powierzchnia jest większa niż 20 m². Luki występujące

w Puszczy Białowieskiej sklasyfikowano według powierzchni na luki małe (≤ 5 arów), średnie (5–30 arów), duże (30–50 arów) i bardzo duże (> 50 arów).

Detekcję luk wykonano na obszarze całej polskiej części Puszczy Białowieskiej. Analizy wykonane były w ten sam sposób dla danych lotniczego skanowania laserowego z 2015 i 2019 roku. Do przetworzeń wykorzystano Wysokościowy Model Koron (WMK) będący różnicą Numerycznego Modelu Pokrycia Terenu (NMPT) oraz Numerycznego Modelu Terenu (NMT). Określona wysokość potencjalnych obszarów występowania luk pozwoliła na opracowanie rastrowej mapy luk (maski luk), w której piksele o wartości 1 oznaczały miejsca, w których wysokość względna roślinności wynosiła mniej niż 2 m. Rejony powyżej tej wysokości przyjmowały na masce wartość 0. Przetworzenie całego modelu WMK jednocześnie nie było możliwe, co wymusiło opracowanie specjalnego algorytmu pozwalającego wygenerować maskę luk z tak dużego zbioru danych. Proces generowania maski luk przeprowadzono w regionach wyznaczonych przez doświadczonego operatora, który określił zwarte kompleksy leśne przedzielone drogami lub większymi ciekami wodnymi. Dla każdego regionu wygenerowano maskę obszarów będących lukami. Z masek usunięto luki przedstawione jako pojedynczy piksel, stanowiące potencjalne błędy przetworzenia danych lotniczego skaningu laserowego na siatkę wysokościową. Każdy z regionów został następnie poddany procesowi poligonizacji, tzn. zamiany rastra na poligony wektorowe. Poligony z poszczególnych regionów zostały ze sobą połączone w jedną warstwę. Opracowaną wynikową warstwę poddano następnie filtracji polegającej na usunięciu pojedynczych obiektów o wielkości mniejszej niż 1 m^2 . W ostatnim etapie przetworzenia poligony przecięto z warstwą wydzielen leśnych na terenie Puszczy Białowieskiej. Z przyciętej warstwy usunięto luki stykające się z granicą obszaru zagregowanych wydzielen, jako tych, które potencjalnie były częścią większej otwartej przestrzeni nie mającej charakteru luki. Po automatycznym procesie selekcji przeprowadzono dodatkowo wizualną weryfikację wszystkich uzyskanych poligonów na podkładzie wysokorozdzielczych zdjęć lotniczych w celu wyeliminowania błędów przetworzenia.

Do przeanalizowania zmian w liczbie i wielkości luk niezbędne były warstwy wektorowe z lukami z dwóch terminów: z 2015 i 2019 roku. Warstwy przechowywane są w postaci tabel w bazie PostGIS, toteż wszelkie obliczenia dotyczące liczby luk wykonywano w bazie danych, na podstawie zapytań SQL. Dysponując warstwami z dopisanymi atrybutami dotyczącymi pola powierzchni luk, w ten sam sposób obliczono sumaryczne pole powierzchni luk i jego zmianę w 2019 roku.

9.4. Wyniki

9.4.1. Dynamika zmian wybranych cech taksacyjnych drzewostanów na podstawie wieloczasowych danych lotniczego skanowania laserowego

Zapas i zasobność drzewostanów

Wyniki określania zasobności drzewostanów w Białowskim Parku Narodowym dla drzew martwych i żywych w latach 2015 i 2019 wskazują na niewielkie różnice dynamiki zasobności żywych i martwych drzew stojących (ryc. 9.1, 9.2 i 9.3). Z kolei na obszarach zlokalizowanych poza Białowskim Parkiem Narodowym zasobność drzew żywych zmniejszyła się średnio o $35 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, a drzew martwych zwiększyła się o $29 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (ryc. 9.1 i 9.2). Największa zmiana w zasobności drzew żywych odnotowana została dla obszarów położonych na terenie Nadleśnictwa Białowieża – był to spadek o $38,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Największą zmianę w zasobności drzew stojących martwych stwierdzono w drzewostanach na terenie Nadleśnictwa Hajnówka – był to wzrost o $31,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (tab. 9.3 i 9.4).

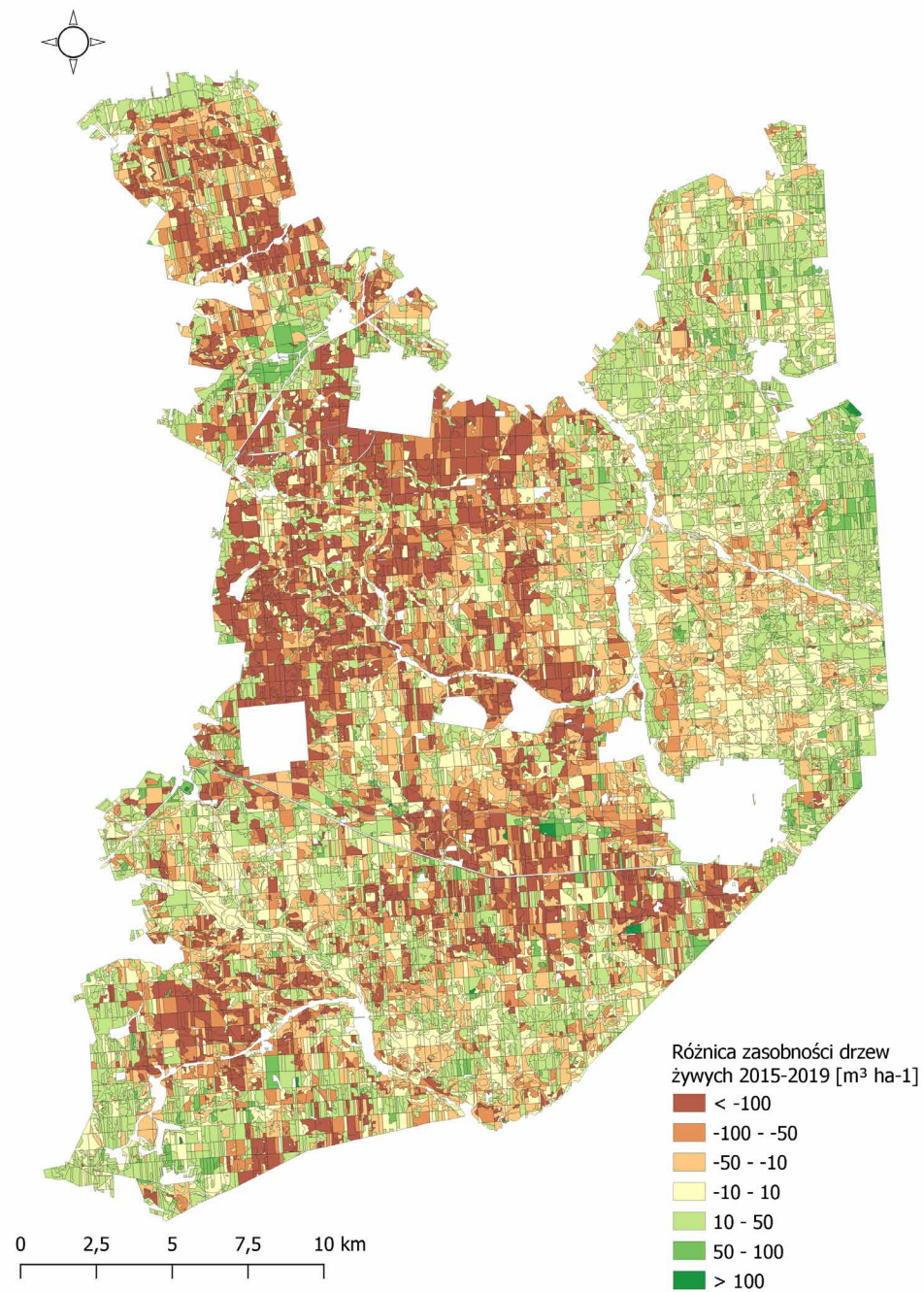
Tabela 9.3. Średnia zasobność drzewostanów w latach 2015 i 2019 w poszczególnych jednostkach administracyjnych polskiej części Puszczy Białowieskiej

Jednostka administracyjna	2015		2019	
	Zasobność drzew żywych [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	Zasobność drzew martwych [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	Zasobność drzew żywych [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]	Zasobność drzew martwych [$\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$]
Białowiecki Park Narodowy	412,6	18,7	414,3	18,9
Nadleśnictwo Browsk	400,7	12,5	368,9	43,5
Nadleśnictwo Hajnówka	406,1	11,9	370,0	43,8
Nadleśnictwo Białowieża	405,3	25,2	367,1	50,1

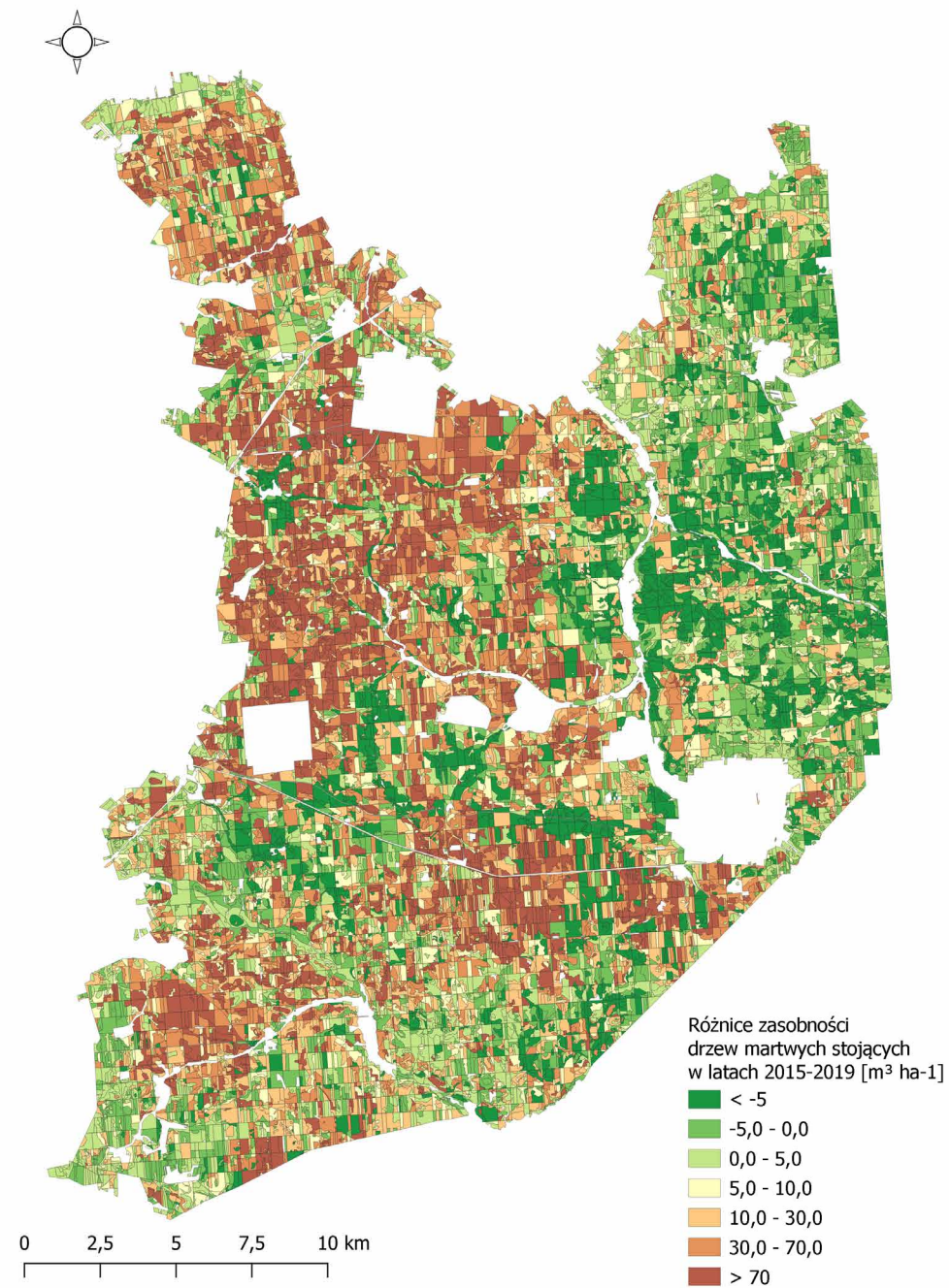
W okresie objętym badaniami, czyli między rokiem 2015 a 2019, sumaryczna miąższość drzew żywych w całej polskiej części Puszczy Białowieskiej wyliczona na podstawie danych teledetekcyjnych zmniejszyła się o 8,5% ($2,09 \text{ mln m}^3$), natomiast miąższość stojących drzew martwych zwiększyła się o 147,7%. Spadek zapasu drzew żywych dla wszystkich nadleśnictw był na tym samym poziomie i wynosił ok. 10%, natomiast dla Białowskiego Parku Narodowego nastąpił on w stopniu niewielkim wynoszącym około 3 tys. m^3 . W przypadku zasobności drzew martwych największy przyrost nastąpił dla Nadleśnictwa Browsk i Hajnówka, zaś dla Białowskiego Parku Narodowego wartość tego parametru zmniejszyła się o 2%.

Tabela 9.4. Zapas drzewostanów w roku 2015 i 2019 w poszczególnych jednostkach organizacyjnych polskiej części Puszczy Białowieskiej

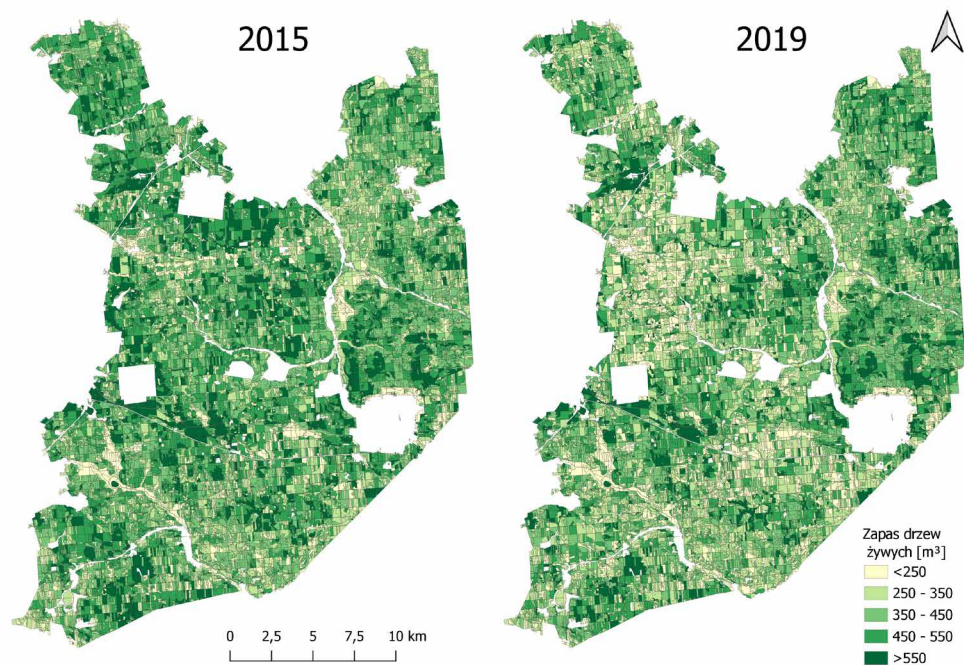
Jednostka administracyjna	2015		2019	
	Zapas drzew żywych [m^3]	Zapas drzew martwych [m^3]	Zapas drzew żywych [m^3]	Zapas drzew martwych stojących [m^3]
Białowiecki Park Narodowy	4 228 138	198 352	4 225 313	194 820
Nadleśnictwo Browsk	7 279 477	246 727	6 528 579	887 947
Nadleśnictwo Hajnówka	7 809 234	251 295	7 014 110	898 789
Nadleśnictwo Białowieża	5 108 576	383 521	4 571 349	682 983
SUMA	24 452 426	1 079 895	22 339 351	2 664 539



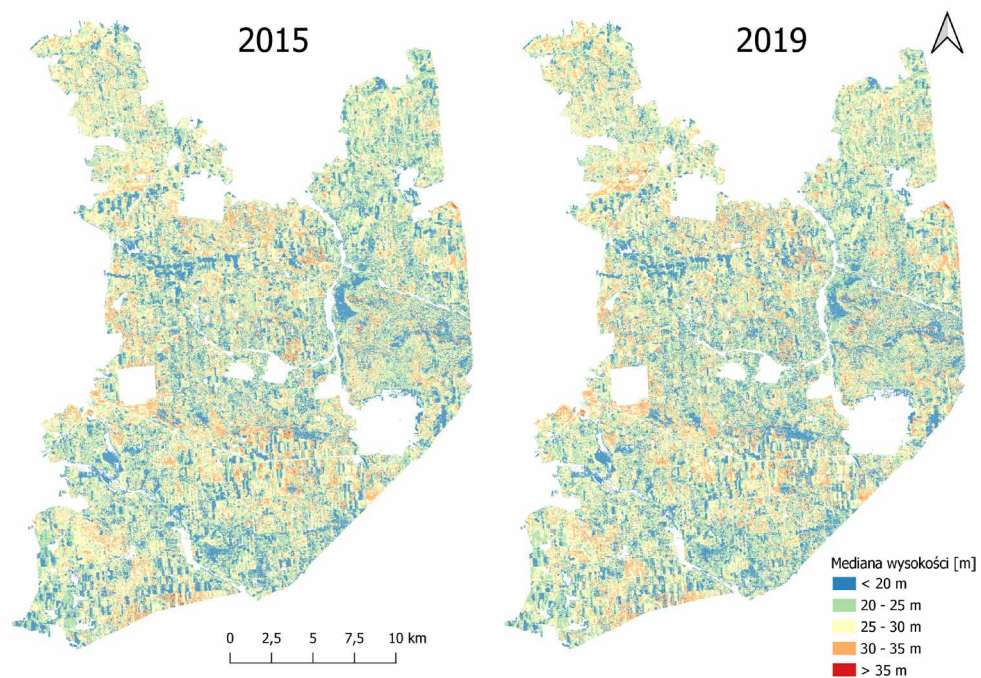
Rycina 9.1. Przyrost zasobności drzew żywych w wydzieleniach PB między rokiem 2015 a 2019



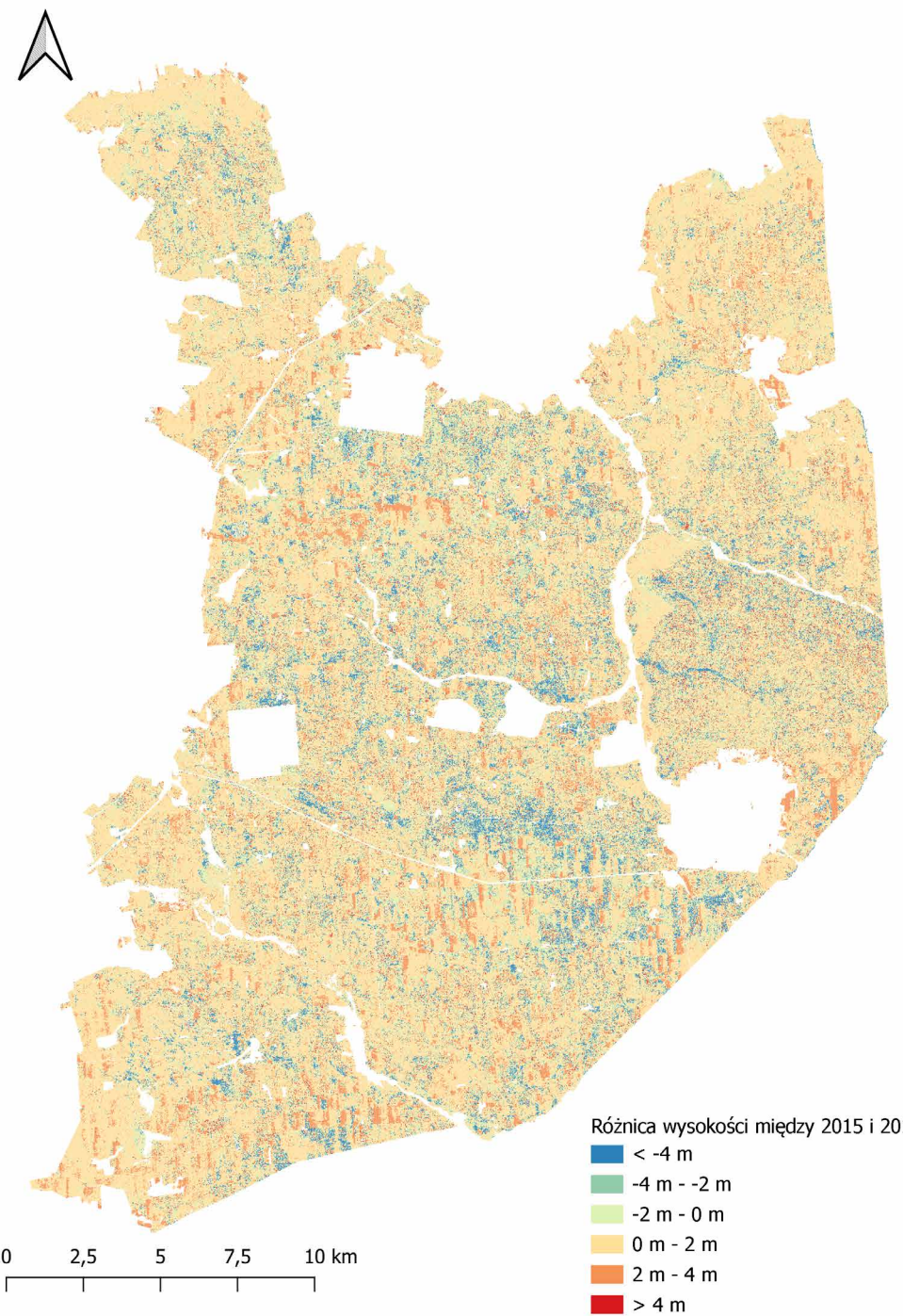
Rycina 9.2. Przyrost zasobności drzew stojących martwych w wydzieleniach PB między rokiem 2015 a 2019



Rycina 9.3. Zapas drzew żywych w wydzieleniach polskiej części Puszczy Białowiejskiej w roku 2015 i 2019



Rycina 9.4. Mediana wysokości drzewostanów w 5 arowych oczkach rastra (pikselach) w 2015 i 2019 roku



Rycina 9.5. Różnica mediany wysokości drzewostanów w 5 arowych oczkach rastra (pikselach) między rokiem 2015 a 2019

Wysokość drzewostanów

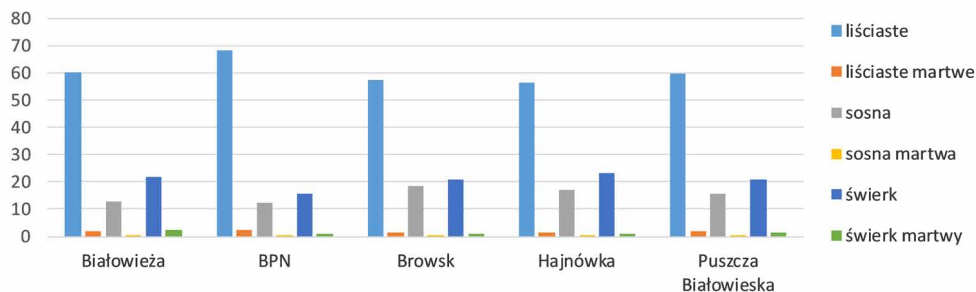
Zestawiając powierzchnię drzewostanów PB, na której zmieniła się mediana wysokości drzewostanu, otrzymano następujące wartości (ryc. 9.4. i 9.5.):

- 3 544 ha z różnicą poniżej -4 m (6,2% obszaru),
- 2 490 ha z różnicą od -4 m do -2 m (4,4% obszaru),
- 9 520 ha z różnicą od -2 m do 0 m (16,8% obszaru),
- 34 130 ha z różnicą od 0 m do 2 m (60,1% obszaru),
- 5 979 ha z różnicą od 2 m do 4 m (10,5% obszaru),
- 1 093 ha z różnicą powyżej 4 m (1,9% obszaru).

Mediana średnio wzrosła we wszystkich jednostkach administracyjnych, za wyjątkiem Nadleśnictwa Białowieża, co może mieć główny związek z intensywnie przebiegającą gradacją kornika drukarza i cięciami na obszarze tego nadleśnictwa.

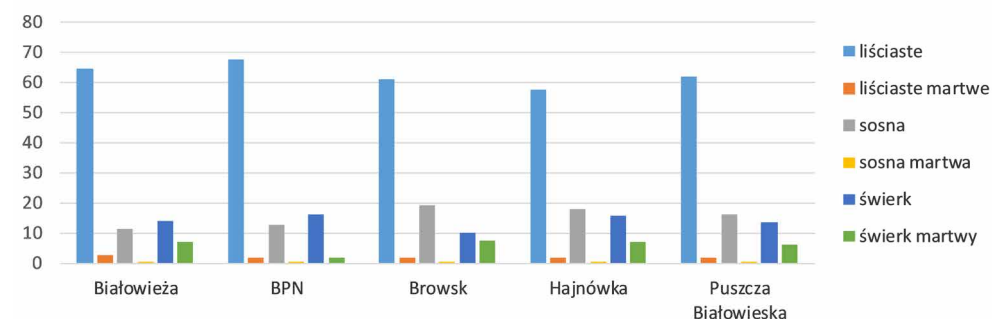
9.4.2. Dynamika zmian struktury gatunkowej na podstawie wieloczasowych danych lotniczego skanowania laserowego

W 2015 roku na obszarze polskiej części Puszczy Białowiejskiej wśród drzew żywych największy udział stanowiły drzewa liściaste (59,6%), następnie świerki (21,0%) oraz sosny (15,8%). Biorąc pod uwagę drzewa martwe, największy odsetek przypadła na drzewa liściaste (1,9%), świerki (1,3%) oraz sosny (0,4%) (ryc. 9.6). Największy udział drzew liściastych, zarówno żywych, jak i martwych, był w Białowiejskim Parku Narodowym, gdzie wyniósł on odpowiednio 68,2% oraz 2,6% wszystkich drzew. Największy udział żywych świerków był w Nadleśnictwie Hajnówka (23,3%), natomiast sosen w Nadleśnictwie Browsk (18,5%). W przypadku martwych drzew iglastych największy udział martwych świerków odnotowano w Nadleśnictwie Białowieża (2,5%), natomiast martwych sosen w Białowiejskim Parku Narodowym (0,5%).



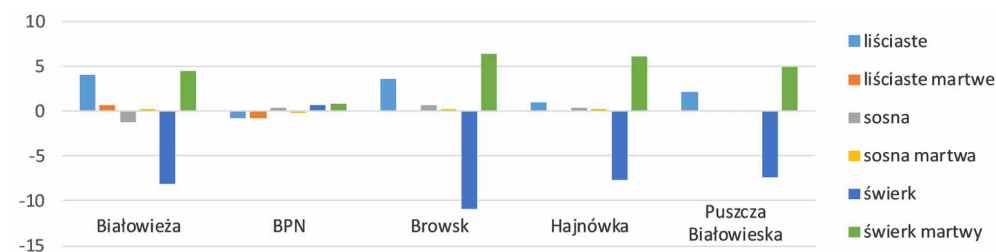
Rycina 9.6. Procentowy udział poszczególnych gatunków drzew w polskiej części Puszczy Białowiejskiej określony na podstawie powierzchni koron w roku 2015

Zmiany zachodzące w strukturze drzewostanów Puszczy Białowiejskiej, związane w głównej mierze z rozwojem gradacji kornika drukarza oraz z prowadzonymi pracami gospodarczymi i działaniami ochronnymi, miały bezpośrednie odzwierciedlenie w udziale poszczególnych gatunków drzew. W Puszczy Białowiejskiej w 2019 roku, dane określone na podstawie powierzchni koron wykazały, że 61,7 % zajmowały drzewa liściaste, 16% sosny oraz 13,7% świerki z ogólnej liczby wszystkich drzew żywych i martwych stojących. Wśród drzew martwych największy udział miał świerk (6,2%), następnie drzewa liściaste (1,9%) oraz sosna (0,5%) (ryc. 9.7). Największy udział drzew żywych liściastych był w Białowiejskim Parku Narodowym, na poziomie 67,4%. Największy udział żywych sosen stwierdzono w Nadleśnictwie Browsk (19,1%), natomiast żywych świerków w Białowiejskim Parku Narodowym (16%). Jeśli chodzi o drzewa martwe, to największy udział martwych świerków odnotowano w Nadleśnictwie Browsk (7,3%), natomiast martwych drzew liściastych oraz martwych sosen w Nadleśnictwie Białowieża (odpowiednio 2,5% oraz 0,6%).

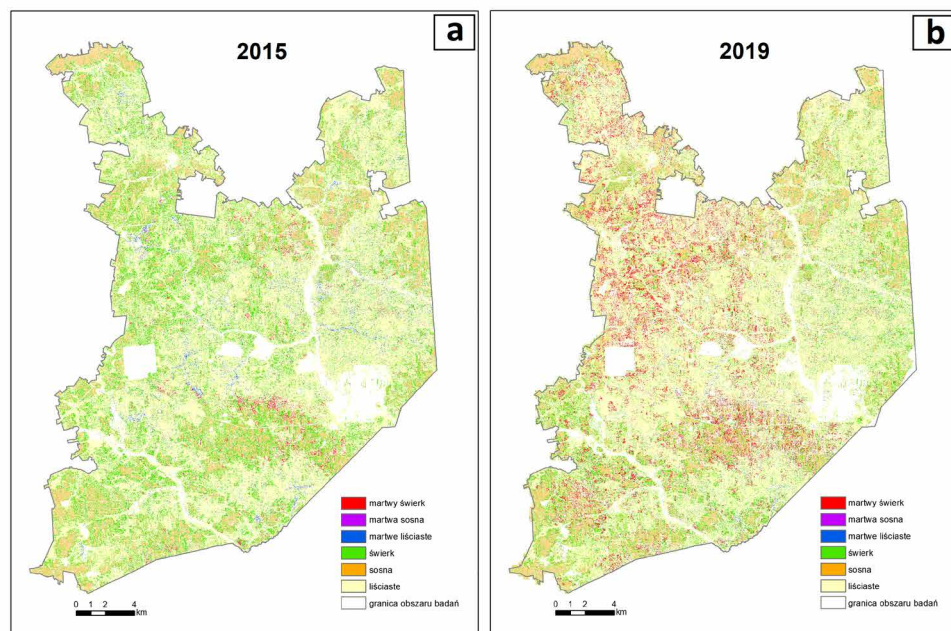


Rycina 9.7. Procentowy udział poszczególnych gatunków drzew w polskiej części Puszczy Białowiejskiej określony na podstawie powierzchni rzutów koron na płaszczyznę poziomą w roku 2019

Wyniki dla klasyfikacji z lat 2015 i 2019 wyraźnie wskazują na utrzymujący się w tym okresie trend zamierania drzewostanów świerkowych na obszarze Puszczy Białowiejskiej, co w bezpośredni sposób wpływało na zmianę struktury drzewostanów również innych gatunków lasotwórczych tego terenu. We wszystkich puszczańskich nadleśnictwach zaobserwowany został trend znacznego spadku udziału świerka, z jednoczesnym wzrostem udziału świerka martwego. Na terenie nadleśnictw przełożyło się to również na wzrost udziału gatunków drzew liściastych, które w większości zajmowały wcześniej drugą warstwę drzewostanu. Co ciekawe, w Białowiejskim Parku Narodowym zaobserwowano zmiany nieprzekraczające 1% wśród poszczególnych gatunków drzew, zarówno żywych, jak i martwych (ryc. 9.8 i 9.9).



Rycina 9.8. Procentowa różnica udziału poszczególnych gatunków drzew w polskiej części Puszczy Białowiejskiej określona na podstawie powierzchni rzutu koron na płaszczyznę poziomą w latach 2015–2019



Rycina 9.9. Klasyfikacja gatunkowa na podstawie danych ALS w roku 2015 (a) oraz 2019 (b)

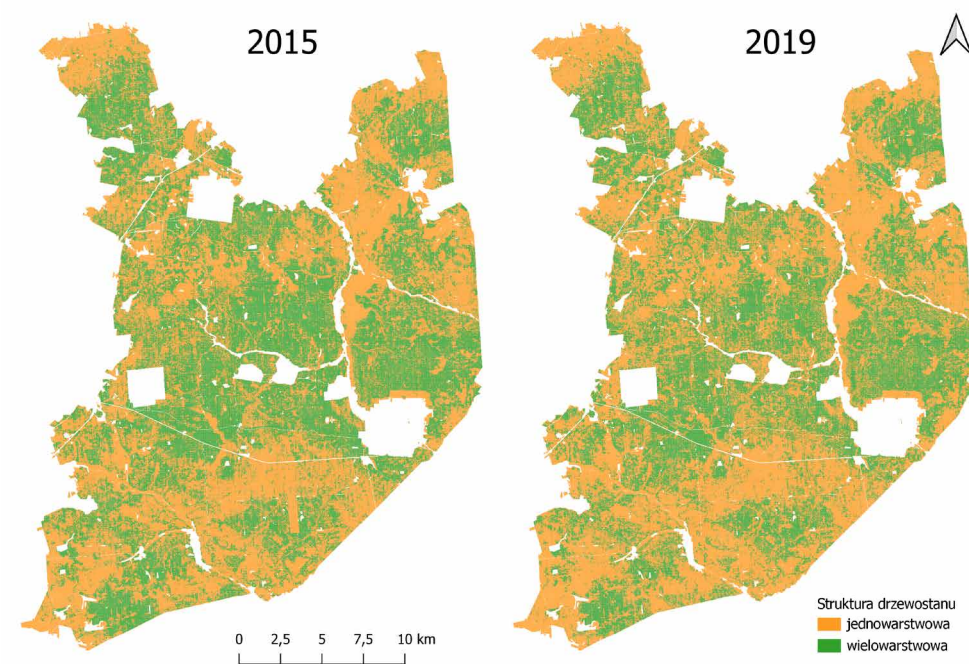
Tabela 9.5. Powierzchnia zajmowana przez fragmenty drzewostanów o budowie jedno- i wielowarstwowej w polskiej części Puszczy Białowieżskiej w latach 2015 i 2019

Jednostka administracyjna	Powierzchnia zajmowana przez daną strukturę drzewostanu [ha]			
	Jednowarstwowa		Wielowarstwowa	
	2015	2019	2015	2019
Nadleśnictwo Białowieża	6173	7079	5978	5072
Nadleśnictwo Browsk	10061	10818	6800	6042
Nadleśnictwo Hajnówka	10465	11351	7867	6981
Białowieżski Park Narodowy	5256	5696	4678	4237
RAZEM	31 955	34 944	25 323	22 332

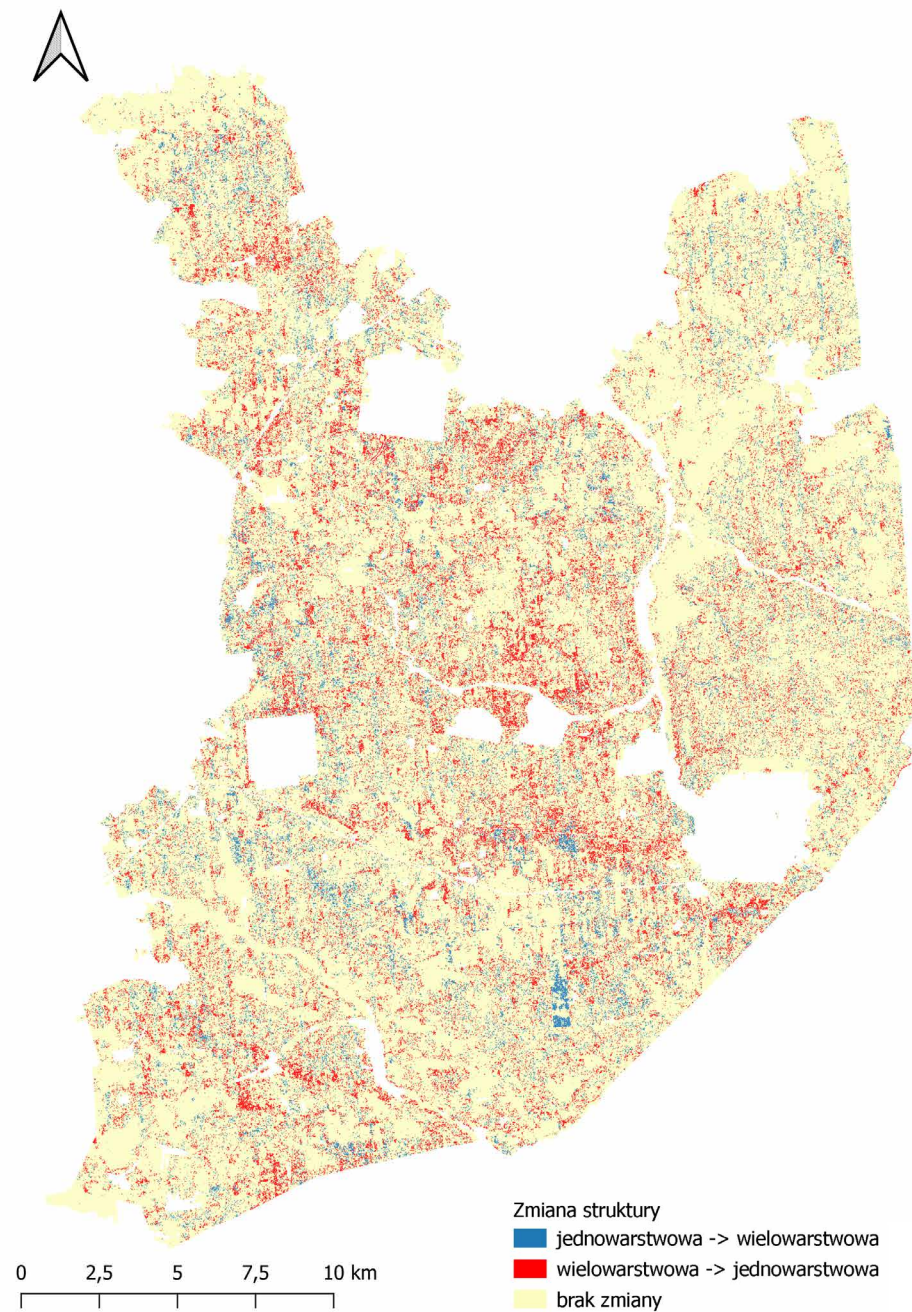
9.4.3. Dynamika zmian budowy pionowej i zwarcie drzewostanów

Analiza budowy pionowej drzewostanów

Na przestrzeni czterech lat nastąpiło uproszczenie się budowy pionowej drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieżskiej. Między rokiem 2015 a 2019 nastąpił wzrost udziału drzewostanów o budowie jednowarstwowej względem drzewostanów wielowarstwowych (tab. 9.5). Związane to było często z zamieraniem świerków w górnej warstwie drzewostanu, co w efekcie powodowało uproszczenie budowy drzewostanu i zamianę budowy wielo- lub dwuwarstwowej na jednowarstwową. Powierzchniowo największe zmiany odnotowano w Nadleśnictwie Białowieża (906 ha), gdzie intensywność gradacji kornika drukarza w analizowanym okresie była największa. Powierzchniowo najmniejsze zmiany stwierdzono w Białowieżskim Parku Narodowym (440 ha), gdzie wspomniana gradacja miała najmniejszą dynamikę. Budowa pionowa drzewostanów zmieniła się na 5% powierzchni polskiej części Puszczy Białowieżskiej (tab. 9.5 oraz ryc. 9.10 i 9.11).



Rycina 9.10. Przestrzenny rozkład fragmentów drzewostanów o różnej budowie pionowej w polskiej części Puszczy Białowieżskiej w latach 2015 i 2019



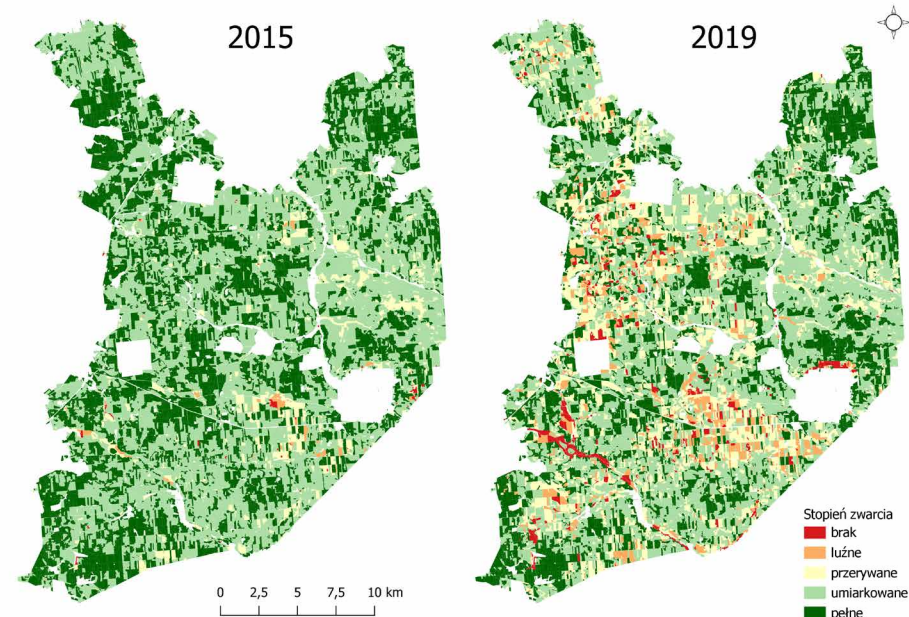
Rycina 9.11. Przestrzenny rozkład zmian pionowej budowy fragmentów drzewostanów w polskiej części Puszczy Białowieżskiej w latach 2015–2019

Analiza zwarcia drzewostanów

Zwarcie przeanalizowano dla 16 057 wydziałów, w których znajdowały się tylko drzewostany Puszczy Białowieżskiej (bez przestrzeni otwartych). Zmiany zwarcia w okresie 2015–2019 spowodowane były w głównej mierze gradacją kornika drukarza (tab. 9.6. i ryc. 9.12). Gradacja była przyczyną zamarcia dużej części populacji świerka, który ze względu na swój wiek dominował w strukturze drzewostanów i stanowił z reguły pierwszą warstwę drzewostanu.

Tabela 9.6. Liczba wydziałów o danym stopniu zwarcia w polskiej części Puszczy Białowieżskiej z wyłączeniem obszarów zajmowanych przez drzewa martwe w roku 2015 i 2019

Jednostka administracyjna	zwarcie pełne		zwarcie umiarkowane		zwarcie przerywane		zwarcie luźne		brak	
	2015	2019	2015	2019	2015	2019	2015	2019	2015	2019
Nadleśnictwo Białowieża	1287	956	1798	1472	232	586	42	274	24	95
Nadleśnictwo Browsk	1999	1579	2172	1788	130	676	20	207	16	87
Nadleśnictwo Hajnówka	2574	1985	2748	2200	184	883	26	298	10	176
Białowieżski Park Narodowy	692	771	1843	1556	311	401	5	55	4	72
RAZEM	6552	5291	8561	7016	857	2546	93	834	54	430



Rycina 9.12. Rozkład przestrzenny stopnia zwarcia drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieżskiej bez drzew martwych w poszczególnych wydziałach w roku 2015 i 2019

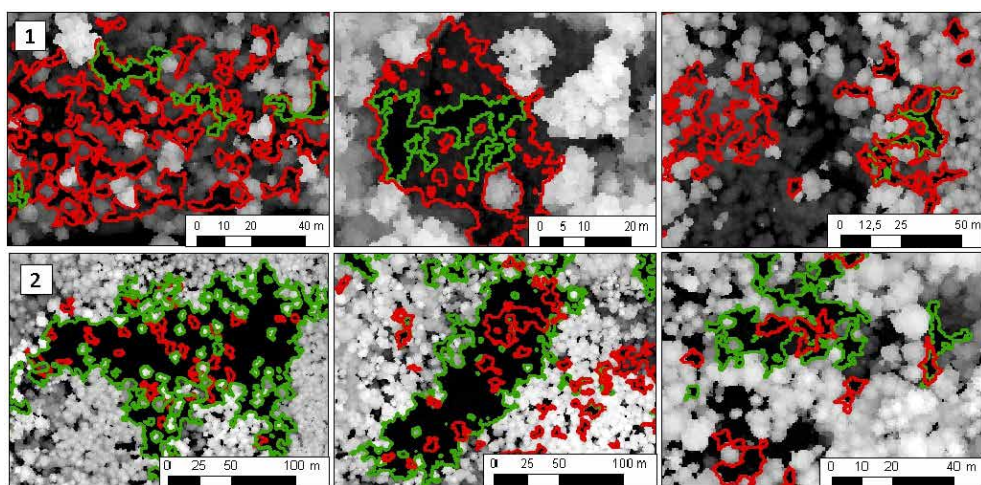
Analizując zmianę stopnia zwarcia w okresie 2015–2019 (tab. 9.7), należy stwierdzić, że największa liczba wydzieleni (1737) przeszła z umiarkowanego stopnia zwarcia na zwarcie luźne. Podobnie liczne zmiany zaszły w przypadku zwarcia pełnego: w 1613 wydzieleniach zmieniło się ono w zwarcie umiarkowane, co niewątpliwie było efektem dynamicznie rozwijającej się w tym czasie gradacji kornika drukarza.

Tabela 9.7. Zestawienie zmiany stopnia zwarcia w wydzieleniach w polskiej części Puszczy Białowieskiej z wyłączeniem obszarów zajmowanych przez drzewa martwe w roku 2015 i 2019

Brak		Stopień zwarcia w 2019 r.				
		Brak	Luźne	Przerywane	Umiarkowane	Pełne
Stopień zwarcia w 2015 r.	Brak	21	14	6	12	1
	Luźne	33	30	18	11	1
	Przerywane	92	164	454	144	4
	Umiarkowane	250	552	1737	5237	785
	Pełne	39	74	332	1613	4500

9.4.4. Dynamika luk

Luki w drzewostanie mogą pojawiać się, zarastać, rozszerzać się, jak również pojedyncze sąsiadujące luki mogą połączyć się w jedną, a duża luka może rozdzielić się na dwie lub więcej. W celu analizy zmian zachodzących między poszczególnymi lukami i w ich obrębie, niezbędne jest określenie tych relacji (ryc. 9.13).



Rycina 9.13. Dynamika luk – przykłady luk zarastających (1) i rozszerzających się (2). Kolor czerwony – 2015 r., kolor zielony – 2019 r., podkład NMT z 2019 r

Na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej zlokalizowano 254016 luk o sumarycznej powierzchni 2189,4 ha w 2015 roku, natomiast w 2019 roku – 252006 luk o sumarycznej powierzchni wynoszącej 2601,7 ha (tab. 9.8).

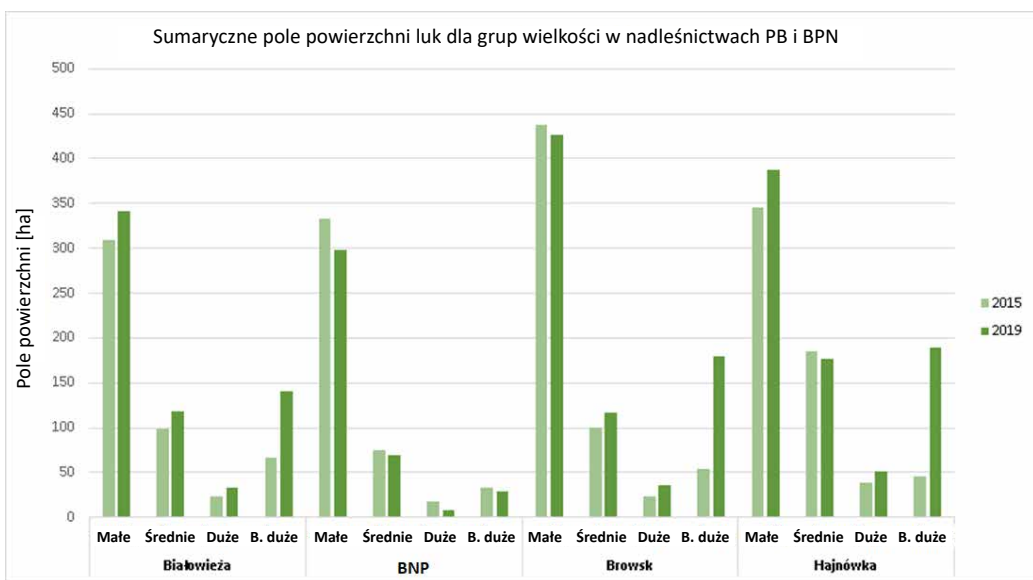
Tabela 9.8. Sumaryczna powierzchnia i liczba zdigitalizowanych luk w danym roku oraz ich dynamika w okresie 2015–2019 w polskiej części Puszczy Białowieskiej (PB)

Termin	Liczba luk	Sumaryczna powierzchnia luk [ha]	Średnia powierzchnia luki [ha]	Min. powierzchnia luki [ha]	Max. powierzchnia luki [ha]	% pokrycia PB przez luki
2015	254016	2189,4	0,0086	0,0020	4,6045	3,87
2019	252006	2601,7	0,0103	0,0020	9,3946	4,60
zmiana	-2010	+412,3	+0,0017	-	+4,7901	+0,73

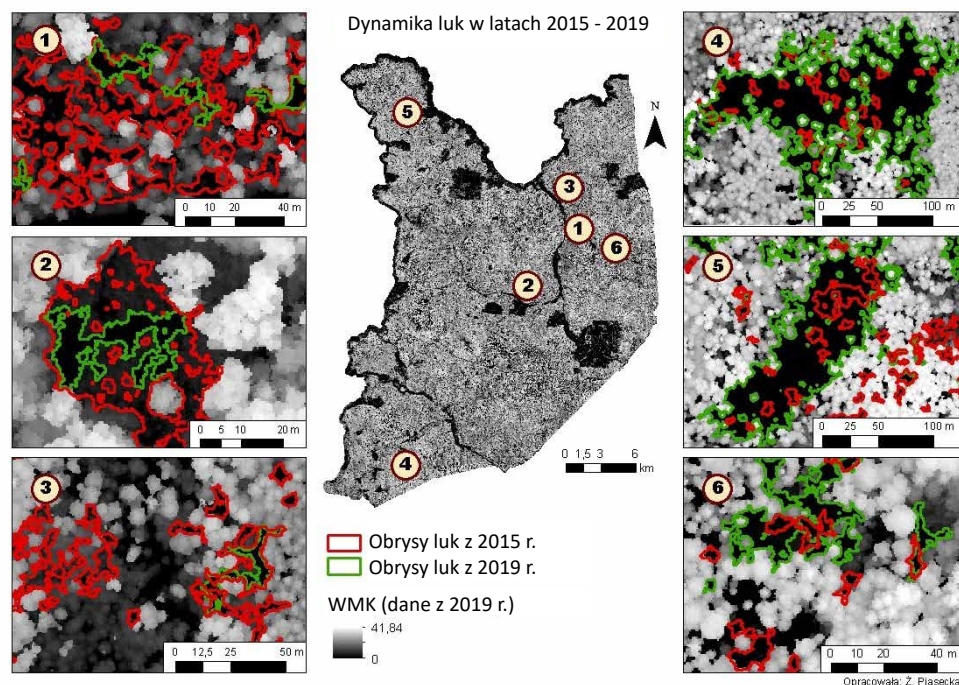
W okresie 2015–2019 całkowita liczba luk zmalała o 2010 luk, natomiast odnotowano wzrost sumarycznej powierzchni luk o 412,3 ha. Powierzchnia pojedynczej luki wzrosła maksymalnie o 4,7901 ha, natomiast średnia powierzchnia pojedynczej luki wzrosła o 0,0017 ha. Wzrost odnotowano także w procentowym pokryciu polskiej części Puszczy Białowieskiej przez powierzchnię luk – 0,73 punktu procentowego. W 2019 roku powierzchnia luk w drzewostanach świerkowych zajmowała o ponad 12 punktów procentowych więcej w porównaniu z rokiem 2015 (tab. 9.9).

Tabela 9.9. Udział procentowy luk w drzewostanach wybranych gatunków drzew dynamika w okresie 2015-2019 w polskiej części Puszczy Białowieskiej

Gatunek panujący w drzewostanie	% udziału w sumarycznej powierzchni luk		Różnica
	2015	2019	
inne	5,91	6,37	0,46
brzoza	3,1	3,33	0,22
dąb	5,74	5,3	-0,44
grab	6,73	4,81	-1,92
lipa	8,81	5,86	-2,95
olsza	18,55	11,8	-6,74
sosna	22,92	21,96	-0,96
świerk	28,24	40,58	12,34



Rycina 9.14. Zmiany w sumarycznej powierzchni luk dla poszczególnych grup wielkości w nadleśnictwach polskiej części Puszczy Białowieskiej (PB) i Białowieskiego Parku Narodowego (BPN) w okresie 2015–2019



Rycina 9.15. Dynamika wybranych luk w polskiej części Puszczy Białowieskiej w latach 2015–2019

W trzech nadleśnictwach polskiej części Puszczy Białowieskiej odnotowano wzrost sumarycznej powierzchni luk: w Nadleśnictwie Białowieża – o 136,3 ha, w Nadleśnictwie Browsk – o 141,1 ha, w Nadleśnictwie Hajnówka – o 188,4 ha. Zmniejszenie sumarycznej powierzchni luk o 53,5 ha odnotowano w Białowieskim Parku Narodowym. Zmiany w powierzchni luk można zauważyć też w poszczególnych grupach wielkości (ryc. 9.14 i 9.15).

9.5. Dyskusja

Zaprezentowane w niniejszym rozdziale wyniki są tylko częścią prowadzonych w ramach projektu analiz teledetekcyjnych, które opublikowane zostały we wcześniejszych pracach (m.in.: Erfaniferad i in., 2018, 2019; Kamińska i in., 2018, 2020, 2021; Kraszewski i in., 2020; Laurin i in., 2020; Mielcarek i in., 2018, 2020; Modzelewska i in., 2020, 2021; Olpenda i in., 2019; Stereńczak i in., 2017, 2019, 2020a, 2020b). W wielu przypadkach zaprezentowane w tym rozdziale metodyki przetwarzania i analizy danych zostały szczegółowo opisane w pracach naukowych, stąd też częste są odniesienia do konkretnych publikacji.

W projekcie LIFE+ ForBioSensing wykorzystano różne zestawy danych teledetekcyjnych. Dane lotniczego skanowania laserowego – dzięki swoim właściwościom – wykorzystane zostały do odtworzenia powierzchni gruntu poprzez przetworzenie chmury punktów do NMT oraz powierzchni odzwierciedlającej górną powierzchnię obiektów znajdujących się na powierzchni ziemi poprzez przetworzenie chmury punktów do NMPT. Poprzez odjęcie wartości odpowiadających sobie pikseli w NMPT i NMT otrzymano model reprezentujący wszystkie obiekty znajdujące się na powierzchni wraz z ich faktyczną wysokością – tzw. różnicowy numeryczny model pokrycia terenu, a dla obszarów leśnych WMK. WMK wykorzystany został w wielu analizach wykonanych na potrzeby monitorowania stanu polskiej części Puszczy Białowieskiej. Przede wszystkim jednak był wykorzystany w procesie detekcji pojedynczych drzew. Pojedyncze korony drzew, wyznaczone w 2015 roku, tj. w pierwszym roku pozyskania danych teledetekcyjnych, były podstawą do większości prac związanych z analizą dynamiki zmian zachodzących w drzewostanach Puszczy Białowieskiej. W szczególności wyniki segmentacji WMK wraz z wynikami klasyfikacji cyfrowych zdjęć lotniczych lub satelitarnych wsparły analizy czasowo-przestrzenne rozprzestrzeniania się gradacji kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej, czego wyrazem była liczba zinventaryzowanych stojących drzew. Dane teledetekcyjne wykorzystano ponadto do określenia zasobności martwych drzew stojących, dynamiki zmian zasobności oraz wskazania drzew niebezpiecznych z punktu widzenia ruchu turystycznego w Puszczy Białowieskiej (Stereńczak i in., 2017), a także do przeanalizowania budowy pionowej i poziomej drzewostanów. Analizy te przeprowadzone dla tak dużego obszaru leśnego w odniesieniu do pojedynczych drzew i danych wieloczasowych są unikatowe. Opracowane metody wykorzystania danych teledetekcyjnych mają ogromne znaczenie z poznawczego punktu widzenia oraz pozwalają na implementację uzyskanych wyników w praktyce.

Istotnym elementem analiz teledetekcyjnych jest właściwe pozyskanie i kontrola dostarczonych danych. Kontrola danych powinna być nieodłącznym etapem wszystkich analiz. Szczególną uwagę należy zwrócić nie tylko na poprawność danych wejściowych, ale również na jakość i poprawność produktów wytwarzanych w całym procesie. Każdy etap

kontroli ma za zadanie ustrzec wykonawcę przed otrzymaniem niepożądanych wyników pochodzących z nieprawidłowych danych. Prawdopodobieństwo popełnienia błędów wzrasta wraz ze złożonością procesu analitycznego, który może składać się z wielu etapów oraz integrować informacje z wielu różnych danych. Kontrola najpierw powinna obejmować dane wejściowe, a następnie poszczególne pod-produkty danego procesu produkcyjnego. Ostatcznym potwierdzeniem poprawności całego procesu analizy danych jest ocena końcowego produktu, która weryfikuje jego zgodność z oczekiwaniami i określa jego jakość. Automatyzacja procesu kontroli (Kraszewski i in., 2020), jak i kolejnych elementów analiz, pozwoliła na oszczędność czasu i jednocześnie umożliwiła kontrolę całych zestawów danych przekazywanych po ewentualnych poprawkach.

Wykorzystane w niniejszym rozdziale dane były dużym zestawem informacji cyfrowej, który stanowił swoisty przykład zbioru określanego mianem Big Data. Dane zajmowały duży wolumen kilku terabajtów, który wymagał nowatorskiego podejścia do przetwarzania i zawierał dane różnego typu: teledetekcyjne 2D i 3D oraz numeryczne. Integracja tych danych i ich wzajemna analiza pozwoliła na uzyskanie nowatorskiej informacji, nieosiągalnej w czasie analizy pojedynczych zbiorów. Dla przykładu tylko dane lotniczego skanowania laserowego pozyskane w 2015 roku i 2019 roku zajmowały 403 GB, a do tego należy doliczyć dane spektralne oraz dane z pomiarów taksacyjnych pozyskane w latach 2015, 2017 i 2019 (ponad 150 tys. rekordów). W początkowej fazie projektu – w roku 2014 – nie było jeszcze wielu aktualnie dostępnych narzędzi czy rozwiązań i usług w oferowanych w chmurze, więc zapanowanie nad poprawnością przechowania i przetworzenia danych było dużym wyzwaniem.

Modelowanie zasobności drzewostanów Puszczy Białowieskiej wykonane zostało znaną i sprawdzoną metodą ABA PC (Næsset, 2002; Parkitna i in., 2021). Uzyskane wartości zbieżne są z wynikami analiz naziemnych (rozdział 4). Dokładność predykcji określona na powierzchniach próbnych przyjęła dobre wartości, głównie w wyniku uwzględnienia efektu brzegowego, co potwierdzone zostało także w innych badaniach tego obszaru (Laurin i in., 2020). Efekt brzegowy to sytuacja, gdy korony drzew nie zmierzonych w terenie (gdyż ich pnie nie znajdowały się w obrębie powierzchni badawczej) wchodzą w powierzchnię, a więc pozostawiają ślad w danych ALS. W efekcie zmienne wykorzystywane w modelowaniu zasobności na powierzchni próbnej są zniekształcone, gdyż do ich obliczenia wchodzi punkty ALS, które powstały właśnie na koronach drzew nie zmierzonych na powierzchni próbnej. Efekt ten wzmaga się w sytuacji, gdy stosowane są powierzchnie badawcze o relatywnie małej powierzchni w stosunku do wielkości drzew, szczególnie w drzewostanach o zróżnicowanej budowie. W drzewostanach Puszczy Białowieskiej mamy do czynienia z obiema sytuacjami. Niemniej jednak uzyskane wyniki są bardzo zgodne z wynikami pomiarów naziemnych, więc można stwierdzić, iż zastosowana metoda dostarczyła dokładnych i wiarygodnych informacji na temat zasobności i zapasu drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Należy zwrócić uwagę na to, że w analizie wykorzystano informację o miąższości zamarłych drzew w oparciu o metodę ITD (Individual Tree Detection). Takie podejście nie było często opisywane w literaturze, a pozwoliło na dostarczenie kompleksowej i precyzyjnej lokalnie informacji o dynamice drzewostanów Puszczy Białowieskiej.

Wysokość drzewostanów określona została w najbardziej precyzyjny sposób, bo z wykorzystaniem pomiaru wysokości wszystkich drzew z wykorzystaniem algorytmu do detekcji drzew (Stereńczak i in., 2020a). Tego typu pomiar jest dokładny i szeroko wykorzysty-

wany w praktyce stosowania ALS do określania cech pojedynczych drzew (Mielcarek i in., 2018). Przedstawiona metoda określania wysokości drzewostanów różni się od standardowo przyjętej w inwentaryzacji, gdyż wykorzystuje informacje ze wszystkich drzew, a nie tylko ich próby z powierzchni. Z jednej strony ma to zalety, gdyż wysokość jest określona precyzyjnie, ale wadą tej metody jest jej trudna porównywalność z wysokością określoną dla wydzielenia za pomocą metodyki przyjętej w pracach na potrzeby urządzania lasu. Dzięki jednolitej metodyce możliwe było przeprowadzenie dokładnej analizy zmian wysokości drzewostanów na obszarze całej polskiej części Puszczy Białowieskiej. Odnotowane zmiany związane były z przyrostem drzew na wysokość, ale także ze zmianami budowy drzewostanów na tym terenie, będących efektem głównie gradacji kornika drukarza, która przyjęła w badanym okresie niespotykane wcześniej rozmiary (Grodzki, 2016).

Analiza struktury gatunkowej, a precyzyjniej udziału sosny, świerka i gatunków liściastych razem, miała na celu przede wszystkim zobrazowanie i skwantyfikowanie daleko idących zmian spowodowanych gradacją kornika drukarza. Udział świerka w górnej warstwie drzewostanu zmniejszył się między 2015 a 2019 rokiem o około 40%. Tak dynamiczna zmiana wskazuje na intensywne wydzielenie się drzew w wyniku gradacji kornika drukarza. Dzięki możliwości monitorowania stanu pojedynczych drzew (Kamińska i in., 2018) możliwe było określenie dynamiki i przestrzennej skali rozprzestrzeniania się gradacji kornika drukarza w 2015 roku (Stereńczak i in., 2019) oraz w latach 2015–2019 (Kamińska i in., 2021), a także wskazanie czynników determinujących rozwój gradacji kornika drukarza (Kamińska i in., 2020, 2021; Stereńczak i in., 2020b).

Analiza dynamiki struktury drzewostanów potwierdziła wcześniejsze wyniki, czyli wskazała te fragmenty polskiej części Puszczy Białowieskiej, w których doszło do największych zmian w efekcie gradacji kornika drukarza, działalności gospodarczej oraz działań ochronnych, a także innych procesów i zjawisk (np. silnych wiatrów). Zaproponowane rozwiązania metodyczne umożliwiły przeprowadzenie analizy zmian w okresie 2015–2019 w jednolity i obiektywny sposób, co do tej pory nie było możliwe dla całego obszaru badań z zastosowaniem danych naziemnych. Ważną obserwacją było stwierdzenie faktu silnego wydzielenia się pierwszej warstwy lasu, ale również wskazanie, że w wielu drzewostanach Puszczy Białowieskiej znajdowała się druga warstwa, które gradacja odsłoniła. Widać to szczególnie w przypadku budowy pionowej, która w wielu miejscach się uprościła (około 3000 ha), tj. miejsce dwuwarstwowych drzewostanów zajęły drzewostany jednowarstwowe. Rozwijająca się gradacja spowodowała także zamieranie całych drzewostanów, co m.in. przełożyło się na powiększenie się sumarycznej powierzchni luk w drzewostanach Puszczy Białowieskiej o 412 ha. Powierzchnia luk zwiększyła się w lasach gospodarczych (w Nadleśnictwie Białowieża – o 136 ha, w Nadleśnictwie Browsk – o 141 ha, w Nadleśnictwie Hajnówka – o 188 ha), a zmalała w Białowieskim Parku Narodowym, gdzie łączna powierzchnia luk zmalała o ponad 53 ha.

Przedstawione w tym rozdziale analizy wskazują na dynamiczne zmiany w drzewostanach polskiej części Puszczy Białowieskiej w okresie prowadzonego monitoringu. Tak dynamiczne zmiany budowy drzewostanów z pewnością stworzyły nowe warunki wzrostu drzew na tym obszarze (por. Spies i in., 1990; Bertemucci i in., 2002; Dobrowolska i Veblen, 2008). Można spodziewać się, że w najbliższych latach odkryte powierzchnie, o ile nie zostaną one zajęte przez np. trzcinnik *Calamagrostis* spp., zasiedlą nowe drzewa, co może doprowadzić do powstania drzewostanów o odmiennym składzie w stosunku do aktualnych.

9.6. Podsumowanie

Zastosowanie danych teledetekcyjnych w monitorowaniu dynamiki drzewostanów – nawet o tak skomplikowanej budowie i różnorodności gatunkowej – jest zasadne i pozwala na pełną i jednorodną detekcję zmian. Ważnym elementem związanym z zastosowaniem danych teledetekcyjnych jest dostęp do wykwalifikowanych specjalistów i narzędzi analizy danych. W standardowym oprogramowaniu przeznaczonym do analiz przestrzennych GIS (ang. Geographical Information System) i teledetekcyjnych nie ma części narzędzi, jakie zostały zastosowane w realizacji projektu ForBioSensing. W związku z tym w projekcie zostały utworzone liczne aplikacje, najczęściej w programie R, które wsparły metodycznie działania analityczne i zautomatyzowały wiele etapów prac.

Wykorzystując dane lotniczego skanowania laserowego określono dynamikę zapasu drzew żywych i martwych w polskiej części Puszczy Białowieskiej między rokiem 2015 a 2019. W tym okresie dla terenu całej Puszczy sumaryczna miąższość drzew żywych wyliczona na podstawie danych teledetekcyjnych zmniejszyła się o 8,5% (2,09 mln m³), natomiast stojących drzew martwych zwiększyła się o 147,7%. Spadek zapasu drzew żywych dla wszystkich nadleśnictw był na tym samym poziomie i wynosił ok. 10%, natomiast dla Białowieskiego Parku Narodowego nastąpił on w stopniu niewielkim, wynoszącym prawie 3 tys. m³.

Potwierdzono przydatność danych lotniczego skanowania laserowego w analizie składu gatunkowego, przy czym analiza ta opierała się o grupy gatunków: drzewa liściaste, sosny i świerki. W projekcie przeprowadzono pierwszy raz na obszarze z wyraźną dominacją drzewostanów o wysokim zwarciu próby klasyfikacji wybranych gatunków drzew w oparciu o dane punktowe, która to klasyfikacja dała bardzo optymistyczne wyniki.

Dane lotniczego skanowania posłużyły również do analizy zmian wielkości i położenia luk w drzewostanach Puszczy Białowieskiej. Sumaryczna liczba luk w latach 2015–2019 zmniejszyła się z 254016 do 252006, przy czym sumaryczna powierzchnia luk zwiększyła się o ponad 412 ha i wynosiła w 2019 roku 2602 ha, co stanowi około 4,2% powierzchni polskiej części Puszczy Białowieskiej. Pozwoliło to wnioskować, że w większości przypadków luki powiększały się, łącząc się ze sobą, co było głównie efektem zamierania drzewostanów świerkowych w wyniku postępującej gradacji kornika drukarza.

Na podstawie przeprowadzonej analizy danych lotniczego skanowania laserowego stwierdzono także w latach 2015–2019 zmianę budowy drzewostanów z wielowarstwowej na jednowarstwową. Związane to było często z zamarciem świerków w górnej warstwie drzewostanu i ujawnieniem się drugiej warstwy, co w efekcie powodowało uproszczenie budowy drzewostanów. Najwięcej zmian o takim charakterze było w Nadleśnictwie Białowieża (906 ha), a najmniej w Białowieskim Parku Narodowym (440 ha). Budowa zmieniła się na 3000 ha powierzchni polskiej części Puszczy Białowieskiej.

Wykorzystanie danych teledetekcyjnych wiąże się z kontrolą ich jakości. Dostawcy danych popełniają błędy przy ich przetwarzaniu. Skutkuje to gorszą jakością danych, które w skrajnej sytuacji nie nadają się do zastosowania. Sam proces kontroli wydłuża realizację zadań, więc musi być uwzględniony w procesie zakupu i odbioru danych teledetekcyjnych

Literatura

- Anonymous 1887. Verwendung der Ballonphotographie zu forstwirtschaftlichen Zwecken. *Zeitschrift für Luftschiffahrt und Physik der Atmosphäre*, 6: 285–286.
- Balenović I., Seletković A., Pernar R., Marjanović H., Vuletić D., Paladinić E., Benko M. 2011. Digital photogrammetry—State of the art and potential for application in forest management in Croatia. *South-east European forestry: SEEFOR*, 2(2), 81–93.
- Bertemucci P., Coates K.G., Harper K.A., Wright E.F. 2002. Gap disturbances in northern old-growth forests of British Columbia, Canada. *Journal of Vegetation Science*, 13(5): 685–696.
- Będkowski K. 2015. Z historii rozwoju fotogrametrii i teledetekcji w leśnictwie polskim. *Teledetekcja Środowiska* 52: 5-15.
- Bohlin J., Wallerman J., Fransson J.E.S. 2012. Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27(7): 692–699.
- Cochran W.G. 1977. *Sampling techniques* (3rd Edition). John Wiley & Sons, New York.
- Corona P., Fattorini L. 2008 Area-based lidar-assisted estimation of forest standing volume. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 2911–2916
- Dalponte M., Bruzzone L., Gianelle D. 2008. Fusion of hyperspectral and LIDAR remote sensing data for classification of complex forest areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46: 1416–1427. DOI: 10.1109/TGRS.2008.916480.
- Dobrowolska D., Veblen T.T. 2008. Treefall-gap structure and regeneration in mixed *Abies alba* stands in central Poland. *Forest Ecology and Management*, 255: 3469–3476.
- Erfaniferad Y., Stereńczak K., Kraszewski B., Kamińska A. 2018. Development of a robust canopy height model derived from ALS point clouds for predicting individual crown attributes at the species level. *International Journal of Remote Sensing*. DOI: 10.1080/01431161.2018.1508916.
- Erfaniferad Y., Stereńczak K., Miścicki S. 2019. Management strategies alter competitive interactions and structural properties of Norway spruce in mixed stands of Białowieża Forest, Poland. *Forest Ecology and Management*, 437: 87–98.
- Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L.T., Straub C., Ghosh A. 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186: 64–87. DOI: 10.1016/j.rse.2016.08.013.
- Grodzki W. 2016. Mass outbreaks of the spruce bark beetle *Ips typographus* in the context of the controversies around the Białowieża Primeval Forest. *Forest Research Paper*, 77(4): 324–331.
- Heinzel J., Koch B. 2012. Investigating multiple data sources for tree species classification in temperate forest and use for single tree delineation. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 18: 101–110. DOI: 10.1016/j.jag.2012.01.025.
- Holmgren J., Barth A., Larsson H., Olsson H. 2012. Prediction of stem attributes by combining airborne laser scanning and measurements from harvesters. *Silva Fennica*, 46(2): 227–239.

- Hycza T., Stereńczak K., Bałazy R. 2018. Potential use of hyperspectral data to classify forest tree species. *New Zealand Journal of Forestry Science*. DOI: 10.1186/s40490-018-0123-9.
- Hyypä J., Inkinen M. 1999. Detecting and estimating attributes for single trees using laser scanner. *Photogrammetric Journal of Finland*, 16: 27–42.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K., Kraszewski B., Sadkowski R. 2018. Species-related single dead tree detection using multi-temporal ALS data and CIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 219: 31–43. DOI: 10.1016/j.rse.2018.10.005.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2020. Habitat and stand factors related to spatial dynamics of Norway spruce dieback driven by *Ips typographus* (L.) in the Białowieża Forest District. *Forest Ecology and Management*, 476, 118432. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118432.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2021. Mass outbreaks and factors related to the spatial dynamics of spruce bark beetle (*Ips typographus*) dieback considering diverse management regimes in the Białowieża Forest. *Forest Ecology and Management*, 498, 119530. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119530.
- Kraszewski B., Piasacecka Ż., Sadkowski R., Stereńczak K. 2020. Automatic Airborne Laser Scanning Data Quality Control Procedure for Environmental Studies. *Folia Forestalia Polonica, Series A* 62(4):317-326. doi: 10.2478/ffp-2020-0030
- Kneizys F.X., Shettle E.P., Abreu L.W., Chetwynd J.H., Anderson G.P., Gallery W.O., Selby J.E.A., Clough S. A. 1988. Users Guide to LOWTRAN 7. Air Force Geophysics Laboratory, Hanscom Air Force Base, Massachusetts.
- Laurin G.V., Puletti N., Grotti M., Stereńczak K., Modzelewska A., Lisiewicz M., Sadkowski R., Kuberski Ł., Chirici G., Papale D. 2020. Species dominance and above ground biomass in the Białowieża Forest, Poland, described by airborne hyperspectral and lidar data. 2020, *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 92, 102178. DOI: 10.1016/j.jag.2020.102178.
- Lechner A.M., Giles M. Foody G.M., Boyd D.S. 2020. Applications in Remote Sensing to Forest Ecology and Management. *One Earth*, 2(5): 405–412. DOI: 10.1016/j.oneear.2020.05.001.
- Lindberg E., Hollaus M. 2012. Comparison of Methods for Estimation of Stem Volume, Stem Number and Basal Area from Airborne Laser Scanning Data in a Hemi-Boreal Forest. *Remote Sensing*, 4, 1004–1023.
- Mielcarek M., Stereńczak K., Khosravipour A. 2018. Testing and evaluating different LiDAR-derived canopy height model generation methods for tree height estimation. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 71: 132–143.
- Mielcarek M., Kamińska A., Stereńczak K. 2020. Digital aerial photogrammetry (DAP) and airborne laser scanning (ALS) as sources of information about tree height – comparisons of the accuracy of remote sensing methods for tree height estimation. *Remote Sensing*, 12, 1808; DOI:10.3390/rs12111808.
- Modzelewska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2020. Tree Species Identification within an extensive forest area using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 84, 101960. DOI: 10.1016/j.jag.2019.101960.
- Modzelewska A., Kamińska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2021. Multi-temporal hyperspectral tree species classification in the Białowieża Forest World Heritage site. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, cpaa048. DOI: 10.1093/forestry/cpaa048.
- Næsset E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sensing of Environment*, 80: 88–99.
- Nelson R., Krabill W., Tonelli J. 1988. Estimating forest biomass and volume using airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*, 24: 247–267. DOI: 10.1016/0034-4257(88)90028-4.
- Nowakowska J.A., Hsiang T., Patynek P., Stereńczak K., Olejarski I., Oszako T. 2020. Health Assessment and Genetic Structure of Monumental Norway Spruce Trees during A Bark Beetle (*Ips typographus* L.) Outbreak in the Białowieża Forest District, Poland. *Forests*, 11, 647. DOI: 10.3390/f11060647.
- Olpenda A., Stereńczak K., Będkowski K. 2019. Estimation of Sub-canopy Solar Radiation from LiDAR Discrete Returns in Mixed Temporal Forest of Białowieża, Poland. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 79, 116–132.
- Packalen P., Maltamo M. 2007 The k-MSN method for the prediction of species-specific stand attributes using airborne laser scanning and aerial photographs, *Remote Sensing of Environment*, 109: 328–441.
- Parkitna K., Krok G., Lisańczuk M., Mitelsztedt K., Ukalski K., Magnussen S., Markiewicz A., Miścicki S., Stereńczak K. 2021. Modelling growing stock volume of forest stands with the use of selected LiDAR Area Based Approaches in various predictive models. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, cpab011. DOI: 10.1093/forestry/cpab011.
- Potapov P., Yaroshenko A., Turubanova S., Dubinin M., Laestadius L., Thies C., Aksenov D., Egorov A., Yesipova Y., Glushkov I., Karpachevskiy M., Kostikova A., Manisha A., Tsybikova E., Zhuravleva I. 2008. Mapping the world's intact forest landscapes by remote sensing. *Ecology and Society*, 13(2). DOI: 10.5751/ES-02670-130251.
- Seely H.E. 1935. Use of aerial photographs for forestry purposes. *Forestry Chronicle*, 11: 287.
- Seely H.E. 1929. Computing tree heights from shadow in aerial photographs. *Forestry Chronicle*, 5: 24–27.
- Spurr S.H. 1948. *Aerial photographs in forestry*. New York.
- Spies T.A., Franklin J.F., Klopsch M. 1990. Canopy gaps in Douglas-fir forests of the Cascade Mountains. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 649–658.
- Stereńczak K. 2010. Technologia lotniczego skanowania laserowego jako źródło danych w półautomatycznej inwentaryzacji lasu. *Sylwan*, 154(2): 88–99.
- Stereńczak K., Zasada M. 2011. Accuracy of tree height estimation based on LIDAR data analysis. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, 53(2): 123–129.

- Stereńczak K., Miścicki S. 2012. Crown delineation influence on standing volume calculations in protected area, *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXIX-B8, XXII ISPRS Congress, 25 August – 01 September 2012, Melbourne, Australia.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż. 2017 Inventory of standing dead trees in the surroundings of communication routes – remote sensing contribution to the potential risk assessment. *Forest Ecology and Management*, 402: 76–91. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.07.018.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Modzelewska A., Kraszewski B., Fassnacht F.E., Hilszczański J. 2019. Intra-annual *Ips typographus* outbreak monitoring using multi-temporal GIS analysis based on hyperspectral and ALS data in the Białowieża Forests. *Forest Ecology and Management*, 442, 105–116.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż., Lisiewicz M., Heurich M. 2020a. Mapping individual trees with airborne laser scanning data in an European lowland forest using a self-calibration algorithm. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 93, 102191. DOI: 10.1016/j.jag.2020.102191.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Kamińska A., Kraszewski B., Piasecka Ż., Miścicki S., Heurich M. 2020b. Influence of selected habitat and stand factors on bark beetle *Ips typographus* (L.) outbreak in the Białowieża Forest. *Forest Ecology and Management*, 459, 117826. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117826.
- Sołoduchin W. I., Kulasow A. G., Utenkow B. I., Żukow A. J., Mażugin I. N., Emalanow W. P., Kopolow I. A. 1977. Sjomka profila krony dieriewa s pomoszczju laziernego dalnomiera. *Lesnoje Choziajstwo* 2: 71-73.
- Sołoduchin W. I., Mażugin I. N., Żukow A. J., Narkiewicz W. I., Popow J. W., Kulasow A. G., Marasin L. E., Sokołow S. A. 1979a. Laziernaja aerosionka profilej lesa. *Lesnoje Choziajstwo* 10: 43-45.
- Sołoduchin W. I., Żukow A. J., Mażugin I. N., Bokow T. K., Poleżaj W. M. 1979b. Wozmożnosti laziernoj aerosiemki profilej lesa. *Lesnoje Choziajstwo* 10: 53-58.
- Tan L., Jiang J. 2019. *Digital Signal Processing, Fundamentals and Applications*. Academic Press. DOI: 10.1016/C2017-0-02319-4.
- White J.C., Wulder M.A., Varhola A., Vastaranta M., Coops N.C., Cook B.D., Pitt D., Woods M. 2013. A best practices guide for generating forest inventory attributes from airborne laser scanning data using an area-based approach. *The Forestry Chronicle*, 89: 722–723.
- Wulder M.A., Dymond C.C., White J.C., Leckie D.G., Caroll A.L. 2006. Surveying mountain pine beetle damage of forests: A review of remote sensing opportunities. *Forest Ecology and Management*, 221: 27–41.
- Wulder M.A., Bater C.W., Coops N.C., Hilker T., White J.C. 2008. The role of LiDAR in sustainable forest management. *The Forestry Chronicle*, 84: 807–826. DOI: 10.5558/tfc84807-6.

10. Określenie wybranych cech biometrycznych drzew na podstawie pojedynczego pomiaru naziemnym skanerem laserowym

Bartłomiej Kraszewski

Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Sękocin Stary
b.kraszewski@ibles.waw.pl

Abstrakt

Wiedza o cechach pojedynczych drzew na powierzchniach próbnych jest istotną informacją, która stanowi bazę referencyjną dla wielkoskalowych analiz środowisk leśnych. Pomiar tych cech z wykorzystaniem dotychczas stosowanych metod inwentaryzacji, opierających się na wykorzystaniu urządzeń pomiarowych, takich jak busola, średnicomierz, wysokościomierz oraz dalmierz, jest czasochłonny i generuje wysokie koszty pozyskania odpowiednich danych. Wraz z pojawieniem się techniki naziemnego skanowania laserowego stało się możliwe wykorzystanie zbiorów punktów 3D do pozyskania tych cech szybciej z wykorzystaniem algorytmów komputerowych. Głównym celem badań zaprezentowanych w niniejszym rozdziale było określenie możliwości detekcji pojedynczego drzewa oraz wyznaczenia jego podstawowych cech dendrometrycznych: piersznicy, wysokości i miąższości. Testy przeprowadzono na 99 powierzchniach próbnych założonych w polskiej części Puszczy Białowieskiej, na których w okresie pełnego ulistnienia w latach 2015, 2017 i 2019 przeprowadzono pomiary taksacyjne. Detekcję pojedynczych drzew wykonano przy pomocy autorskiego algorytmu, którego dokładność zweryfikowano z wykorzystaniem referencyjnych danych pomiarowych zebranych tradycyjnymi technikami. Dodatkowo, posiadając zbiór prawie 4597 drzew, przeanalizowano wpływ odległości drzewa od skanera i wielkości jego piersznicy na dokładność wyznaczenia jego cech. W wyniku badań stwierdzono, że na podstawie pomiaru naziemnym skanerem laserowym można wykryć losowe pojedyncze drzewo ze średnią dokładnością 61,5%. Błąd pomiaru piersznicy był na przeciętnym poziomie 10% mierzonej wartości, natomiast miąższości 39%. Wysokość drzewa określona z danych TLS była średnio o około 40% niższa od wysokości referencyjnej, natomiast z danych ALS o 12%. Błędy pomiaru piersznicy i miąższości nie były uzależnione od odległości drzewa od skanera. Podsumowując badania należy stwierdzić, że pomiar jednostanowiskowy jest wystarczający do określenia z zadowalającą dokładnością piersznicy i lokalizacji drzewa. Do bardziej szczegółowych analiz konieczne jest jednak pozyskanie danych z większej liczby stanowisk lub w okresie bezlistnym.

10.1. Wstęp

Terenowy pomiar drzew na powierzchniach próbnych pełni znaczącą rolę w badaniu ekosystemów leśnych oraz w monitoringu stanu lasu i zarządzaniu obszarami leśnymi. Dane zebrane w czasie tego pomiaru dostarczają wiedzy na temat struktury, rozmieszczenia i dynamiki drzewostanów. Pomiar drzew prowadzony jest najczęściej z wykorzystaniem tradycyjnych metod polegających na „bezpośrednim kontakcie” mierzącego z każdym obiektem

i wykorzystujących wysokościomierz, dalmierz, busołą oraz średnicomierz. Metody te są kosztowne oraz wymagają wiele czasu i środków, a tradycyjny tryb pomiaru znacząco ogranicza liczbę powierzchni zinwentaryzowanych w czasie jednego dnia. Wraz z rozwojem technologii naziemnego skanowania laserowego nastąpił również proces jej implementacji w pomiarach taksacyjnych drzewostanów w celu przyspieszenia i obiektywizacji procesu zbierania danych.

Pierwszy komercyjny skaner naziemny został zaprezentowany na rynku w 1998 roku. System ten umożliwiał pomiar milionów punktów 3D w otaczającej skaner przestrzeni. W ostatnich latach nastąpił znaczący rozwój tej technologii, polegający na zmniejszeniu wielkości jednostek skanujących, jak również na zwiększeniu rozdzielczości przestrzennej i szybkości skanowania, zwiększając tym samym mobilność stacji skanujących i poszerzając możliwości ich zastosowania w różnych aspektach badań leśnych.

Największym plusem naziemnego skanowania laserowego jest możliwość zinwentaryzowania wszystkich drzew na danej powierzchni próbnej szybko, z dużą dokładnością na poziomie kilku milimetrów. Z pozyskanych danych można w sposób automatyczny uzyskać takie atrybuty drzew jak: pierśnica, wysokość drzew, krzywa strzały itp. (Liang i in., 2013).

Do tej pory powstało wiele opracowań naukowych poświęconych automatycznej analizie danych pochodzących z naziemnego skanowania laserowego w środowisku leśnym. Większość tych publikacji dotyczy procesu otrzymywania atrybutów opisujących drzewostan lub pojedyncze drzewa, na których podstawie można określić produktywność i zmiany struktury lasu. Pierwsze publikacje poświęcone były w szczególności eksploracji danych TLS (ang. *Terrestrial Laser Scanning*, naziemne skanowanie laserowe) w celu pozyskania prostych atrybutów, takich jak pierśnica i wysokość (Erikson i Karin, 2003; Lovell i in., 2003; Simonse i in., 2003; Aschoff i Spiecker, 2004; Hopkinson i in., 2004; Pfeifer i in., 2004; Parker i in., 2004; Schütt i in., 2004; Thies i in., 2004; Watt i Donoghue, 2005). W późniejszym okresie autorzy zaczęli pozyskiwać z tych danych bardziej szczegółowe atrybuty, takie jak krzywa strzały oparta na przekrojach (Liang i in., 2013). Następnie dowiedziano, że dane TLS mogą być dobrym źródłem informacji do określenia miąższości i biomasy na poziomie powierzchni próbnej i pojedynczego drzewa (Yu i in., 2013; Kankare i in., 2013; Astrup i in., 2014; Liang i in., 2014b).

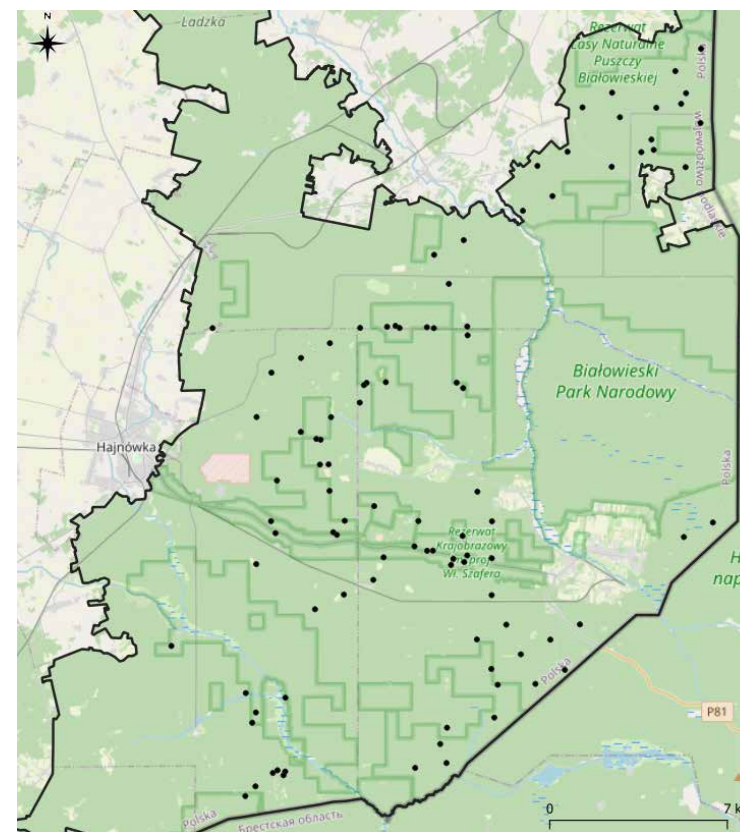
W roku 2018 ukazała się publikacja (Liang i in., 2018) w której kompleksowo omówiono wiele metod detekcji atrybutów pojedynczych drzew na podstawie danych TLS. Analiza przeprowadzona została dla różnych typów drzewostanów i dla różnego typu danych (pochodzących z pojedynczych i wielokrotnych skanowań). Ocenę dokładności detekcji prowadzono z wykorzystaniem dwóch parametrów: kompletności (określa, jaka część drzew wykrytych z użyciem algorytmu ma odniesienie w referencji) i poprawności (określa ile drzew ze wszystkich wykrytych jest poprawna). Na podstawie uzyskanych wyników stwierdzono, że na pojedynczych skanach można wykryć drzewa z 75% kompletnością i 90% poprawnością dla łatwych drzewostanów (liczba drzew 600 ha⁻¹, średnia pierśnica 20 cm), z 60% kompletnością i 90% poprawnością dla średnich drzewostanów (liczba drzew 1000 ha⁻¹, średnia pierśnica 15 cm) oraz z 30% kompletnością i 90% poprawnością dla trudnych drzewostanów (liczba drzew 2000 ha⁻¹, średnia pierśnica 10 cm). Przy pozyskaniu danych z wielu stanowisk kompletność wzrasta odpowiednio do 90% dla średnich drzewostanów i do 70% dla trudnych drzewostanów przy 100% poprawności, a istniejące algorytmy są w stanie określić pierśnicę i krzywą strzały z dokładnością do 1–2 cm.

W prowadzonych w ramach projektu pracach skupiono się na możliwości określenia podstawowych atrybutów drzew na 99 powierzchniach próbnych o zróżnicowanej strukturze. Określono takie atrybuty, jak: lokalizacja drzewa, pierśnica oraz miąższość (bazując na wzorze wyznaczonym w ramach projektu RemBioFor na drzewach modelowych). Dane przeanalizowano pod względem zależności wartości pierśnicy i miąższości od odległości od skanera, jak również od wielkości pierśnicy.

10.2. Materiały i metody

10.2.1. Dane TLS

Dane naziemnego skanowania laserowego (TLS) pozyskano w latach 2015–2019 w trzech kampaniach pomiarowych (2015, 2017, 2019). Dane te pozyskano dla 99 kołowych powierzchni taksacyjnych rozmieszczonych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (ryc. 10.1).



Rycina 10.1. Rozmieszczenie powierzchni próbnych, na których przeprowadzono pomiary TLS w polskiej części Puszczy Białowieskiej

Skanowanie wykonano skanerem fazowym Trimble TX5 (ryc. 10.2). Skaner skanował obszar w całym swoim zakresie, tj. dla kąta horyzontalnego (od 0 do 360 stopni) oraz dla kąta pionowego (od -60 do 90 stopni). Rozdzielczość skanowania wynosiła 6,1 mm 10m⁻¹, co odpowiada 28,4 punktom na 1 stopień. Całkowita wielkość skanu wynosiła 10314 x 4298 punktów (około 44 mln punktów). Dla każdej powierzchni próbnej wykonano pojedynczy skan, dla którego pozyskano także zdjęcia. Czas skanowania jednego stanowiska wyniósł około 8 minut (ryc. 10.2).



Rycina 10.2. Skaner fazowy Trimble TX5 w trakcie wykonywania skanu na powierzchni taksacyjnej (fot. Kamil Pilch)

Zbiory punktów pozyskane w terenie zostały poddane przetworzeniu z wykorzystaniem oprogramowania dedykowanego FARO Scene 6.0. Przetworzenie polegało na wstępnej filtracji punktów odstających z wykorzystaniem filtra Grid, pokolorowaniu chmury punktów z wykorzystaniem pozyskanych przez skaner zdjęć oraz na eksporcie danych do pliku tekstowego zawierającego współrzędne XYZ oraz wartość intensywności i składowe barwne RGB ze zdjęć. Wyeksportowane pliki tekstowe zapisane zostały następnie w formacie LAZ. W celu ujednoczenia rozdzielczości chmury punktów, a zarazem zmniejszenia jej wielkości do przetwarzania, poddano ją generalizacji z wykorzystaniem siatki wokseli o rozdzielczości 1cm.

10.2.2. Detekcja drzew i ich parametrów

Detekcję pojedynczych drzew za pomocą danych TLS z 2015 roku przeprowadzono z wykorzystaniem autorskiego algorytmu opracowanego w ramach projektu. Algorytm w pierwszej kolejności generował Numeryczny Model Terenu (NMT) dla każdej kołowej powierzchni próbnej, a następnie normalizował przy jego wykorzystaniu pozyskane chmury punktów. Znormalizowany zbiór danych poddawany był filtracji z wykorzystaniem informacji o wektorze normalnym, a także statystycznym i geometrycznym rozkładzie punktów. W końcowym etapie przefiltrowany zbiór punktów był dzielony na mniejsze podzbiory, w które wpisywane były cylindry będące reprezentacją pni z użyciem metody RANSAC. Dla dopasowanych cylindrów wyznaczone były środki przecięcia się osi głównej bryły z płaszczyzną $z = 1,3$ m (środek drzewa).

Dla każdego z wykrytych drzew wyliczono następnie miąższość z wykorzystaniem kolejnego opracowanego algorytmu, który w pierwszej kolejności wycinał chmurę punktów w promieniu 0,5 m od środka drzewa. Następnie metodą RANSAC (Fisher i Bolles, 1981) przeprowadzał wpasowanie okręgów w sekcje chmury punktów ucinane co 10 cm, licząc od 0 do maksymalnej wysokości wycięcia. Dla każdego wpasowanego okręgu zapisywano jego położenie i wielkość promienia. Informacje te wykorzystano następnie do przefiltrowania odstających danych. W tym celu w grupy wartości $(z, \text{promień})$, (z, x) , (z, y) wpasowano model liniowy z wykorzystaniem metody RANSAC (zakres = 1 cm, $n = 5$, iteracje = 100). Sekcje odstające o 1 cm od modelu promienia i o 2 cm od modeli dla współrzędnych zostały odrzucone. W wyniku filtracji drzewa zawierające mniej niż 5 sekcji zostały uznane jako błąd detekcji i usunięte z dalszej analizy. Dla pozostałych drzew wyliczono miąższość jako sumę objętości ściętych stożków, których podstawami były okręgi wpasowane w poszczególne sekcje ze wzoru:

$$V = \frac{\pi}{3} \cdot h \cdot (R^2 + R \cdot r + r^2)$$

gdzie:

h - wysokość ściętego stożka,

R - promień podstawy dolnej ściętego stożka,

r - promień podstawy górnej ściętego stożka.

Miąższość wyliczono dla dwóch zakresów sekcji:

- v – od poziomu gruntu (0 m) do sekcji wyznaczonej dla najwyższych punktów – w przypadku braku wartości promienia dla sekcji 0, przyjmowano promień z najniższej sekcji z drzewa,
- v5m – od poziomu gruntu (0 m) do sekcji dla wysokości 5 m – w przypadku braku wartości promienia dla sekcji 5m, promień był wyznaczany z modelu liniowego wpasowanego metodą RANSAC w wartości $(z, \text{promień})$.

Na podstawie v5m wyliczono miąższość dla całego drzewa korzystając ze wzoru wyznaczonego w ramach projektu RemBioFor:

$$V = -0,08977 + 3,01185 \times v5m$$

Dla każdego z drzew wyznaczono również pierśnicę poprzez wpasowanie koła w punkty na wysokości 1,3 m lub – w przypadku ich braku – przez wyznaczenie promienia z modelu liniowego.

Współrzędne określające położenie drzew posłużyły do zintegrowania wyników naziemnego skanowania laserowego z naziemnymi pomiarami wykonanymi tradycyjnymi metodami (na tych samych powierzchniach próbnych) w 2015 roku. Wykorzystano do tego celu kolejny algorytm opracowany w ramach projektu, który polegał na znalezieniu w sposób iteracyjny grup 4 punktów w dwóch zbiorach (z detekcji TLS i danych terenowych), odpowiadających sobie (w założonych granicach) wzajemnymi odległościami, pierśnicą, azymutami. W takich zbiorach grup odpowiadających sobie tj. spełniających przyjęte założenia było wiele, więc algorytm iteracyjnie dopasowywał całe zbiory z określonymi drzewami na podstawie odpowiadających sobie grup punktów i sprawdzał wpasowanie pozostałych drzew. Rozwiązanie o najlepszym wpasowaniu było wybierane do transformacji danych TLS do układu z pomiarów terenowych. Parametrami do transformacji była translacja XY środka skanu oraz kąt obrotu.

Wpasowane dane TLS z 2015 roku posłużyły jako referencja do transformacji danych z kolejnych kampanii pomiarowych – w latach 2017 i 2019. Wzajemną orientację zbiorów punktów wykonano z użyciem metody ICP (ang. *Iterative Closest Point*) (Besl i in., 1992). Przed przystąpieniem jednak do dopasowania, transformowane chmury punktów poddano procesowi normalizacji na podstawie wygenerowanego Numerycznego Modelu Terenu (NMT) z danych z roku 2015. Zbiory referencyjne i przetwarzane następnie poddano generalizacji do rozdzielczości 1 cm. Bazując na wartościach wysokości z NMT wyliczono wartość przesunięcia między zbiorami po osi z. W końcowym etapie zbiory poddano filtracji z wykorzystaniem filtra SOR (ang. *Statistical Outlier Removal*) (Rusu, 2013), a następnie usunięciu punktów, których sąsiedztwo nie spełniało warunku planarności. Przefiltrowane zbiory poddano integracji z zastosowaniem metody ICP.

Wzajemnie zintegrowane dane TLS dla okresu 2015–2019 posłużyły następnie do wyliczenia miąższości pojedynczych drzew dla każdego roku taką samą metodą, jak dla danych z 2015 roku. Jako warstwa wyjściowa do tego procesu posłużyła warstwa zawierająca lokalizację położenia drzew i ich pierśnicy wygenerowana z danych TLS z 2015 roku.

Zbiór pojedynczych drzew wykrytych na danych TLS w latach 2015–2019 zawierał 4597 obiektów. Tak liczny zbiór umożliwił analizę wpływu odległości od skanera oraz wielkości pierśnicy na dokładność określenia podstawowych atrybutów drzewa.

W celu lepszej analizy dokładności wyznaczenia pierśnicy i miąższości z danych TLS dodatkowo podzielono drzewa na cztery grupy grubości:

- grupa 0 – pierśnica 70–150 mm – 1475 drzew;
- grupa 1 – pierśnica 150–300 mm – 2018 drzew;
- grupa 2 – pierśnica 300–450 mm – 757 drzew;
- grupa 3 – pierśnica powyżej 450 mm – 347 drzew.

Ostatnim etapem przetworzenia było określenie wysokości drzew z danych TLS. Wykorzystano do tego punkty chmury TLS znajdujące się 0,5 m od ustalonej lokalizacji drzewa. Przyjęto, że maksymalna wartość współrzędnej Z tych punktów jest wysokością danego drzewa.

Integracja danych TLS z pomiarami referencyjnymi pozwala również wyznaczyć dla drzew znajdujących się w najwyższej warstwie drzewostanu wysokość z danych lotniczego skanowania laserowego, a dokładnie z produktu segmentacji, będącej pochodną tych danych. W tym celu dla każdej lokalizacji drzewa z TLS określany jest segment zawierający pień tego drzewa. Następnie do drzewa przypisywana jest wysokość wyznaczona z Wysokościowego Modelu Koron (WMK) dla segmentu. Część drzew jednak znajduje się poniżej najwyższej warstwy drzewostanu i wyznaczona dla nich wysokość jest błędna. Do wyeliminowania takich przypadków wykorzystano wzór określający wysokość drzewa na podstawie znanej pierśnicy, wyznaczony na podstawie pomiarów taksacyjnych na wszystkich powierzchniach (dokładność modelu wynosiła $R^2 = 0,7972$):

$$h = 11,496 \times \ln(\text{dbh}_{\text{TLS}}) - 40,998$$

W przypadku, kiedy różnica wysokości z segmentów i ze wzoru nie zawierała się w przedziale (-2,5 m; 2,5 m), wysokość nie była przypisywana.

10.2.3. Metoda walidacji wyników

Ocenę dokładności detekcji drzew przeprowadzono z użyciem trzech miar zaproponowanych przez Liang i in. (2018): kompletności, poprawności i średniej dokładności. Kompletność określa, jaka część drzew wykrytych z użyciem algorytmu ma odniesienie w referencji, a poprawność, ile drzew ze wszystkich wykrytych jest poprawna. Kompletność i poprawność definiujemy według wzoru:

$$\text{Kompletność} = \frac{n_{\text{pop}}}{n_{\text{ref}}}$$

$$\text{Poprawność} = \frac{n_{\text{pop}}}{n_{\text{wyk}}}$$

gdzie:

- n_{pop} – liczba drzew poprawnie wykrytych na podstawie danych TLS;
- n_{ref} – liczba drzew referencyjnych zmierzonych w terenie;
- n_{wyk} – liczba wszystkich drzew wykrytych na podstawie danych TLS.

Średnia dokładność detekcji określa poprawność detekcji losowo wybranego drzewa referencyjnego. Definiowana jest jako:

$$\text{Average accuracy} = \frac{2 \cdot n_{pop}}{n_{ref} + n_{wyk}}$$

Ocenę dokładności położenia drzew, pierśnicy, wysokości oraz miąższości przeprowadzono zgodnie z metodyką zaproponowaną przez Liang i in. (2018) z użyciem RMSE (ang. *root mean square error*, pierwiastek błędu średniokwadratowego) i bias (błąd systematyczny). Miary dokładności zostały wyliczone na podstawie porównania wykrytej wartości \hat{y}_i z wartością zmierzoną w terenie y_i (i jest indeksem drzewa). RMSE wyznaczono ze wzoru:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n_{wyk}} \sum_{i=1}^{n_{wyk}} (\hat{y}_i - y_i)^2}$$

Bias wyznaczono ze wzoru:

$$Bias = \frac{1}{n_{wyk}} \sum_{i=1}^{n_{wyk}} (\hat{y}_i - y_i)$$

Dodatkowo wyliczono względną wartość RMSE i Bias w procentach, będącą porównaniem ich do średniej wartości referencyjnej \bar{y} , definiowanej jako:

$$\bar{y} = \frac{1}{n_{wyk}} \sum_{i=1}^{n_{wyk}} y_i$$

RMSE% został wyliczony ze wzoru:

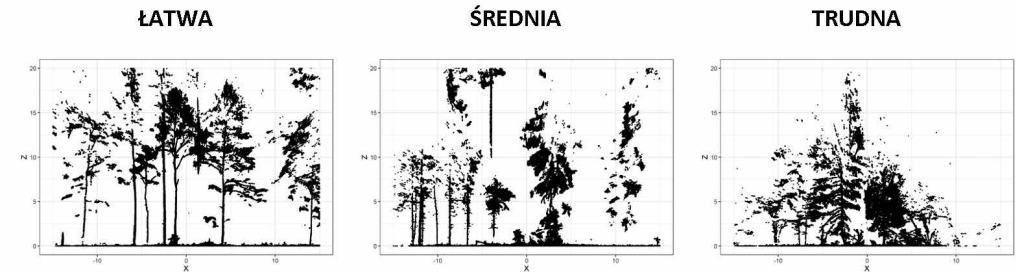
$$RMSE\% = \frac{RMSE}{\bar{y}} \cdot 100\%$$

Bias% został wyliczony ze wzoru:

$$Bias\% = \frac{Bias}{\bar{y}} \cdot 100\%$$

Powierzchnie próbne ze względu na strukturę drzewostanu do walidacji podzielono na trzy grupy (ryc.10.3):

- struktura prosta – powierzchnie próbne z wyraźną widocznością pni drzew i niskim zagęszczeniem pni (20 powierzchni),
- struktura średniotrudna – powierzchnie próbne o umiarkowanym zagęszczeniu pni i umiarkowanej gęstości podszytu (50 powierzchni),
- struktura trudna – powierzchnie o wysokim zagęszczeniu pni i gęstej roślinności podszytu (29 powierzchni).



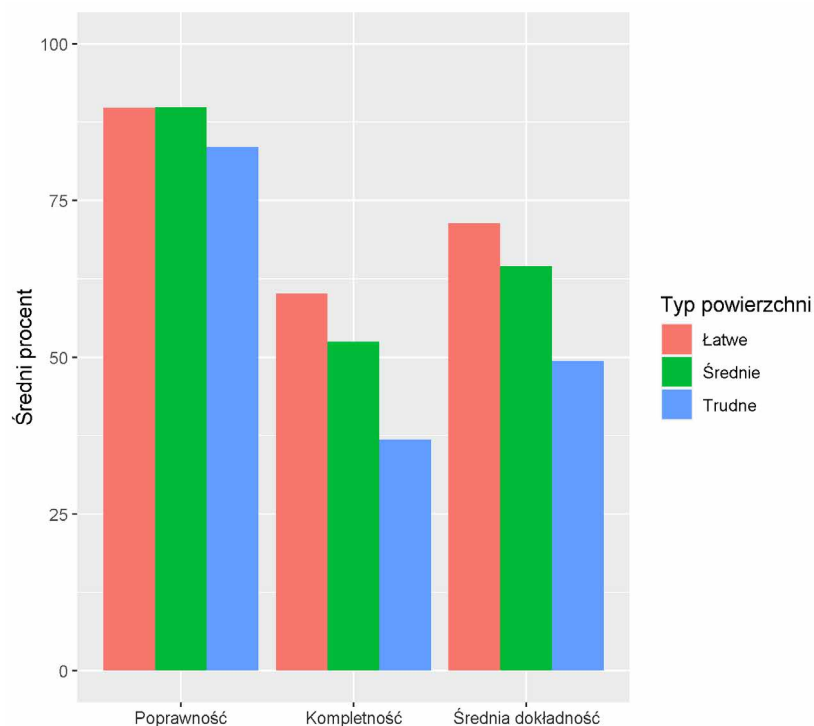
Rycina 10.3. Profile przez chmury punktów uzyskane dla trzech różnych typów powierzchni próbnych, określonych na podstawie struktury rosnących na nich drzewostanów

Ocena dokładności detekcji pojedynczych drzew i ich atrybutów na powierzchniach próbnych z danych TLS została przeprowadzona tylko dla kampanii pomiarowej w 2015 roku, która była pomiarem wzorcowym.

10.3. Wyniki

10.3.1. Dokładność detekcji drzew

Poprawność detekcji drzew na wszystkich typach powierzchni próbnych była na bardzo wysokim poziomie – ponad 80%. W przypadku powierzchni o strukturze łatwej i średniej poprawność była jednakowa i wyniosła 90%. W przypadku dwóch pozostałych parametrów – kompletności i średniej dokładności – widoczny był ich spadek wraz ze wzrostem zagęszczenia roślinności na powierzchni. W przypadku kompletności uzyskane wyniki wahały się od 60% dla powierzchni łatwych do 37% dla powierzchni trudnych. Średnia dokładność powierzchni łatwych wyniosła 71% i spadła o 6% dla średnich i aż o 22% dla trudnych (ryc. 10.4).



Rycina 10.4. Zestawienie średnich wartości parametrów charakteryzujących dokładność detekcji drzew przy pomocy danych TLS dla poszczególnych typów powierzchni próbnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. ryc. 10.1 i 10.3)

10.3.2. Dokładność wyznaczenia lokalizacji drzew, pierśnicy i miąższości

W analizie wyników widoczny był spadek dokładności lokalizacji wyrażonej za pomocą RMSE wraz ze zwiększeniem zagęszczenia roślinności dla powierzchni średnich o 1 cm, a trudnych o 3 cm w porównaniu do powierzchni łatwych. Jednocześnie dokładność wyznaczenia położenia drzewa realizowana była przeciętnie z $RMSE_{xy}$ równym 18 cm. We wszystkich przypadkach pomiar charakteryzował się błędem systematycznym na poziomie 1 cm (tab. 10.1)

Tabela 10.1. Dokładność określenia lokalizacji drzew przy pomocy danych TLS dla poszczególnych typów powierzchni próbnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. ryc. 10.1 i 10.3)

Typ powierzchni wg stopni trudności	$RMSE_x$ [cm]	$RMSE_y$ [cm]	$RMSE_{xy}$ [cm]	$Bias_x$ [cm]	$Bias_y$ [cm]
Łatwe	12,0	12,1	17,1	-1,26	1,13
Średnie	12,8	13,1	18,3	-0,36	0,10
Trudne	15,1	13,3	20,1	-1,91	0,66

W przypadku pierśnicy RMSE rósł wraz ze wzrostem trudności powierzchni. Patrząc jednak na procentowy RMSE, dokładność była taka sama dla każdej z grup. Błąd systematyczny również rósł wraz ze wzrostem zagęszczenia roślinności (tab. 10.2).

Tabela 10.2. Dokładność określenia pierśnicy drzew przy pomocy danych TLS dla poszczególnych typów powierzchni próbnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. ryc. 10.1 i 10.3)

Typ powierzchni wg stopni trudności	$RMSE_{DBH}$ [mm]	$RMSE_{DBH}$ %	$Bias_{DBH}$ [mm]	$Bias_{DBH}$ %
Łatwe	21,6	10,6	-0,64	-0,31
Średnie	25,6	10,5	-1,87	-0,77
Trudne	29,1	10,9	-3,04	-1,14

Miąższość również wyznaczana była mniej dokładnie wraz ze wzrostem trudności powierzchni. RMSE procentowy był na wysokim poziomie – ponad 50% wyliczanej wartości. Trudność powierzchni, na której wykonywany był pomiar, wpływała również na błąd systematyczny (tab. 10.3).

Tabela 10.3. Dokładność określenia miąższości drzew przy pomocy danych TLS dla poszczególnych typów powierzchni próbnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. ryc. 10.1 i 10.3)

Typ powierzchni wg stopni trudności	$RMSE_v$ [m ³]	$RMSE_v$ %	$Bias_v$ [m ³]	$Bias_v$ %
Łatwe	0,32	59,4	-0,052	-9,41
Średnie	0,40	50,8	-0,072	-9,07
Trudne	0,56	56,2	-0,127	-12,7

10.3.3. Dokładność wyznaczenia wysokości drzew

W dokładności określenia wysokości drzew z danych TLS widoczny był wpływ zagęszczenia roślinności na powierzchni próbnej. Im gęstsza roślinność, tym wartość RMSE była większa. Jednocześnie w odniesieniu do wartości referencyjnych RMSE% wzrastała z 33,7% (powierzchnie łatwe) do 45,1% (powierzchnie trudne). Widoczny był również znaczny wzrost błędu systematycznego, który dla powierzchni o średnim poziomie trudności wzrastał 3-krotnie, a na powierzchniach trudnych 4-krotnie w odniesieniu do powierzchni łatwych (tab. 10.4).

Tabela 10.4. Dokładność określenia wysokości drzew przy pomocy danych TLS dla poszczególnych typów powierzchni próbnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. ryc. 10.1 i 10.3)

Typ powierzchni wg stopni trudności	RMSE _H [m]	RMSE _H %	Bias _H [m]	Bias _H %
Łatwe	6,73	33,7	-1,35	-6,77
Średnie	8,89	42,1	-3,81	-18,1
Trudne	9,91	45,1	-5,99	-27,3

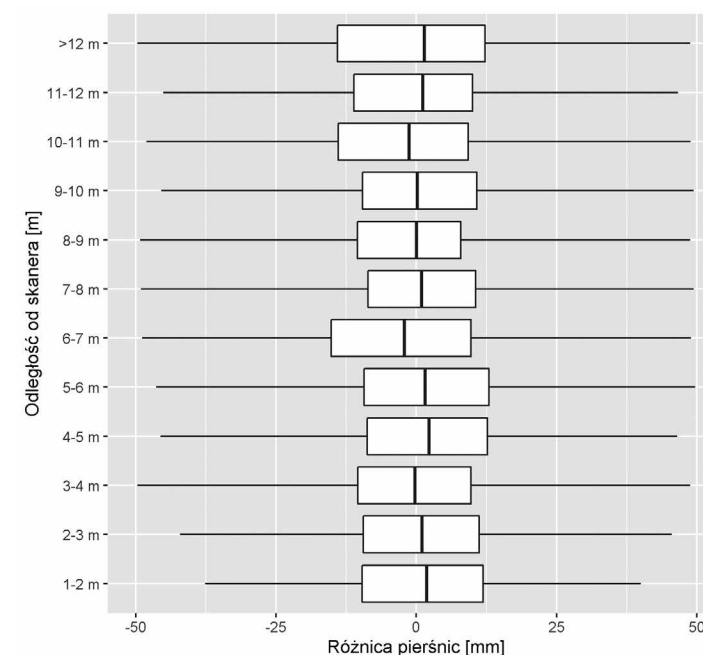
W przypadku dokładności wyznaczenia wysokości drzew z ALS (na poszczególnych typach powierzchni próbnych, wartość RMSE dla wszystkich typów powierzchni kształtowała się na tym samym poziomie – przeciętnie 2,6 m, co w porównaniu z wysokością wyznaczoną z TLS stanowiło dwu-trzykrotnie wyższy poziom dokładności. Uzyskane błędy stanowiły przeciętnie 12,6% wartości wyznaczonej wysokości. W przypadku najtrudniejszych powierzchni błąd miał niewielki udział w wyznaczonej wysokości, bo tylko 10,4%. Dla wszystkich powierzchni błąd systematyczny był podobny – nie przekraczał 1 m (tab. 10.5).

Tabela 10.5. Dokładność określenia wysokości drzew przy pomocy danych ALS dla poszczególnych typów powierzchni próbnych w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. ryc. 1 i ryc. 3)

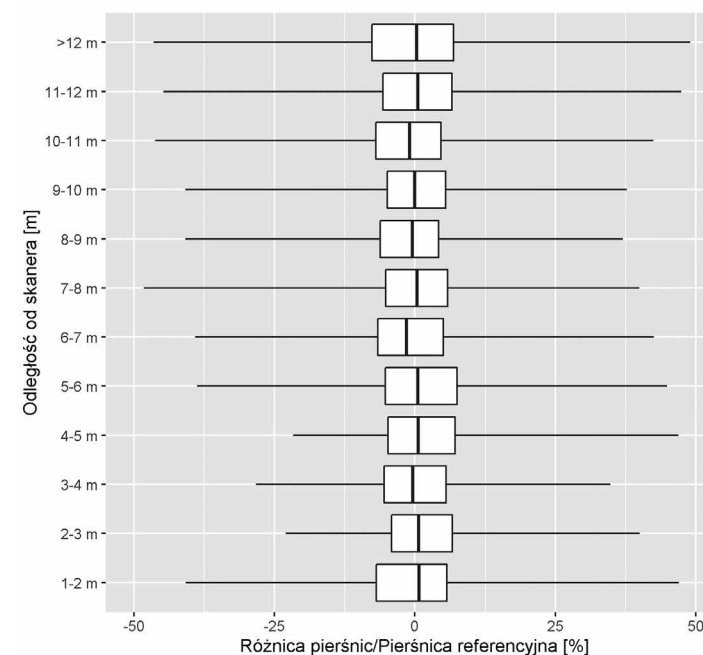
Typ powierzchni wg stopni trudności	RMSE _{hALS} [m]	RMSE _{hALS} %	Bias _{hALS} [m]	Bias _{hALS} %
Łatwe	2,79	13,9	-0,56	-2,8
Średnie	2,85	13,5	-0,89	-4,2
Trudne	2,29	10,4	-0,66	-3,0

10.3.4. Zależność dokładności określenia pierśnicy i miąższości od odległości drzew od skanera

Analizując zależność różnicy wartości pierśnicy drzewa - wyznaczonej z danych TLS, a zmierzonej w terenie - od odległości drzewa od skanera nie stwierdzono widocznego odchylenia uzależnionego od tego czynnika. Zarówno wartości różnic, jak i ich procentowe odniesienie dla większości drzew rozkładały się blisko wartości 0 (ryc. 10.5 i 10.6).

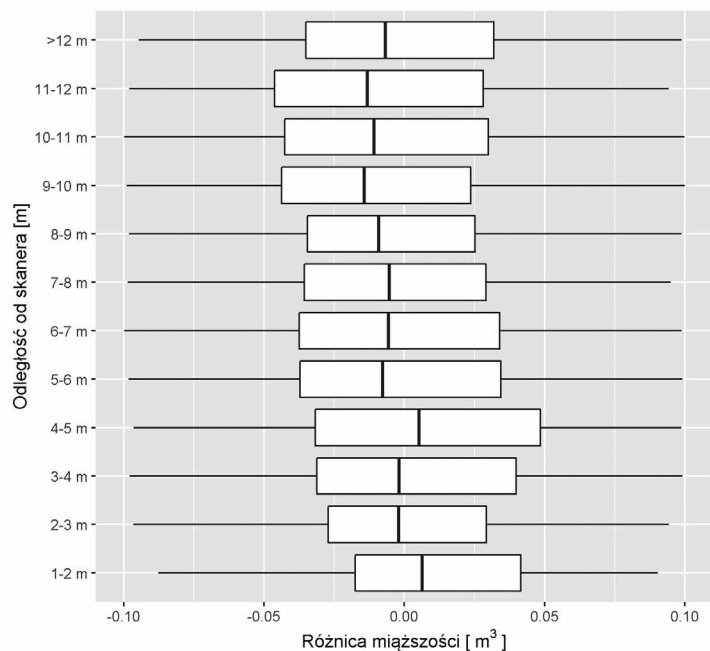


Rycina 10.5. Rozkład różnic pierśnic drzewa (określonych przy pomocy danych TLS oraz zmierzonych w terenie na powierzchni próbnej) w zależności od odległości drzewa od skanera

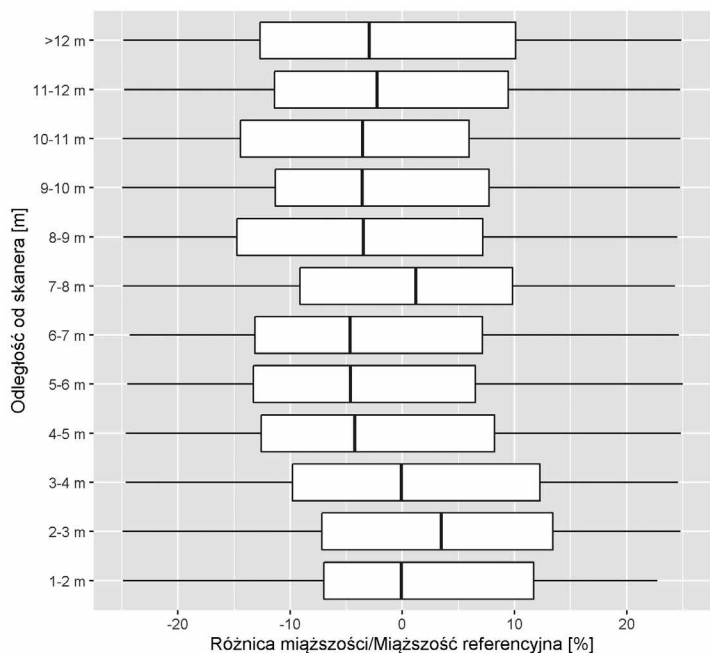


Rycina 10.6. Procentowy rozkład różnic pierśnic drzewa (określonych przy pomocy danych TLS oraz zmierzonych w terenie na powierzchni próbnej) w zależności od odległości drzewa od skanera

W przypadku miąższości drzew również nie odnotowano widocznej zależności różnicy wartości określonych z danych TLS i obliczonych na podstawie pomiarów terenowych od odległości drzewa od skanera. Widać jednak, że w całym zakresie odległości znajdowało się dużo więcej drzew, dla których miąższość z danych TLS została przeszacowana (ryc. 10.7 i 10.8).



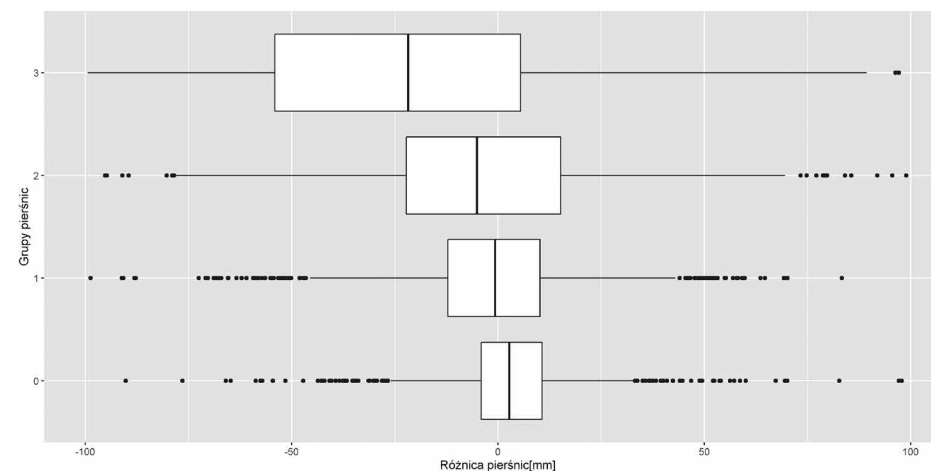
Rycina 10.7. Rozkład różnic miąższości (określonych przy pomocy danych TLS oraz obliczonych na podstawie danych z powierzchni próbnej) w zależności od odległości drzewa od skanera



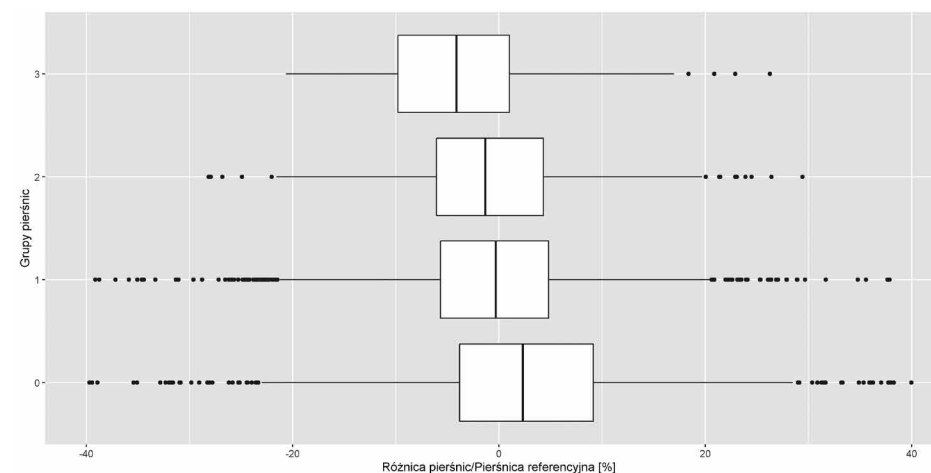
Rycina 10.8. Rozkład różnic miąższości/miąższości referencyjnej (określonych przy pomocy danych TLS oraz zmierzonych w terenie na powierzchni próbnej) w zależności od odległości drzewa od skanera

10.3.5. Zależność dokładności określenia pierśnicy i miąższości drzew od wielkości pierśnicy

Na podstawie analizy rozkładu różnic wartości pierśnicy drzew określonych z danych TLS i pomierzonych w terenie ujawniono przesunięcie wartości środkowej wraz ze wzrostem średnicy drzewa na wys. 1,3 m (tj. pierśnicy), jak również rozszerzanie się zakresu różnic przy zwiększaniu się wartości pierśnicy. W przypadku stosunku różnicy wartości określonej z danych TLS do pierśnicy z danych terenowych, widoczny był jednak podobny zakres wartości w każdej grupie pierśnic drzew z nieznacznym przesunięciem wartości średnich (ryc. 10.9 i 10.10).

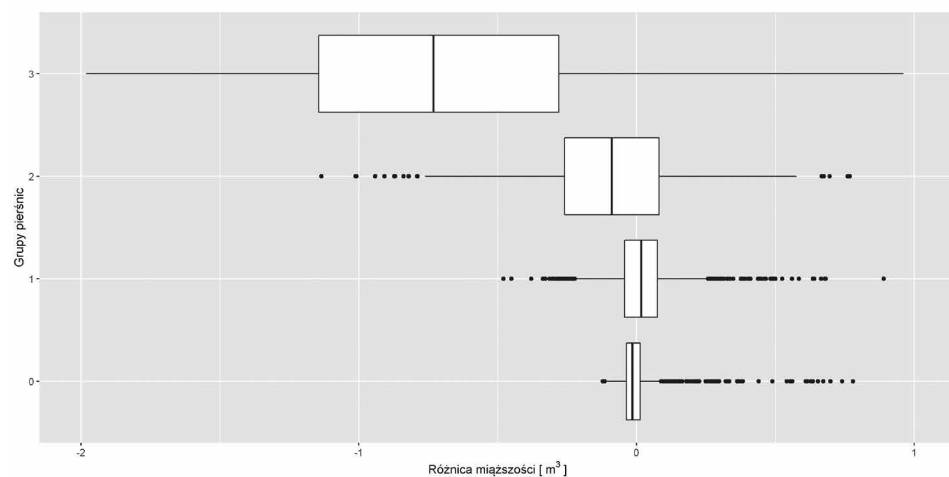


Rycina 10.9. Rozkład różnic między pierśnicą wyznaczoną z TLS a pierśnicą referencyjną w podziale na grupy pierśnic (grupa 0 - 70-150 mm, grupa 1 - 150-300 mm, grupa 2 - 300-450 mm, grupa 3 - powyżej 450 mm)

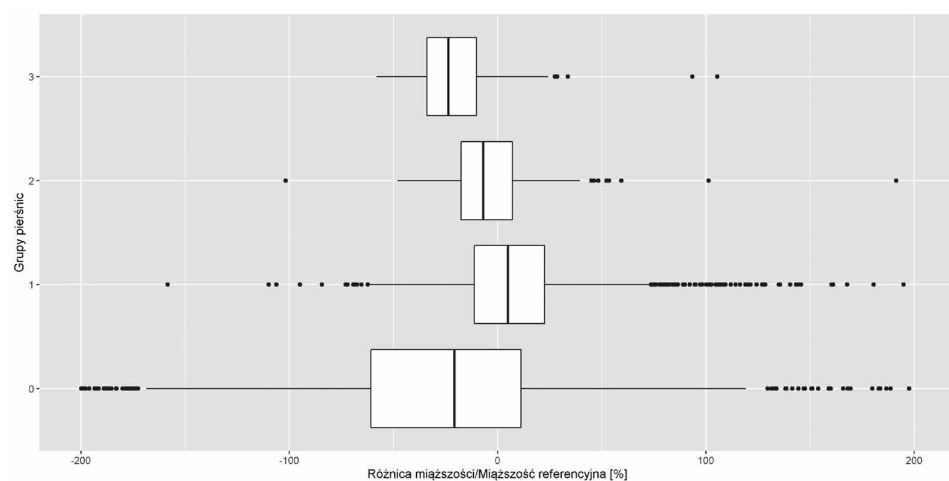


Rycina 10.10. Wykres stosunku różnicy do pierśnicy referencyjnej w podziale na grupy pierśnic (grupa 0 - 70-150 mm, grupa 1 - 150-300 mm, grupa 2 - 300-450 mm, grupa 3 - powyżej 450 mm)

W przypadku miąższości drzew widoczne były znaczne różnice między wartościami rzeczywistymi, a wyznaczonymi z TLS dla dwóch grup drzew o pierśnicy powyżej 300 mm. Dla drzew o pierśnicy powyżej 450 mm widoczne było również przeszacowanie miąższości w danych TLS względem danych z terenu. Porównując stosunek różnicy wartości miąższości określonej z danych TLS z miąższością rzeczywistą, widoczne jest przeszacowanie we wszystkich grupach pierśnic. Ponadto stwierdzono, że grupa 0 charakteryzowała się większym przedziałem zróżnicowania wartości niż pozostałe grupy (ryc. 10.11–10.12).



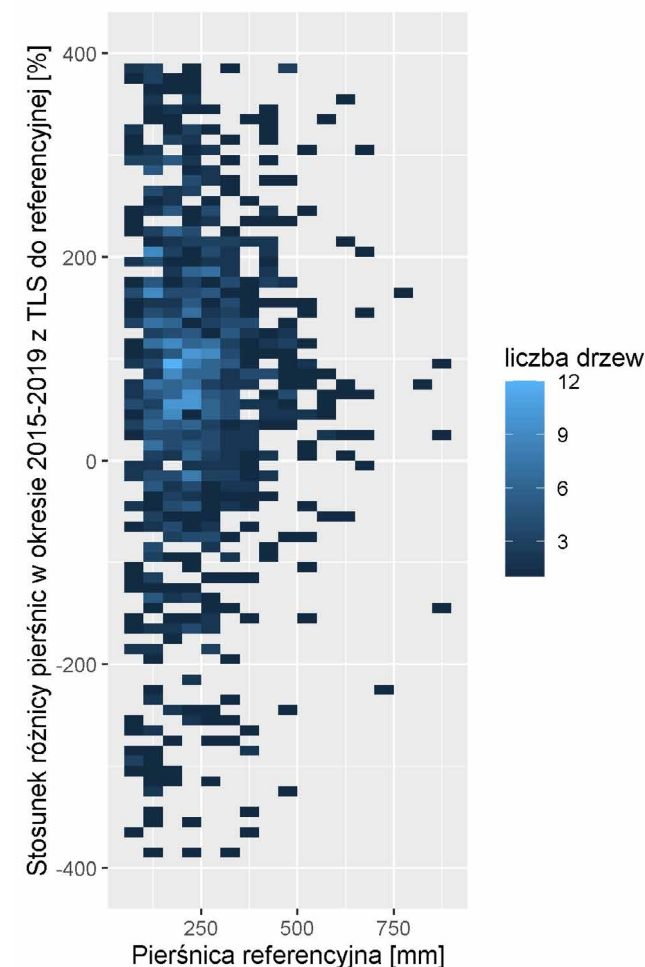
Rycina 10.11. Rozkład różnic między miąższością wyznaczoną z TLS a miąższością referencyjną w podziale na grupy pierśnic (grupa 0 - 70-150 mm, grupa 1 - 150-300 mm, grupa 2 - 300-450 mm, grupa 3 - powyżej 450 mm)



Rycina 10.12 Wykres stosunku różnicy miąższości wyznaczonej z TLS do miąższości referencyjnej w podziale na grupy pierśnic (grupa 0 - 70-150 mm, grupa 1 - 150-300 mm, grupa 2 - 300-450 mm, grupa 3 - powyżej 450 mm)

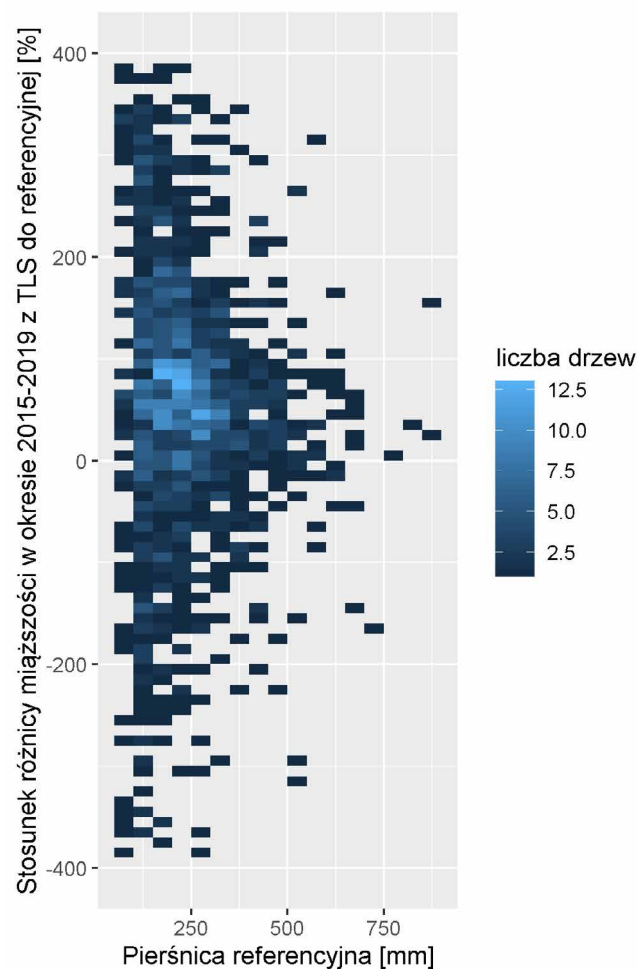
10.3.6. Dynamika zmian w okresie 2015–2019

Pomiary z kilku lat umożliwiają przeanalizowanie zmian pierśnicy oraz miąższości drzew w czasie. Wartość środkowa dla różnic z tym samym znakiem (por. ryc. 13) wyniosła 142,12%, przy czym zasięg wartości 75% drzew był od 75,0% do 291,4%, co wskazuje, że różnice z danych TLS były przeszacowane. Zmiany w pierśnicy miały wartość średnio -2 mm. Najwięcej drzew znajdowało się w przedziale 0–200% (ryc. 10.13).



Rycina 10.13. Stosunek różnicy wartości pierśnic pojedynczych drzew w okresie 2015–2019 z danych TLS i danych referencyjnych (z powierzchni próbnych) w zależności od wielkości pierśnicy. Wartości procentowe dodatnie mówią o stosunku z tym samym znakiem. Wartości poniżej zera reprezentują różnice o przeciwnych znakach

Dla miąższości środkowa wartość wyniosła 107%, przy czym dla 75% drzew wartość stosunku różnicy zawierała się między 54% a 244,9%. Średnia różnica miąższości w latach 2015–2019 wyniosła -0,03 m³. Najwięcej drzew znajdowało się między 0 a 100% (ryc. 10.14).



Rycina 10.14. Stosunek różnicy wartości miąższości pojedynczych drzew w okresie 2015–2019 z danych TLS i z danych referencyjnych (z powierzchni próbnych) w zależności od wielkości pierśnicy. Wartości procentowe dodatnie mówią o stosunku z tym samym znakiem. Wartości poniżej zera reprezentują różnice o przeciwnych znakach

10.4. Podsumowanie i dyskusja

Podsumowując wyniki analizy detekcji pojedynczych drzew i ich atrybutów uzyskanych z danych naziemnego skanowania laserowego z pojedynczych stanowisk skanowania umieszczonych na środku powierzchni próbnych należy stwierdzić, że:

- na podstawie opracowanego algorytmu można wykryć przeciętnie 49,5% (kompletność) drzew na każdej z powierzchni w odniesieniu do referencji. Tak niski wynik w stosunku do wartości przedstawionych przez Liang i in. (2018) może wynikać ze specyfiki analizowanego obiektu, który nie jest typowym lasem gospodarczym

o mało złożonej strukturze drzewostanów. Poza tym na wynik miał również wpływ fakt że dane były zbierane w pełni okresu wegetacyjnego. Wiele roślin na powierzchni próbnej, z rozwiniętym aparatem asymilacyjnym, utrudniało poprawny pomiar skanerem naziemnym,

- poprawność detekcji drzew wyniosła przeciętnie 88% co było równoważne z poprawnością uzyskaną przez Liang i in. (2018),
- średnia dokładność detekcji drzew wyniosła 61,5%, co oznacza, że z takim prawdopodobieństwem jesteśmy w stanie wykryć losowe drzewo referencyjne,
- dokładność detekcji drzew maleje wraz ze wzrostem zagęszczenia roślinności w podszyciu drzewostanu,
- pierśnicę z danych TLS jesteśmy w stanie określić z RMSE równym ± 26 mm, co jest zgodne z dotychczasowymi publikacjami (Liang i in., 2018), błąd ten był na przeciętnym poziomie 10% mierzonej wartości,
- pomiar pierśnicy z danych TLS miał niewielki błąd systematyczny Bias na poziomie $-3,4$ mm, stanowiący około 1% mierzonej wartości,
- wysokość pojedynczych drzew z danych TLS można wyznaczyć z dokładnością RMSE $\pm 8,7$ m, co stanowi średnio około 40% wysokości drzewa. Integrując dane TLS z ALS możliwe jest poprawienie dokładności wyznaczenia wysokości do RMSE = $\pm 2,5$ m (12% wysokości drzewa),
- systematyczny błąd pomiaru Bias wysokości z TLS miał przeciętnie wartość $-4,2$ m, a przy pomiarze z segmentów ALS $-0,7$ m. Błędy te stanowiły odpowiednio -18% i $-3,2\%$ mierzonych wysokości drzew,
- pomiar miąższości był obarczony błędem RMSE $\pm 0,37$ m³, co stanowiło przeciętnie 39% mierzonej wartości,
- na podstawie automatycznej detekcji drzew jesteśmy w stanie rejestrować ich lokalizację z dokładnością ± 19 cm,
- wartości błędów pomiaru pierśnicy oraz miąższości nie są uzależnione od odległości drzewa od skanera,
- wielkości różnicy wartości pierśnicy określonych z danych TLS i z danych terenowych zwiększa się wraz ze wzrostem pierśnicy drzewa, natomiast procentowo nie ma to większego znaczenia. To znaczy, że algorytm zawsze myli się o taki sam procent mierzonej pierśnicy,
- wielkość różnicy wartości miąższości określonych z danych TLS i z danych terenowych tak samo zwiększa się wraz z powiększaniem się pierśnicy drzewa, ale procentowo zachowuje się tak samo,
- na podstawie danych TLS nie jesteśmy w stanie określić dynamiki zmian pierśnicy i miąższości w tak krótkim okresie, jakim jest 5 lat, ponieważ występują znaczące różnice w wynikach dla wszystkich grup drzew.

Pomiar TLS z jednego stanowiska jest wystarczającym zbiorem danych do określenia pierśnicy, lokalizacji oraz miąższości pojedynczych drzew. Do bardziej szczegółowych analiz i do poprawy dokładności wyznaczenia konieczne jest pozyskanie danych z większej liczby stanowisk, aczkolwiek wiąże się to ze zwiększeniem czasochłonności i kosztu pozys-

skania danych. Podniesienie dokładności detekcji można uzyskać również poprzez pozyskanie danych w okresie bezlistnym, gdy inne rośliny i liście drzew nie będą utrudniały pomiaru skanerem naziemnym.

10.5. Podziękowania

Dziękuję wszystkim pracownikom projektu ForBioSensing, którzy brali udział w pozyskaniu danych naziemnym skanerem laserowym oraz w pomiarach taksacyjnych na powierzchniach próbnych, bez których nie powstałby ten rozdział. W szczególności dziękuję: Małgorzacie Białczak, Łukaszowi Kuberskiemu, Miłoszowi Mielcarkowi, Anecie Modzelewskiej, Żanecie Piaseckiej, Kamilowi Pilchowi, Karolowi Rzeczyckiemu oraz Rafałowi Sadkowskiemu. Chciałbym podziękować również Grzegorzowi Krokowi za cenne dyskusje oraz wsparcie w prowadzeniu badań.

Literatura

- Aschoff T., Spiecker H. 2004. Algorithms for the automatic detection of trees in laser scanner data. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*: 71–74.
- Astrup R., Ducey M.J., Granhus A., Ritter T., von Lüpke N. 2014. Approaches for estimating stand-level volume using terrestrial laser scanning in a single-scan mode. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(6): 666–676.
- Besl Paul J., McKay N.D. 1992. A Method for Registration of 3-D Shapes. *IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence*, 14(2): 239–256. DOI: 10.1109/34.121791.
- Erikson M., Karin V. 2003. Finding tree-stems in laser range images of young mixed stands to perform selective cleaning. [W:] *Proceedings of the ScandLaser Scientific Workshop on Airborne Laser Scanning of Forest*: 244–250.
- Fischler M.A., Bolles R.C. 1981. Random sample consensus: a paradigm for model fitting with applications to image analysis and automated cartography. *Communications of the ACM*, 24(6): 381–395.
- Hopkinson C., Chasmer L., Young-Pow C., Treitz P. 2004. Assessing forest metrics with a ground-based scanning lidar. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3): 573–583.
- Kankare V., Holopainen M., Vastaranta M., Puttonen E., Yu X., Hyyppä J., Alho P. 2013. Individual tree biomass estimation using terrestrial laser scanning. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 75: 64–75.
- Liang X., Kankare V., Yu X., Hyyppä J., Holopainen M. 2013. Automated stem curve measurement using terrestrial laser scanning. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 52(3): 1739–1748.
- Liang X., Hyyppä J., Kaartinen H., Lehtomäki M., Pyörälä J., Pfeifer N., Huang H. 2018. International benchmarking of terrestrial laser scanning approaches for forest inventories. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 144: 137–179.
- Lovell J.L., Jupp D.L.B., Culvenor D.S., Coops N.C. 2003. Using airborne and ground-based ranging lidar to measure canopy structure in Australian forests, *Canadian Journal of Remote Sensing*, 29: 607–622. DOI: 10.5589/m03-026.
- Parker G.G., Harding D.J., Berger M.L. 2004. A portable LIDAR system for rapid determination of forest canopy structure. *Journal of Applied Ecology*, 41(4): 755–767.
- Pfeifer N., Gorte B., Winterhalder D. 2004. Automatic reconstruction of single trees from terrestrial laser scanner data. In *Proceedings of 20th ISPRS Congress*, 35: 114–119. Istanbul: ISPRS.
- Rusu R.B. 2013. *Semantic 3D object maps for everyday robot manipulation*. Springer.
- Schütt C., Aschoff T., Winterhalder D., Thies M., Kretschmer U., Spiecker H. 2004. Approaches for recognition of wood quality of standing trees based on terrestrial laserscanner data. *Laser-scanners for forest and landscape assessment. Proceedings of the ISPRS working group VIII/2, Freiburg, Germany. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing, and Spatial Information Sciences*, 36: 179–182.
- Simonse M., Aschoff T., Spiecker H., Thies M. 2003. Automatic determination of forest inventory parameters using terrestrial laser scanning. *Environmental Science*: 252–258.
- Pfeifer N., Winterhalder D., Gorte B.G. 2004. Three-dimensional reconstruction of stems for assessment of taper, sweep and lean based on laser scanning of standing trees. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(6): 571–581.
- Watt P.J., Donoghue, D.N.M. 2005. Measuring forest structure with terrestrial laser scanning. *International Journal of Remote Sensing*, 26(7): 1437–1446.
- Yu X., Liang X., Hyyppä J., Kankare V., Vastaranta M., Holopainen M. 2013. Stem biomass estimation based on stem reconstruction from terrestrial laser scanning point clouds. *Remote Sensing Letters*, 4(4): 344–353.

11. Określanie wybranych zmiennych drzewostanowych wraz z analizą ich zmian w okresie 2015-2019 na podstawie wieloczasowych danych naziemnego skanowania laserowego

Kamil Kędra

Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Sękocin Stary
k.kedra@ibles.waw.pl

Abstrakt

Zastosowanie w projekcie danych naziemnego skanowania laserowego miało na celu sprawdzenie czy chmura punktów pozyskana z jednego stanowiska może być wykorzystana w analizie przestrzennych zmian zachodzących w drzewostanach lasu strefy umiarkowanej. W badaniach wykorzystywano dane naziemnego skanowania laserowego (TLS), które pozyskano na tych samych powierzchniach monitoringowych w latach 2015, 2017 i 2019.

Dane naziemnego skanowania laserowego (TLS) podlegały przetworzeniu w taki sposób, aby uzyskać z nich różnego rodzaju statystyki przestrzenne. Statystyki przestrzenne wykorzystane były z kolei do budowy modeli predykcji pierśnicowego pola przekroju (BA), liczby drzew (N) oraz miąższości (V). Następnie modele zaimplementowane zostały do trzech zestawów danych, dzięki czemu możliwe było przeanalizowanie wielkości i kierunków zmian zachodzących na analizowanych powierzchniach.

Dzięki zastosowanej metodzie analizy danych TLS pochodzących z pojedynczego skanowania laserowego obejmującego całą powierzchnię próbną (bez detekcji pojedynczych drzew), można otrzymać, akceptowalne pod względem jakości, modele podstawowych cech drzewostanowych: BA , V oraz N . Niniejsza, pierwsza próba zastosowania takich modeli do predykcji zmian cech drzewostanowych w okresach: dwu- i czteroletnim, potwierdziła możliwość predykcji trendu zmian cech drzewostanowych, zwłaszcza w dłuższym okresie i na zasadzie bilansowania (błąd predykcji zmiany nie przekroczył rzeczywistej wielkości zmiany). Przedstawione wykorzystanie danych naziemnego skanowania laserowego wymaga dalszych badań i rozwoju metod analitycznych analizy chmury punktów TLS.

Słowa kluczowe: analiza wieloczasowa, pierśnicowe pole przekroju, liczba drzew, zasobność

11.1. Wstęp

Aktualne metody wykorzystania naziemnego skanowania laserowego (TLS) do określenia cech strukturalnych lasu w skali powierzchni próbnej, można podzielić na dwie główne grupy. Do pierwszej grupy (a), bazującej na statystycznej analizie rozmieszczenia

punktów chmury TLS, zalicza się statystyki opisujące rozkład wysokości oraz zagęszczenia punktów TLS (Gobakken, Næsset, 2008; Næsset, 2004; Nilsson, 1996), a także zmienne związane z tak zwanym „prawdopodobieństwem luk” (vertical gap probability) (Lovell i in., 2011), dzięki którym można stosunek powierzchni roślinności na jednostkę objętości (gęstość objętościową powierzchni roślin - ang. Plant Area Volume Density, PAVD) jako funkcję wysokości (Calders i in., 2014). Druga grupa metod (b) dotyczy w pierwszej kolejności modelowania geometrycznego; zmienne opisujące strukturę lasu otrzymuje się w sposób bardziej pośredni, niż w przypadku (a): nie na podstawie samych punktów chmury TLS, ale na podstawie modelu geometrycznego, który został utworzony z wykorzystaniem chmury punktów TLS. Mimo dużej liczby badań poświęconych modelowaniu geometrycznemu wykorzystującemu dane TLS (Calders i in., 2020; Newnham i in., 2015), tylko niewielka ich część jednoznacznie dotyczy modelowania w skali powierzchni próbnej (Annighöfer i in., 2019; Ehbrecht i in., 2017; Willim i in., 2019).

W ramach projektu ForBioSensing (Kędra i in. 2020a-c) przeprowadzono implementację metody modelowania geometrycznego z danych TLS, w skali powierzchni próbnej (tutaj 500 m²) dotychczas wykorzystanej do określenia stopnia nieregularności rozmieszczenia roślinności w dolnym piętrze drzewostanu (indykacja złożoności) (Willim i in., 2019) oraz do określenia stopnia nasilenia konkurencji sąsiedztwa, względem analizowanego podrostu (Annighöfer i in., 2019). W ogólnym zarysie, metoda polega na opisanie wieloboku (poligonu) na „spłaszczonej” warstwie chmury punktów TLS (wycięta warstwa chmury punktów, zawierająca wysokość pierśnicy (1,3 m), z wyzerowanymi wartościami Z – wysokością punktów). Następnie, obliczano podstawowe miary tak otrzymanego wieloboku: powierzchnię oraz obwód, które w dalszej kolejności zastosowano do określenia wskaźnika złożoności tego wieloboku (McGarigal i Marks, 1995). Ta metoda bazuje na kilku wcześniejszych pracach, zwłaszcza z wariantem zaproponowanym przez Ehbrecht i in. (2017), gdzie wskaźnik złożoności liczony był na podstawie pionowych profili chmury punktów TLS. Warto zaznaczyć, że taka metoda nie wymaga określenia lokalizacji ani rozmiaru poszczególnych drzew; w odróżnieniu od metod geometrycznych stosowanych do pojedynczych drzew (Calders i in., 2020; Newnham i in., 2015), gdzie (pośrednia) ocena w skali powierzchni próbnej polega na sumowaniu wartości uzyskanych dla poszczególnych drzew.

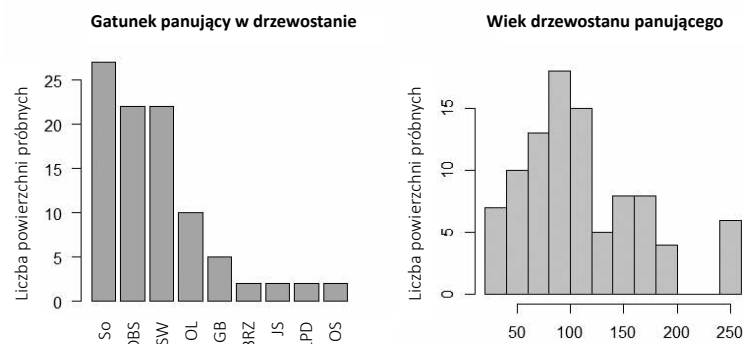
Modyfikacje przybliżonej metody miały na celu jej dostosowanie do opisu struktury drzewostanu głównego, pod względem trzech cech: powierzchniowej (pierśnicowego pola przekroju, BA , m²), „liczebnościowej” (liczby pni, N , szt.) oraz objętościowej (miąższości, V , m³). Wykazano (Kędra i in. 2020a-c), że po zastosowaniu filtracji wierzchołków wieloboku bazowego (dotyczącego wysokości pierśnicy), według zmienności lokalizacji analogicznych wierzchołków wieloboków w gradiencie pionowym; oraz rozszerzeniu liczby zmiennych opisujących kształt i rozmiar wieloboków, można uzyskać cechy wieloboków, które istotnie korelują z wymienionymi cechami drzewostanu głównego, na poziomie $r > 0,6$ (Kędra i in. 2020a-b).

Niniejszy rozdział zawiera wyniki opracowania i zastosowania wybranych modeli empirycznych do predykcji: BA , N oraz V ze zmiennych TLS (Kędra i in. 2020a-b), w celu określenia zmian strukturalnych na powierzchniach próbnych założonych w drzewostanach polskiej części Puszczy Białowieskiej.

11.2. Materiały i metody

11.2.1. Obszar badań i analizowane cechy drzewostanu

Pomiary zostały przeprowadzone na 94 stałych powierzchniach badawczych, kołowych o promieniu 12,62 m (powierzchnia 500 m²). Powierzchnie próbne były rozmieszczone w obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej, z wyłączeniem obszaru Białowieskiego Parku Narodowego (BPN). Powierzchnie próbne były zróżnicowane pod względem składu gatunkowego drzew: od powierzchni z wyraźną dominacją jednego gatunku, do mieszanych, o zmiennych proporcjach udziału poszczególnych gatunków. Pod względem liczebności, przeważały powierzchnie próbne z sosną, świerkiem lub dębem szypułkowym, jako gatunkiem panującym w drzewostanie; wiek drzewostanu panującego obejmował zakres od 30 lat do 250 lat (mediana=100 lat) (ryc. 11.1; zgodnie z oceną ekspercką przeprowadzoną w ramach projektu ForBioSensing). Pomiary na stałych powierzchniach próbnych wykonano w latach 2015, 2017 oraz 2019; szczegółowy opis pomiarów znajduje się w raporcie proj. ForBioSensing (Paluch i Kuberski, 2020). W niniejszych badaniach wykorzystano pomiary drzew żywych lub martwych o pierśnicy równej lub większej niż 7 cm, w tym uwzględniono pnie złamane powyżej wysokości 2,5 m nad ziemią. Pomiary poszczególnych drzew wykorzystano do obliczenia trzech cech drzewostanu: pierśnicowego pola przekroju (BA, m² 0,05-1 ha⁻¹), liczby pni (N, N 0,05-1 ha⁻¹ oraz miąższości (V, m³ 0,05-1 ha⁻¹). Tabela 11.1. zawiera sumaryczne zestawienie tych cech, dla trzech okresów pomiarowych.



Rycina 11.1. Liczba powierzchni próbnych według gatunku panującego w drzewostanie oraz histogram wieku gatunku panującego; zgodnie z oceną ekspercką przeprowadzoną w ramach projektu ForBioSensing

Tabela 11.1. Sumaryczne wartości cech drzewostanowych: pierśnicowego pola przekroju (BA, m²), miąższości (V, m³) oraz liczby pni (N, szt.), dla 94 powierzchni próbnych (łącznie powierzchnia równa 4,7 ha), w trzech okresach pomiarowych (2015, 2017 oraz 2019)

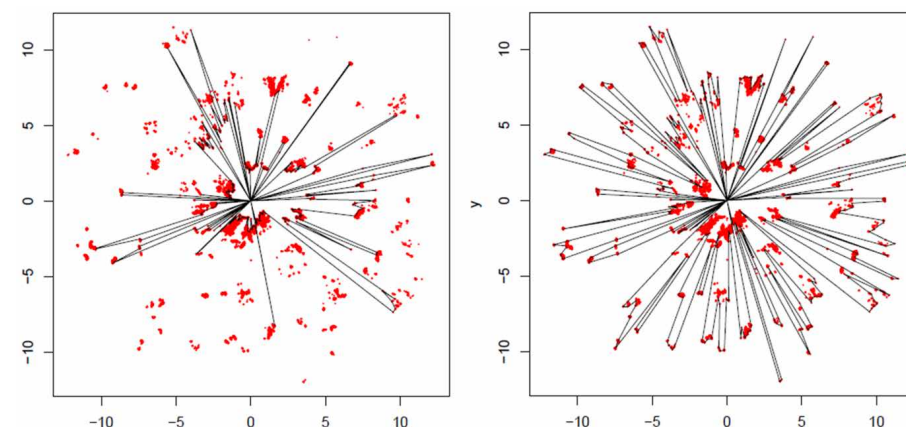
	2015	2017	2019
Σ BA (m ²)	170,9	169,8	164,9
Σ V (m ³)	2233,5	2229,7	2167,2
Σ N (szt.)	3087	3010	2929

11.2.2. Pomiary TLS

Pierwsze pomiary wykonano w dniach od 26 lipca do 6 sierpnia 2015 r., za pomocą skanera fazowego Trimble TX5 (rozdzielczość ok. 6 mm w odległości 10 m). Kolejne pomiary TLS wykonano w latach 2017 i 2019, także w okresie wegetacyjnym. Ze środka każdej z 94 powierzchni próbnych wykonano pojedynczy skan TLS. Dane TLS zostały przetworzone w niewielkim stopniu: poddane wstępnemu filtrowaniu z użyciem oprogramowania FARO Scene oraz zgeneralizowane z wykorzystaniem siatki wokseli 1cm dla ujednoczenia rozdzielczości chmury punktów, w skali całej powierzchni próbnej. Uzyskane w ten sposób chmury punktów TLS były podstawą do określenia zmiennych TLS. Dla okresów pomiarowych 2015 i 2017 wykorzystano pełen zestaw 94 skanów TLS; natomiast, dla okresu 2019, wykluczono z analizy jedną powierzchnię próbną (ze względu na bujną roślinność).

11.2.3. Parametry przyjęte do obliczania wskaźników kształtu oraz opis zmiennych

W celu otrzymania danych TLS, które potencjalnie mogą wyjaśnić zmienność uwzględnionych cech drzewostanu, wprowadzono szereg modyfikacji, w stosunku do dotychczas stosowanych metod modelowania geometrycznego z wykorzystaniem chmury punktów TLS, w skali powierzchni próbnej (tab. 11.2). Wieloboki zostały opisane na wybranych punktach ze skanowania laserowego, znajdujących się najdalej środka powierzchni próbnej, w obrębie określonych wycinków (ryc. 11.2). Uwzględniono cztery warianty rozdzielczości kątowej wieloboków (kąt środkowy pojedynczego wycinka). Wielkość kąta, a zarazem liczba wycinków mają wpływ na liczbę pominiętych punktów chmury, stopień złożoności wynikowego wieloboku, a także wymagania obliczeniowe. Testowano rozdzielczość

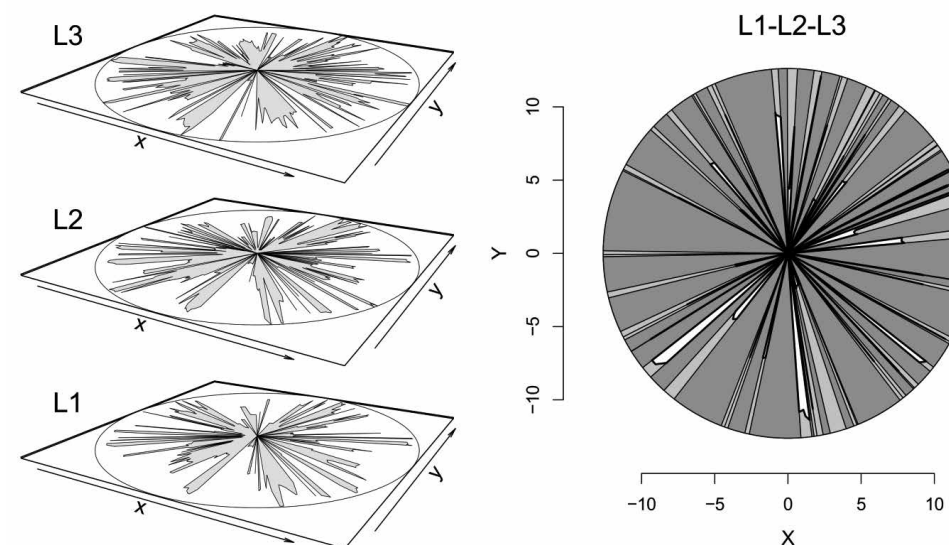


Rycina 11.2. Dwa sposoby opisanie wieloboku na (tej samej) warstwie chmury punktów; po lewej: wierzchołki wieloboku to wybrane punkty ze skanowania laserowego, w obrębie 1-stopniowych wycinków, znajdujące się najbliżej środka powierzchni próbnej (podobnie jak w Willim i in. (2019)); po prawej: wierzchołki wieloboku to wybrane punkty ze skanowania laserowego, w obrębie 1-stopniowych wycinków, znajdujące się najdalej środka powierzchni próbnej (podobnie jak w Annighöfer i in., (2019))

bazową (1°), dwa drobniejsze podziały (0,2° i 0,5°) oraz jeden wariant o mniejszej rozdzielczości kątowej (2°). Do określenia wskaźników kształtu wykorzystano zestawy kilku poziomych warstw chmury punktów (Kędra i in. 2020a-c); uwzględniając w ten sposób pionowy gradient wysokości (do wysokości 5,85 m ponad poziomem terenu). Ostatecznie, najlepsze wyniki otrzymano dla zestawu trzech warstw chmury punktów, sięgających do wysokości 2,35 m (L1: punkty o wysokości od 1,25 m do 1,35 m; L2: punkty o wysokości od 1,75 m do 1,85 m; L3: punkty o wysokości od 2,25 m do 2,35 m). Zastosowano nową metodę filtracji punktów należących do wieloboku opisanego na punktach warstwy bazowej (o wysokości równej wysokości pierśnicy), opartą na współczynniku zmienności lokalizacji punktów w gradiencie pionowym, należących do różnych warstw, ale do tego samego wycinka powierzchni próbnej. Współrzędne wierzchołków wieloboku bazowego, znajdujące się w obrębie wycinków dla których współczynnik zmienności odległości punktów wierzchołkowych trzech uwzględnionych wieloboków przekroczył ustaloną empirycznie wartość progową (CV= 0,035) zostały wyzerowane (ryc. 11.3); wyróżniając w ten sposób punkty „stabilne”, prawdopodobnie opisujące pnie drzew.

Wyróżniono trzy rodzaje powierzchni, składających się na całkowitą wielkość powierzchni próbnej (ryc. 11.3): (a) „efektywna” powierzchnia skanowania – obszar spenetrowany promieniami lasera, przed napotkaniem skanowanego obiektu; (b) „wolna” powierzchnia – obszar na którym promień skanera nie napotkał żadnego obiektu (lub gdzie punkty wieloboku bazowego zostały wyzerowane na etapie filtracji CV); (c) powierzchnia „przesłonięta”, równa wielkości powierzchni próbnej (500 m²) pomniejszonej o łączną wielkość powierzchni (a) oraz (b). Znacznie poszerzono wachlarz miar różnicowania rozmiaru i kształtu wynikowych wieloboków. Zestaw analizowanych zmiennych zawierał najprostsze miary, takie jak wielkość powierzchni i obwód wieloboku (uzyskane przy pomocy pakietu „pracma” w R (Borchers, 2019), poprzez bardziej złożone wskaźniki kształtu, takie jak „Perimeter-area index” (PAR) (Lovejoy, 1982; Mandelbrot, 1977) i Shape index (SHPI) (Patton, 1975), do niepublikowanych jeszcze wskaźników, powstałych z połączenia dwóch lub kilku prostszych miar (Kędra i in., 2020a-b). Ogółem, testowano 92 zmienne TLS (23 wskaźniki kształtu × 4 rozdzielczości kątowe). Ostatecznie, najlepsze modele dla trzech wybranych cech drzewostanowych tworzyło 11 zmiennych TLS, reprezentujących wszystkie cztery rozdzielczości kątowe (tab. 11.3). zmienne te można podzielić na trzy grupy: (A) zmienne dotyczące całych wieloboków; (B) zmienne dotyczące wieloboków drugiego rzędu (części całych wieloboków); (C) zmienne wykorzystujące informacje o zmienności lokalizacji wierzchołków wieloboków

promień powierzchni kołowej	15 m	5 m	12,62 m
podział na woksele	tak, 1 cm	nie	tak, 1 cm
parametry bazowej warstwy chmury punktów	1,3 m ± 50 cm (100 cm)	1,3 m ± 70 cm, -100 cm (170 cm)	1,3 m ± 5 cm (10 cm)
rozdzielczość kątowa	1°	1°(?)	0,2°, 0,5°, 1°, 2°
kryterium selekcji punktów jako wierzchołków wieloboku	minimalna odległość od skanera	maksymalna odległość od skanera	maksymalna odległość od skanera
liczba warstw	1	1	3
filtracja wierzchołków wieloboku bazowego	nie	nie	tak



Rycina 11.3. Przykład trzech uwzględnionych warstw chmury punktów TLS (L1: punkty o wysokości od 1,25 m do 1,35 m; L2: punkty o wysokości od 1,75 m do 1,85 m; L3: punkty o wysokości od 2,25 m do 2,35 m); L1-L2-L3: wynikowy wielobok, po zastosowaniu filtracji wierzchołków wieloboku bazowego (L1) – kolor biały (pogrubiony kontur): „efektywna” powierzchnia skanowania – obszar spenetrowany promieniami lasera, przed spotkaniem skanowanego obiektu; kolor ciemnoszary: „wolna” powierzchnia – obszar na którym promień skanera nie napotkał żadnego obiektu (lub gdzie punkty wieloboku bazowego zostały wyzerowane na etapie filtracji CV); kolor jasnoszary: powierzchnia „przesłonięta”, równa wielkości powierzchni próbnej (500 m²) pomniejszonej o łączną wielkość powierzchni (a) oraz (b)

Tabela 11.2 Porównanie trzech metod prowadzących do uzyskania wskaźników kształtu TLS

źródło:	Willim i in. (2019)	Annighöfer i in. (2019)	Kędra i in. (2020a-c)
cel modelowania geometrycznego	określenie stopnia nieregularności rozmieszczenia roślinności w dolnym piętrze drzewostanu (indykacja złożoności)	określenie stopnia nasilenia konkurencji sąsiedztwa, względem analizowanego podrostu	opis struktury drzewostanu głównego, pod względem wielkości BA, V oraz N

Tabela 11.3 Zestawienie 12 zmiennych (wskaźników rozmiaru i kształtu wieloboków) uzyskanych z poziomych warstw chmury punktów TLS; Typ: A: zmienne dotyczące całych wieloboków, B: zmienne dotyczące wieloboków drugiego rzędu (części całych wieloboków), C: zmienne wykorzystujące informacje o zmienności lokalizacji wierzchołków wieloboków; rozdzielczość kątowa wieloboku bazowego

typ	zmienna TLS	opis	rozdzielczość (°)
A	AREA	powierzchnia wieloboku (pakiet „pracma” w R)	1.0
	SHPI1	wskaźnik kształtu wieloboku (Patton, D. R. 1975)	0.2
	SHPI2		1.0
	SHPI3		2.0
B	Npoly	liczba wieloboków drugiego rzędu	0.5
	meanNpoints	średnia liczba punktów wieloboków drugiego rzędu	2.0
	Nclear	liczba obszarów, na których promienie lasera nie napotkały żadnych obiektów	0.2
	Cmax	powierzchnia największego (odrębnego) obszaru, na którym promienie lasera nie napotkały żadnych obiektów	1.0
C	CV_RLE1	współczynnik zmienności odległości poszczególnych punktów wieloboku od środka pp, zakładając 1-m przedziały odległości	2.0
	CV_RLE2	współczynnik zmienności liczby powtórzeń unikalnych odległości punktów wieloboku od środka pp, zakładając 1-m przedziały odległości	1.0
	AREA_RLE2	powierzchnia wieloboku (AREA), ważona współczynnikiem zmienności (CV_RLE2) lokalizacji poszczególnych punktów wieloboku	1.0
	AREA_PER_RLE2	powierzchnia wieloboku przypadająca na każdą unikalną lokalizację punktów tworzących wielobok, ważona współczynnikiem zmienności (CV_RLE2)	1.0

11.2.4. Analiza przydatności wskaźników TLS do predykcji zmian BA (m²), V (m³) oraz N (szt.), w skali powierzchni próbnej

Do predykcji zmian strukturalnych w drzewostanach Puszczy Białowieskiej (w latach 2015-2017-2019), w obrębie badanych powierzchni próbnych, zastosowano najlepsze modele cech drzewostanowych (dla pomiarów w 2015 roku), które otrzymano z wykorzystaniem częściowo zautomatyzowanej procedury budowania i selekcji modeli liniowych, dopuszczając możliwość interakcji pomiędzy zmiennymi objaśniającymi TLS (Kędra i in. 2020a-b). Zarówno w przypadku pierśnicowego pola przekroju (BA15), jak i miąższości (V15), uwzględnione interakcje pomiędzy zmiennymi TLS istotnie przyczyniły się do poprawy modelu [1, 2]; natomiast, w przypadku liczby pni (N15) najlepszym modelem pozostał prosty model liniowy bez interakcji [3]. Na drodze walidacji krzyżowej typu leave-one-out uzyskano współczynniki determinacji modeli bliskie lub przekraczające wartość $R^2=0,5$ ($R^2_{BA15}=0,49$; $R^2_{V15}=0,51$; $R^2_{N15}=0,78$). Pod względem procentowego błędu predykcji (%RMSE), wartości kształtowały się od 22,1% dla N15, poprzez 23,4% dla BA15, do 31,5% dla V15 (Kędra i in. 2020a-b).

$$[1] \quad BA15 \sim AREA_RLE2 \times SHPI1 + Cmax \times SHPI4$$

$$[2] \quad V15 \sim AREA_PER_RLE2 \times AREA + AREA_PER_RLE2 \times Nclear + meanNpoints$$

$$[3] \quad N15 \sim Npoly + CV_RLE1 + SHPI3$$

Relacje pomiędzy cechami drzewostanu, a poszczególnymi wskaźnikami kształtu TLS (pomiar 2015), analizowano przy pomocy współczynnika korelacji Pearson'a, który określa nasilenie oraz kierunek związku liniowego pomiędzy dwiema zmiennymi. Analizę zmienności poszczególnych wskaźników kształtu TLS, na przestrzeni lat 2015-2017-2019, przeprowadzono z wykorzystaniem statystyk: wartości średniej (\bar{x}) oraz współczynnika zmienności (cv); określono także zakres zmian wskaźników TLS, pomiędzy skrajnymi okresami pomiarowymi (2015 i 2019). Ewaluacja predykcji wartości cech drzewostanowych w okresach 2017 i 2019, z wykorzystaniem modeli sparametryzowanych na podstawie danych z pomiaru 2015, przebiegła w dwóch etapach: (1) analiza jakości predykcji przy pomocy standardowych miar ewaluacyjnych: pierwiastka średniego błędu kwadratowego (RMSE), wartości procentowej tego błędu, w odniesieniu do wartości średniej pomiaru (%RMSE), procentowego błędu systematycznego (%BIAS) oraz współczynnika determinacji (R-sq.); (2) analiza predykcji bilansu cech drzewostanowych (wartości sumarycznej), z wykorzystaniem błędu procentowego, w odniesieniu do wartości uzyskanej z pomiarów terenowych, na początku rozpatrywanego okresu bilansowania (2015-2017, 2017-2019 oraz 2015-2019).

11.3. Wyniki i dyskusja

Wszystkie analizowane wskaźniki kształtu TLS wykazały istotną korelację z przynajmniej jedną cechą drzewostanu (tab. 11.4). Sześć spośród 12 analizowanych zmiennych TLS charakteryzowało się istotnymi korelacjami ze wszystkimi trzema cechami drzewostanu.

Zmienne TLS dotyczące całych wieloboków, opisanych na chmurze punktów (typ A) i/lub rozmieszczenia poszczególnych wierzchołków wieloboków (typ C), częściej wykazywały istotne korelacje z pierścicowym polem przekroju (*BA*) oraz z miąższością (*V*); natomiast, wskaźniki należące do typu B (dotyczące części wieloboków lub wieloboków drugiego rzędu) uzyskały najwyższe wartości współczynnika korelacji z liczbą pni (*N*). W tej grupie znalazła się też najwyższa wartość korelacji ($r=0,88$); pomiędzy *N* a liczbą wieloboków drugiego rzędu (*Npoly*). Taki wynik jest potwierdzeniem, że filtracja wierzchołków wieloboku bazowego (dotyczącego wysokości 1,3 m) przyniosła spodziewane rezultaty, pozostawiając przede wszystkim punkty należące do poszczególnych pni drzew. Analogicznie, wysoką wartość korelacji ($r=0,60$) otrzymano dla relacji *N* z powierzchnią całego wieloboku (*AREA*), która jest wartością sumaryczną powierzchni wieloboków drugiego rzędu, w liczbie *Npoly*. W przypadku *BA* oraz *V*, *AREA* była jedyną zmienną TLS w grupie A, która wykazała dodatnie korelacje, z tymi cechami drzewostanu ($r=0,48$ i $r=0,35$, odpowiednia dla *BA* oraz *V*). Pozostałe zmienne w tej grupie, czyli wskaźniki kształtu określające stopień złożoności (lub nieregularności) wynikowego wieloboku (dotyczące trzech różnych rozdzielczości kątowych: *SHPI1*, *SHPI3*, *SHPI4*), wykazały ujemne wartości współczynnika korelacji z *BA* i *V* (od $r=-0,17$ do $r=-0,46$). Przy czym, zauważalny był wzrost korelacji, wraz z rosnącą rozdzielczością kątową wieloboku (coraz większą liczbą wierzchołków wieloboku), co może wiązać się z dalszym wzrostem jego złożoności. Wynika stąd, że powierzchnie próbne o wyższych wartościach *BA* oraz *V*, charakteryzowały się mniejszą nieregularnością, pod względem wskaźnika *SHPI1* oraz *SHPI3*. Jednak, zmienne TLS, które charakteryzowały się najsilniejszym związkiem z *BA* oraz *V*, znajdowały się w grupie C wskaźników TLS, mianowicie: *AREA_RLE2* oraz *AREA_PER_RLE2*. Zmienna *AREA_RLE2* wynika z ogólnej wielkości powierzchni wieloboku (*AREA*); natomiast, zmienna *AREA_PER_RLE2*, z uśrednionej wielkości powierzchni wieloboku, względem liczby sklasyfikowanych grup wierzchołków wieloboku, o zbliżonej odległości od środka powierzchni próbnej (prawdopodobnie opisujących ten sam pień drzewa lub więcej blisko rosnących pni drzew). Poza tym, obie zmienne zawierają współczynnik zmienności, dotyczący lokalizacji poszczególnych wierzchołków wieloboku (*CV_RLE2*), jako wagę (mnożnik) wspomnianych wielkości powierzchniowych. Dodatkowy komponent zmiennej *AREA_PER_RLE2* umożliwił uzyskanie nieco wyższej korelacji z *V* ($r=0,61$), niż w przypadku zmiennej *AREA_RLE2* ($r=0,59$); jednak, spowodował jednocześnie wyraźne obniżenie korelacji z *BA*, a nawet zmianę kierunku relacji z cechą *N*.

Tabela 11.4. Zestawienie 12 zmiennych (wskaźników rozmiaru i kształtu wieloboków) uzyskanych z poziomych warstw chmury punktów TLS; Typ: A: zmienne dotyczące całych wieloboków, B: zmienne dotyczące wieloboków drugiego rzędu (części całych wieloboków), C: zmienne wykorzystujące informacje o zmienności lokalizacji wierzchołków wieloboków; rozdzielczość kątowna wieloboku bazowego; *BA15corr*, *V15corr*, *N15corr*: korelacje Pearson'a zmiennych TLS z pierścicowym polem przekroju, miąższością oraz liczbą pni (odpowiednio; dane z pomiarów 2015); pogrubiona czcionka: korelacje istotne na poziomie .05; pogrubiona i podkreślona czcionka: korelacje istotne na poziomie .001; jasnoszara czcionka: nieistotne korelacje

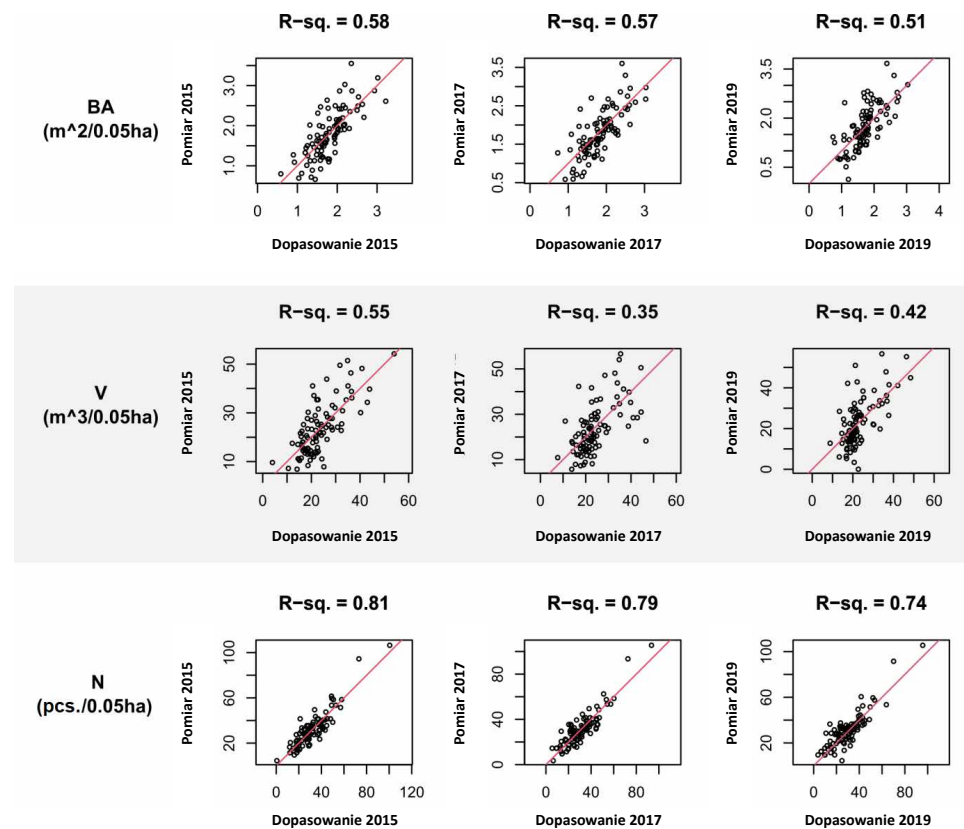
Typ	zmienna TLS	BA15corr	V15corr	N15corr
A	AREA	0,48	0,35	0,60
	SHPI1	-0,45	-0,46	0,10
	SHPI3	-0,35	-0,43	0,30
	SHPI4	-0,17	-0,21	0,15
B	Npoly	0,23	0,02	0,88
	meanNpoints	0,46	0,44	0,23
	Nclear	0,01	-0,18	0,77
	Cmax	-0,10	0,03	-0,45
C	CV_RLE1	0,34	0,24	0,33
	CV_RLE2	0,34	0,42	-0,19
	AREA_RLE2	0,65	0,59	0,38
	AREA_PER_RLE2	0,53	0,61	-0,18

Analiza zmienności wskaźników TLS, na przestrzeni lat 2015-2017-2019 wykazała względnie stabilne wzorce współczynników zmienności, w obrębie poszczególnych okresów pomiarowych (tab. 11.5). Ostatni okres (2017-2019) cechował się nieco wyższą zmiennością większości wskaźników TLS. Ogólnie, współczynnik cv (pomiarów 2015 i 2017) osiągnął wartości w przedziale od 8,09% (zmienna meanNpoints w 2017 roku) do 44,90% (zmienna Cmax w 2015 roku); natomiast, w przypadku pomiarów w 2019 roku, cv osiągnął wartość maksymalną, równą 53,79% (zmienna AREA_RLE2). Ponieważ, jak już zauważono, ta zmienna TLS jest dodatnio skorelowana z *BA* oraz *V*, należy przypuszczać, że zmienność tych cech drzewostanowych także mogła być najwyższa w ostatnim okresie pomiarowym. Wysokie wartości cv były zwykle powiązane z szerokim zakresem procentowych zmian wskaźników TLS, pomiędzy pomiarami z 2015 i 2019. Najszerze zakresy zmian (ponad $\pm 100\%$) dotyczyły dwóch wskaźników: wspomnianego już AREA_RLE2 oraz Cmax (powierzchnia największego „prześwitu” pomiędzy ramionami wieloboku TLS). W przypadku tego drugiego wskaźnika, zakres zmian przekroczył nawet $\pm 200\%$; co może sugerować, że jest to zmienna wyjątkowo „wrażliwa” na zmiany strukturalne drzewostanu. Pewien wyjątek stanowi zmienna Npoly, która mimo znacznej wartości współczynnika cv (do 45,33%), nie charakteryzowała się wyjątkowo szerokim zakresem zmian w okresie 2015-2019 (pomiędzy -67,0%, a 87,9%).

Typ	zmienna TLS	2015		2017		2019		minΔ	maxΔ	minΔ [%]	maxΔ [%]
		\bar{x}	cv [%]	\bar{x}	cv [%]	\bar{x}	cv [%]				
A	AREA	20.23	39.03	20.45	42.01	18.84	47.11	-18.81	34.64	-93.0	171.2
	SHP11	57.18	34.28	56.54	32.79	58.27	36.59	-40.99	67.72	-71.7	118.4
	SHP13	36.70	25.00	36.59	26.63	36.98	31.85	-18.50	37.39	-50.4	101.9
	SHP14	28.17	22.86	26.92	23.92	27.39	25.64	-20.96	25.36	-74.4	90.0
	Npoly	23.89	39.89	23.46	41.55	21.95	45.33	-16.00	21.00	-67.0	87.9
B	meanNpoints	4.71	8.75	4.75	8.09	4.70	8.42	-1.67	1.91	-35.4	40.6
	Nclear	37.96	29.45	37.19	31.88	35.55	32.98	-17.00	33.00	-44.8	86.9
	Cmax	56.45	44.90	59.48	42.34	63.18	46.71	-131.98	115.25	-233.8	204.2
	CV_RLE1	0.35	19.37	0.34	22.41	0.34	21.48	-0.12	0.25	-35.0	72.5
C	CV_RLE2	0.69	27.70	0.68	25.40	0.68	26.49	-0.37	0.23	-53.2	33.9
	AREA_RLE2	13.77	43.06	13.82	43.82	12.89	53.79	-16.38	31.23	-118.9	226.7
	AREA_PER_RLE2	0.37	44.43	0.37	42.85	0.36	51.66	-0.28	0.38	-75.1	101.9

Tablica 11.5. Wyniki analizy zmienności wskaźników TLS, na przestrzeni lat (2015-2017-2019): \bar{x} : wartość średnia; cv : współczynnik zmienności; minΔ oraz maxΔ : minimalna i maksymalna zmiana wskaźnika, pomiędzy pomiarami 2015 i 2019

Predykcje BA (m^2), V (m^3) oraz N (szt.), w latach 2017 oraz 2019, z wykorzystaniem modeli sparametryzowanych na podstawie pomiarów w 2015 r. ujawniły względną stabilność wartości współczynnika determinacji R-sq. (ryc. 11.4.). Jednak, w przypadku BA oraz N zaznaczał się trend malejący wartości R-sq., w kolejności: model bazowy (dopasowanie 2015), predykcje 2017, predykcje 2019. Może to oznaczać, że zmiany zachodzące z czasem w drzewostanach Puszczy Białowieskiej powodowały stopniową dezaktualizację modeli bazowych; a jakość ewentualnych predykcji w dalszym okresie pozostaje niepewna; jednak, należy się spodziewać dalszego, stopniowego pogarszania się jakości predykcji. W analizowanym okresie, wartości R-sq., dla tych dwóch cech były zawsze wyższe niż 0,5. Przy czym, dla roku 2019, predykcje N (R-sq.=0,74) były znacznie dokładniejsze niż predykcje BA (R-sq.=0,51). Inaczej było w przypadku modelu V; w tym przypadku zanotowano wyraźne obniżenie wartości R-sq., już w pierwszym okresie predykcji (2017), a następnie pewien wzrost wartości R-sq. dla kolejnej predykcji (2019). Mimo to, wartości R-sq. były w obu przypadkach niższe niż 0,5 (0,35 dla 2017 i 0,42 dla 2019). Z tego powodu, przydatność modelu V, do predykcji tej cechy w późniejszych latach, na podstawie danych TLS, należy uznać za najniższą spośród analizowanych modeli. Dodatkowo, niejasny trend wartości R-sq. dla predykcji 2017 i 2019, sprawia, że jakość ewentualnych predykcji V w dalszym okresie, pozostaje niewiadoma.



Rycina 11.4. Wykresy rozrzutu punktów: wartości dopasowane lub predykcje (oś pozioma) względem wartości uzyskanych na drodze pomiarów terenowych (Pomiar; oś pionowa); dla trzech cech drzewostanowych: BA, V, N oraz dla trzech dat: 2015, 2017 oraz 2019; w nagłówkach wykresów podano wartości współczynnika determinacji dopasowania lub predykcji (R-sq.)

Tabela 11.6. Procentowe wyniki bilansu trzech cech drzewostanowych: BA, V oraz N, na podstawie pomiaru (teren-teren) oraz predykcji (model-teren); procentowy błąd predykcji podano w odniesieniu do sumarycznej wielkości cechy na początku okresu bilansowania (2015-2017; 2017-2019; oraz 2015-2019)

zmiany procentowe:	BA [%]	V [%]	N [%]
wielkość zmiany 2017-2015 (teren-teren)	-0,61	-0,17	-2,49
wielkość zmiany 2017-2015 (model-teren)	1,21	2,77	-2,66
błąd predykcji bilansu 2017-2015	1,82	2,94	0,16
wielkość zmiany 2019-2017 (teren-teren)	-2,87	-2,76	-2,69
wielkość zmiany 2019-2017 (model-teren)	-3,69	-1,63	-6,69
błąd predykcji bilansu 2019-2017	0,82	1,13	3,99
wielkość zmiany 2019-2015 (teren-teren)	-3,35	-2,8	-5,09
wielkość zmiany 2019-2015 (model-teren)	-4,16	-1,67	-8,99
błąd predykcji bilansu 2019-2015	0,81	1,13	3,89

Rzeczywiste zmiany analizowanych cech drzewostanowych, w okresie 2015-2019 osiągnęły wartość do około 5% i w przypadku każdej cechy były to zmiany ujemne (tab. 11.6): w obrębie uwzględnionych powierzchni próbnych, pierśnicowe pole przekroju obniżyło wartość o 3,35%; miąższość zmalała o 2,80%; oraz ubyło 5,09% pni drzew (żywych lub martwych). W odniesieniu do tego stosunkowo krótkiego (czteroletniego) okresu, należy uznać takie zmiany za zauważalne; a zwłaszcza w przypadku liczby pni za znaczące. Z pewnością negatywny trend zmian wszystkich analizowanych cech związany jest z wcześniejszymi okresami suszy, zamieraniem drzew oraz z gradacją kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej (Grodzki 2016; Nowakowska i in., 2020; Stereńczak i in. 2020). W pierwszym (cząstkowym) okresie bilansowania (2015-2017), tylko w przypadku liczby pni trend zmian został poprawnie określony z wykorzystaniem modelu, jednak z zaskakująco wysoką dokładnością (teren-teren: -2,49%; model-teren: -2,66%). Prognozowany odwrotny trend zmian BA oraz V (w stosunku do rzeczywistego), prawdopodobnie związany jest ze stosunkowo niewielką rzeczywistą zmianą sumarycznych wartości tych cech w tym okresie (BA: -0,61%; V: -0,17%). Natomiast, zarówno w drugim okresie cząstkowym (2017-2019), jak i w okresie czteroletnim (2015-2019), trendy zmian, wszystkich trzech cech były prognozowane poprawnie. W pełnym okresie pomiarowym, zmiany pod względem BA oraz N były przeszacowane ($BA_{(teren-teren)} = -3,35\%$ vs. $BA_{(model-teren)} = -4,16\%$; $N_{(teren-teren)} = -5,09\%$ vs. $N_{(model-teren)} = -8,99\%$). Natomiast prognozowane zmiany V były niedoszacowane ($V_{(teren-teren)} = -2,80\%$ vs. $V_{(model-teren)} = -1,67\%$). Ogólne błędy prognozy bilansu badanych cech, przy pomocy modeli regresji liniowej ze zmiennych TLS, nie przekroczyły 4% sumarycznej wartości cechy, na początku okresu bilansowania (2015 rok) oraz w żadnym z rozpatrywanych okresów nie przewyższyły wielkości faktycznej zmiany. Te dobre wyniki z pewnością powiązane są z niskim stopniem błędów systematycznego modeli.

11.4. Podsumowanie

Dzięki zastosowanej metodzie analizy danych TLS (tab. 11.7), z pojedynczego skanowania laserowego (bez detekcji pojedynczych drzew), można otrzymać w skali powierzchni próbnej akceptowalne pod względem jakości, modele podstawowych cech drzewostanowych: BA, V oraz N (Kędra i in. 2020a-b). Dane TLS, wykorzystane do analizy dotyczą drzewostanów o zróżnicowanej strukturze gatunkowej oraz wiekowej (ryc. 11.1), w stanie ulistnionym. Niepewna pozostaje jakość predykcji cech drzewostanowych w ewentualnych dalszych okresach, ze względu na obserwowane, pogarszające się lub niestabilne trendy jakości predykcji, w okresach coraz dalszych od pomiaru bazowego (parametryzacji modeli). W celu minimalizacji tego ograniczenia, istnieje potrzeba ponownej kalibracji modelu lub dalszej pracy, której celem byłoby uzyskanie bardziej stabilnych modeli cech drzewostanowych z danych TLS (wskaźników rozmiaru i kształtu wieloboków opisanych na poziomych warstwach chmury TLS, z pojedynczego skanowania laserowego).

Tabela 11.7. Zestawienie zalet oraz wad wykorzystanej metody pozyskiwania i analizy danych TLS

Zalety	Wady
<ul style="list-style-type: none"> - brak potrzeby wielokrotnego skanowania oraz łączenia skanów; - pełna automatyzacja (w programie R); - brak potrzeby segmentacji (klasyfikacji) punktów chmury TLS jako różnych komponentów lasu; - prosty i przejrzysty sposób otrzymania zmiennych TLS (niewielka liczba etapów analizy); - niskie wymagania obliczeniowe; - średnie do wysokich korelacje otrzymanych zmiennych TLS z cechami drzewostanowymi (tutaj: BA, V oraz N); - możliwość predykcji trendu zmian cech drzewostanowych, zwłaszcza w dłuższym okresie i na zasadzie bilansowania; - weryfikacja metody w mieszanych drzewostanach o zróżnicowanej strukturze, w stanie ulistnionym. 	<ul style="list-style-type: none"> - brak wynikowych informacji o lokalizacji i rozmieszczeniu drzew; - brak możliwości dokładnego określenia przyrostu na grubość poszczególnych drzew (pomiaru pierśnicy); - niepewność dotycząca jakości predykcji cech drzewostanowych w ewentualnych dalszych okresach: potrzeba ponownej kalibracji modelu lub dalszej pracy, której celem byłoby uzyskanie bardziej stabilnych modeli cech drzewostanowych.

Literatura

- AAnnighöfer P., Seide D., Mölder A., Ammer C. 2019. Advanced aboveground spatial analysis as proxy for the competitive environment affecting sapling development. *Frontiers in Plant Science*, 10: 1–12. DOI: 10.3389/fpls.2019.00690.
- Borchers H.W. 2019. *pracma: Practical Numerical Math Functions*. R package version 2.2.9. <https://cran.r-project.org/package=pracma>.
- Calders K., Adams J., Armston J., Bartholomeus H., Bauwens S., Bentley L.P., Chave J., Danson F.M., Demol M., Disney M., Gaulton R., Krishna Moorthy S.M., Levick S.R., Saarinen N., Schaaf C., Stovall A., Terry L., Wilkes P., Verbeeck H. 2020. Terrestrial laser scanning in forest ecology: Expanding the horizon. *Remote Sensing of Environment*, 251, 112102. DOI: 10.1016/j.rse.2020.112102.
- Calders K., Armston J., Newnham G., Herold M., Goodwin N. 2014. Implications of sensor configuration and topography on vertical plant profiles derived from terrestrial LiDAR. *Agricultural and Forest Meteorology*, 194, 104–117. DOI: 10.1016/j.agrformet.2014.03.022.
- Ehbrecht M., Schall P., Ammer C., Seidel D. 2017. Quantifying stand structural complexity and its relationship with forest management, tree species diversity and microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 242: 1–9. DOI: 10.1016/j.agrformet.2017.04.012.
- Gobakken T., Næsset E. 2008. Assessing effects of laser point density, ground sampling intensity, and field sample plot size on biophysical stand properties derived from airborne laser scanner data. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(5), 1095–1109. DOI: 10.1139/X07-219.
- Grodzki W. 2016. Mass outbreaks of the spruce bark beetle *Ips typographus* in the context of the controversies around the Białowieża Primeval Forest. *Forest Research Paper*, 77: 324–331. DOI: 10.1515/frp-2016-0033.
- Lovejoy S. 1982. Area-perimeter relation for rain and cloud areas. *Science*, 216(4542): 185–187. DOI: 10.1126/science.216.4542.185.
- Lovell J.L., Jupp D.L.B., van Gersel E., Jimenez-Berni J., Hopkinson C., Chasmer L. 2011. Foliage profiles from ground based waveform and discrete point lidar. *Proceedings of SilviLaser 2011, 11th International Conference on LiDAR Applications for Assessing Forest Ecosystems*, University of Tasmania, Australia, 16-20 October 2011, 4(2006): 1–10.
- Mandelbrot B.B. 1977. *Fractals: Form, Chance, and Dimension*.
- McGarigal K., Marks B.J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *General Technical Reports*, PNW-GTR-351.
- Næsset E. 2004. Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 19(2): 164–179. DOI: 10.1080/02827580310019257.
- Newnham G.J., Armston J.D., Calders K., Disney M.I., Lovell J.L., Schaaf C.B., Strahler A.H., Mark Danson F. 2015. Terrestrial laser scanning for plot-scale forest measurement. *Current Forestry Reports*, 1(4): 239–251. DOI: 10.1007/s40725-015-0025-5.
- Nilsson, M. 1996. Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. *Remote Sensing of Environment*, 56(1): 1–7. DOI: 10.1016/0034-4257(95)00224-3.
- Nowakowska J. A., Hsiang T., Patynek P., Stereńczak K., Olejarski I., Oszako T. 2020. Health assessment and genetic structure of monumental Norway spruce trees during a bark beetle (*Ips typographus* L.) outbreak in the Białowieża Forest District, Poland. *Forests*, 11(6): 1–19. DOI: 10.3390/f11060647.
- Patton D.R. 1975. A diversity index for quantifying habitat “edge.”. *Wildlife Society Bulletin*, 3(4), 171–173.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Kamińska K., Kraszewski B., Piasecka Ż., Miścicki M., Heinrich M., 2020. Influence of selected habitat and stand factors on bark beetle *Ips typographus* (L.) outbreak in the Białowieża Forest. *Forest Ecology Management*, 459 (117826): 1–11. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117826.
- Willim K., Stiers M., Annighöfer P., Ammer C., Ehbrecht M., Kabal M., Stillhard J., Seidel D. 2019. Assessing understory complexity in beech-dominated forests (*Fagus sylvatica* L.) in central Europe—from managed to primary forests. *Sensors (Basel)*, 19(7). DOI: 10.3390/s19071684.

Raporty, maszynopisy:

- Kędra K., Kamińska A., Kraszewski B., Stereńczak K. 2020a. Porównanie predykcji wybranych zmiennych drzewostanowych z różnych zestawów danych skanowania laserowego. Raport z prac wykonanych w projekcie: Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych (ForBioSensing).
- Kędra K., Kamińska A., Kraszewski B., Stereńczak K. 2020b. Combining plot-level ALS and TLS metrics to predict key stand-structure variables in a temperate low-land complex mixed forest ecosystem. Manuscript in progress.
- Kędra K., Kraszewski B., Stereńczak K. 2020c. Wskaźniki struktury drzewostanu uzyskane na podstawie danych z naziemnego skanowania laserowego (podtytuł: Wskaźniki kształtu TLS). Raport z prac wykonanych w projekcie: Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych (ForBioSensing).
- Paluch R., Kuberski Ł. 2020. Raport zawierający szczegółowy opis parametrów drzewostanów na naziemnych powierzchniach badawczych w roku 2015, 2017 i 2019 oraz analiza zmian. Raport z prac wykonanych w projekcie: Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych (ForBioSensing).

12. Określenie składu gatunkowego i jego dynamiki w okresie 2015-2019 na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej

Aneta Modzelewska¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn a.modzelewska@ibles.waw.pl

Abstrakt

Skład gatunkowy lasu jest jedną z kluczowych zmiennych niezbędnych do efektywnego zarządzania kompleksem leśnym oraz planowania działań gospodarczych i ochronnych. W ostatnich latach wzrasta liczba badań, w których podejmowany jest temat zastosowania danych teledetekcyjnych do określania składu gatunkowego. Wdrożenie teledetekcji pozwala na obiektywizację wyników i jednoczesne uzyskanie informacji dla dużego obszaru. Jednymi z bardziej przydatnych rodzajów danych są obrazy hiperspektralne. Ich wysoka informacyjność w połączeniu z zastosowaniem algorytmów uczenia maszynowego umożliwia klasyfikację poszczególnych gatunków drzew. W niniejszej pracy podjęto się określenia składu gatunkowego drzewostanów Puszczy Białowieskiej z zastosowaniem lotniczych obrazów hiperspektralnych. Aby ocenić dynamikę zmian, obrazy pozyskano w latach 2015, 2017 i 2019. Jako dane referencyjne posłużyły lokalizacje drzew na powierzchniach naziemnych. Klasyfikacja obejmowała następujące gatunki drzew: świerk (*Picea abies* (L.) H.Karst.), sosna (*Pinus sylvestris* L.), brzoza (*Betula pendula* Roth), dąb (*Quercus robur* L.), grab (*Carpinus betulus* L.), lipa (*Tilia cordata* Mill.), olsza (*Alnus glutinosa* Gaertn.) i inne liściaste. Zastosowano algorytm *Support Vector Machine* (Vapnik 1999). Dokładność klasyfikacji wahała się w zależności od strategii zarządzania obszarem - od 77% dokładności całkowitej dla lasów gospodarczych do 64% dla obszaru objętego ochroną ścisłą. Przeanalizowano zmiany składu gatunkowego w latach 2015-2019. Największa zmiana wystąpiła w przypadku świerka, którego udział spadł o 10%.

Słowa kluczowe: Skład gatunkowy, klasyfikacja gatunkowa drzew, dane hiperspektralne

12.1. Wstęp

Zarządzanie rozległym obszarem leśnym stanowi duże wyzwanie i wymaga precyzyjnej wiedzy o licznych cechach drzewostanów. Do kluczowych należy informacja o składzie gatunkowym, niezbędna do efektywnego zarządzania lasem (Jones i in. 2010; Heinzel i Koch 2012), modelowania innych charakterystyk drzewostanowych (Orka i in. 2013; Vauhkonen i in. 2014) czy projektowania działań gospodarczych i ochronnych, w tym ochrony bioróżnorodności (Nagendra 2001). Tradycyjną metodą pozyskiwania informacji o składzie gatunkowym są prace terenowe, które jednak są kosztowne, długotrwałe i wymagają dużych nakładów pracy ludzi (Ghosh i in. 2014). Jednocześnie w terenie informacje pozyskiwane są dla wybranych powierzchni próbnych, brakuje natomiast informacji całościowej, ciągłej przestrzennie, jaką można pozyskać za pomocą danych teledetekcyjnych. Szczególnie na ob-

szarach zróżnicowanych bądź chronionych i takich, w których występują obszary niedostępne dla prac terenowych, zastosowanie danych teledetekcyjnych może być dobrym rozwiązaniem.

Występowanie poszczególnych gatunków drzew jest ściśle związane z warunkami siedliskowymi. Rozległe tereny puszczańskie leżą w strefie klimatu umiarkowanego z wpływami klimatu kontynentalnego i morskiego (Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998). Na budowę podłoża składa się mozaika glin zwałowych, piasków i żwirów lodowcowych, piasków i żwirów sandrowych oraz torfów i namulów (Kmieciak, Kwiatkowski 2009). Dominują gleby żyzne, tj. brunatnoziemne, czarne ziemie, a także gleby bagienne, pobagienne i glejobieliczoziemne. Na żyznych siedliskach panują odpowiednie warunki dla rozwoju zespołów leśnych z przewagą drzew liściastych. Niemal połowa lasów Puszczy Białowieskiej to lasy liściaste: grądy, olsy i łęgi, a także wczesno-sukcesyjne zespoły z brzozą (*Betula* spp.) i osiką (*Populus tremula* L.). Lasy iglaste i mieszane stanowią 52% drzewostanów PB (Jędrzejewska, Jędrzejewski 1998). Faliński (1986) wymieniał jako gatunki dominujące dęby (*Quercus robur* L. i *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.), grab (*Carpinus betulus* L.), świerk (*Picea abies* (L.) H. Karst.) i sosnę (*Pinus sylvestris* L.), a także olszę (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), lipę (*Tilia cordata* Mill.), klon (*Acer platanoides* L.), brzozy (*Betula pendula* Roth oraz *B. pubescens* Ehrh.) i jesion (*Fraxinus excelsior* L.). Większość z wymienionych gatunków występuje obecnie na obszarze Puszczy Białowieskiej, jednak w wyniku różnych procesów, udział niektórych (wiąz i jesion) znacząco się zmniejszył.

Różnego rodzaju procesy, takie jak pojawianie się patogenów czy gradacja owadów mogą wywoływać zmiany składu gatunkowego. Skutkiem może być masowe zamieranie drzew jednego lub większej liczby gatunków. Miało to miejsce w Puszczy Białowieskiej w przypadku wystąpienia holenderskiej choroby wiązu, zamierania jesionu w wyniku kolonizacji przez *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral, Queloz & Hosoya czy zamierania świerka w następstwie gradacji kornika drukarza *Ips typographus* (L.). Zamieranie jesionów i wiązów miało miejsce w latach poprzedzających projekt ForBioSensing, w efekcie czego obecnie gatunki te występują w Puszczy Białowieskiej sporadycznie, jako pojedyncze drzewa w nielicznych wydzieleniach i nie były brane pod uwagę w analizach teledetekcyjnych ze względu na zbyt rzadkie występowanie. Jednakże drzewa tych gatunków zamarły w ostatnich dziesięcioleciach i wiele z nich jeszcze się nie przewróciło, w efekcie czego na obszarze badań stosunkowo licznie występują martwe drzewa liściaste (Kamińska i in. 2018). Szczególny wpływ na kształtowanie składu gatunkowego ma w ostatnich latach gradacja kornika drukarza, skutkująca zamieraniem świerka. W efekcie powstają także nowe luki (na które w kolejnym etapie wkracza sukcesja), a niejednokrotnie mamy również do czynienia z przewracaniem się drzew innych gatunków, które wcześniej otoczone przez drzewostan świerkowy, nie przystosowały się do nowych warunków.

Skład gatunkowy drzewostanu jest wypadkową czynników naturalnych występujących na danym terenie oraz późniejszych przekształceń antropogenicznych, wynikających np. z prowadzenia gospodarki leśnej. Puszcza Białowieska w polskiej części jest pod tym względem wyjątkowa, ponieważ część obszarów jest z gospodarki wyłączona jako park narodowy wraz z obszarem ochrony ścisłej, a również w części poza parkiem narodowym występują liczne rezerwaty. W lasach użytkowanych bądź chronionych w odmienny sposób, poszczególne cechy drzewostanów mogą kształtować się inaczej - struktura pionowa drzewostanów czy typ mieszaniny różnią się obszarach objętych ochroną i gospodarką leśną. Choć teren jest zróżnicowany pod względem składu gatunkowego, wybrane do analiz gatunki występują na

całym jego obszarze. Do klasyfikacji gatunkowej wybrano 7 gatunków drzew, które najliczniej występują w górnej warstwie drzewostanu.

Teledetekcja umożliwia opracowanie mapy składu gatunkowego w warstwie widocznej z pułapu lotniczego. Szczególnie istotne jest jej zastosowanie na obszarach rozległych, na których badania terenowe będą rozciągnięte w czasie, objętych ochroną czy niedostępnymi ze względu na bariery przyrodnicze. W literaturze dostępne są przykłady badań, w których z sukcesem zastosowano dane teledetekcyjne do klasyfikacji gatunków drzew (m. in. Dalponte i in. 2012; Ghosh i in. 2014). Spośród danych teledetekcyjnych, które dotychczas testowano, dane hiperspektralne wykazują największą przydatność do klasyfikowania gatunków drzew – umożliwiają wyróżnienie większej liczby gatunków i osiągnięcie wyższych dokładności klasyfikacji (m. in. Goodenough i in. 2003; Dalponte i in. 2012; Ghosh i in. 2014; Wietcha i in. 2017). Liczne prace dotyczące tego tematu najczęściej proponują rozwiązania dla niewielkich obszarów oraz są skupione na rozwoju metody czy aspektów technicznych, rzadkie są natomiast prace opisujące klasyfikację gatunkową dla rozległych i skomplikowanych obszarów (Fassnacht i in. 2016; Modzelewska i in. 2020). Takich badań podjęto się w niniejszym projekcie, klasyfikując ok. 62 tys. hektarów zwartej powierzchni leśnej.

W przypadku badań obszarów w strefie klimatów umiarkowanych, gdzie warunki oświetleniowe zmieniają się w trakcie roku, a w sezonie wegetacyjnym występują liczne zmiany fenologiczne w drzewach, istotną kwestią jest także termin pozyskania zdjęć. We współczesnej literaturze brakuje jednoznacznego rozwiązania, aczkolwiek badacze podejmowali się porównania danych pozyskanych w różnych terminach bądź oceny możliwości zastosowania danych wieloczasowych. Takie porównania częściej miały miejsce dla danych wielospektralnych (m. in. Mickelson i in. 1998; Key i in. 2001; Hill i in. 2010). Według Mickelsona i in. (1998), dane pozyskane wiosną i jesienią okazały się bardziej przydatne niż letnie. Natomiast u Woltera (1995) jedynie obraz wieloczasowy mógł mieć zastosowanie do klasyfikacji gatunkowej. W obu przypadkach zastosowane obrazy pochodziły z różnych lat a autorzy uznawali potrzebę porównania danych jednorocznych. Takiego porównania dokonano w kilku pracach dotyczących danych lotniczych (Key i in. 2001; Hill i in. 2010, Tagliabue i in. 2016). W dwóch przypadkach dane z października dały najlepsze wyniki (Key i in. 2001; Hill i in. 2010). Łączenie danych z kilku sezonów w jednym przypadku polepszyło wyniki (Hill i in. 2010), a w innym nie (Key i in. 2001). W jedynej dostępnej pracy porównującej kilka zestawów danych hiperspektralnych, połączenie tych zestawów znacząco poprawiło wynik klasyfikacji (Tagliabue i in. 2016). W niniejszym projekcie porównano wyniki z 3 zestawów danych pozyskanych w jednym roku (w lipcu, sierpniu i październiku 2015 r.) oraz w kolejnych latach 2017 i 2019. Opracowano mapy gatunków dominujących w PB, udział poszczególnych gatunków i przeanalizowano zmiany, jakie wystąpiły.

12.2. Materiały i metody

12.2.1. Dane

W projekcie pozyskano obrazy hiperspektralne HySpex (VNIR-1800 i SWIR-384) z pułapu lotniczego. Obrazy o rozdzielczości przestrzennej 5 m (a w roku 2019 – 2 m) w zakresie spektralnym 400-2500 nm pozyskano w latach 2015 (trzykrotnie: w lipcu, sierpniu i paździer-

niku), w sierpniu 2017 i na przełomie sierpnia i września 2019. Obrazy zostały poddane kalibracji radiometrycznej, korekcie geometrycznej i atmosferycznej przez wykonawcę nalotów.

Materiał referencyjny stanowiły dane z kampanii pomiarowych w terenie, które przeprowadzono w sezonie wegetacyjnym, w latach 2015, 2017 i 2019. Lokalizacje wybranych drzew zestawiano z wysokorozdzielczymi zdjęciami multispektralnymi oraz wysokościovym modelem koron. Dla każdego z klasyfikowanych obrazów mozaik pokrywających fragment Puszczy Białowieskiej wybrano zbiór pikseli referencyjnych reprezentujących wybrane gatunki drzew: świerk, sosna, brzoza, dąb, grab, lipa, olsza oraz inne liściaste.

12.2.2. Klasyfikacja obrazów

Detekcję gatunków drzew wykonano na podstawie klasyfikacji obrazu. Obrazy uprzednio poddawano procesom przetwarzania wstępnego, które składały się z usuwania (maskowania) pikseli nieodwzorowujących roślinności, połączenia pojedynczych szeregów nalotu hiperspektralnego w mozaiki (obrazy powstałe z połączenia mniejszych fragmentów, które obejmowały zasięgiem fragmenty obszaru badań) i transformacji obrazów metodą MNF (ang. *Minimum Noise Fraction*), której celem jest zredukowanie wymiarów przestrzeni spektralnej i skondensowanie istotnych informacji w początkowych kanałach nowo utworzonego obrazu (Green i in. 1998). Z obrazów powstałych w wyniku transformacji MNF wybierano komponenty o wysokiej informacyjności i poddawano je klasyfikacji. Do klasyfikacji gatunków drzew zastosowano metodę SVM (ang. *Support Vector Machine*, Vapnik 1999). SVM to klasyfikacja nadzorowana, nieparametryczna, oparta na zasadach uczenia maszynowego. Algorytm był używany w pracach porównawczych i wielokrotnie wypadł lepiej niż porównywane z nim algorytmy (Melgani i Bruzzone 2004; Dalponte i in. 2008; Mountrakis i in. 2011; Heinzl i Koch 2012), co było także powodem wybrania go w niniejszej pracy. Proces klasyfikacji zaimplementowano z użyciem języka R. Klasyfikację wykonywano iteratywnie 100-krotnie dla każdego z klasyfikowanych obrazów, aby otrzymać stabilny wynik. Piksele referencyjne każdorazowo dzielono w stosunku 70/30 (70% pikseli uczących, 30% weryfikujących). Finalne mapy dla fragmentów obszaru (mozaik) połączono w jedną pokrywającą cały obszar PB.

12.2.3. Zastosowanie danych wieloczasowych

Opisaną powyżej procedurę klasyfikacji powtórzono dla obrazów pozyskanych w lipcu, sierpniu i październiku 2015 r. oraz dla danych pozyskanych w latach 2017 i 2019. Na podstawie danych z kilku sezonów roku 2015 opracowano także finalną mapę, na której wartości w każdym pikselu zostały wybrane spośród wyników dla danego piksela w różnych terminach (lipiec, sierpień, październik), w roku 2015. Obrano następującą metodykę wyboru: jeśli w danym pikselu klasa x występowała w 2 lub 3 terminach (spośród 3 analizowanych), piksel był na finalnej mapie przedstawiony z klasą x. Gdy w danym pikselu w każdym sezonie występowały różne klasy – przypisano klasę z sierpnia (był to termin, w którym zanotowano najwyższe dokładności). Jednocześnie wprowadzenie danych wieloczasowych umożliwiło wyeliminowanie kilku rodzajów błędów będących efektem procesu maskowania (gdy usunięto w procesie maskowania zbyt dużą liczbę pikseli). W efekcie, jeśli piksel miał wartość NA (brak danych) w październiku, a wcześniej był klasyfikowany jako drzewo liściaste, mógł zostać omyłkowo sklasyfikowany jako drzewo martwe – przypisano mu wartość z sierpnia. Podobnie gdy piksel z wartością NA w lipcu, klasyfikowany później jako sosna, najprawdopodobniej został usunięty (wymaskowany) jako drzewo martwe (drzewostany sosnowe mogą być podobne spektralnie do martwych świerków) – otrzymywał wartość z sierpnia.

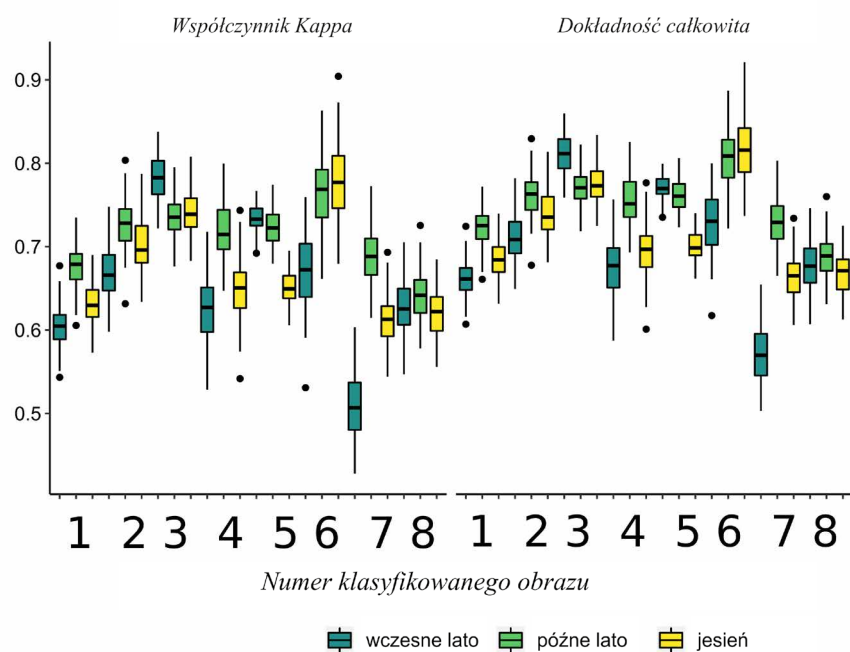
12.2.4. Zestawienie wyników klasyfikacji z danymi terenowymi

Wyniki klasyfikacji zostały porównane z referencyjnymi danymi terenowymi. Porównanie wykonano w obrębie powierzchni monitoringowych. Zestawiono powierzchniowy udział poszczególnych gatunków drzew na powierzchniach w terenie oraz w wynikach klasyfikacji. Zaimplementowano metodykę przybliżonego określania koron drzew (Wietecha i in. 2019). Dla każdej powierzchni monitoringowej, obliczono udział powierzchni pokrytej przez korony drzew bazując na wykreśleniu okręgu wokół lokalizacji pnia. Promień okręgu obliczono na podstawie relacji wysokości do powierzchni korony, według wzorów typowych dla poszczególnych gatunków (Wietecha i in. 2019; Modzelewska i in. 2020).

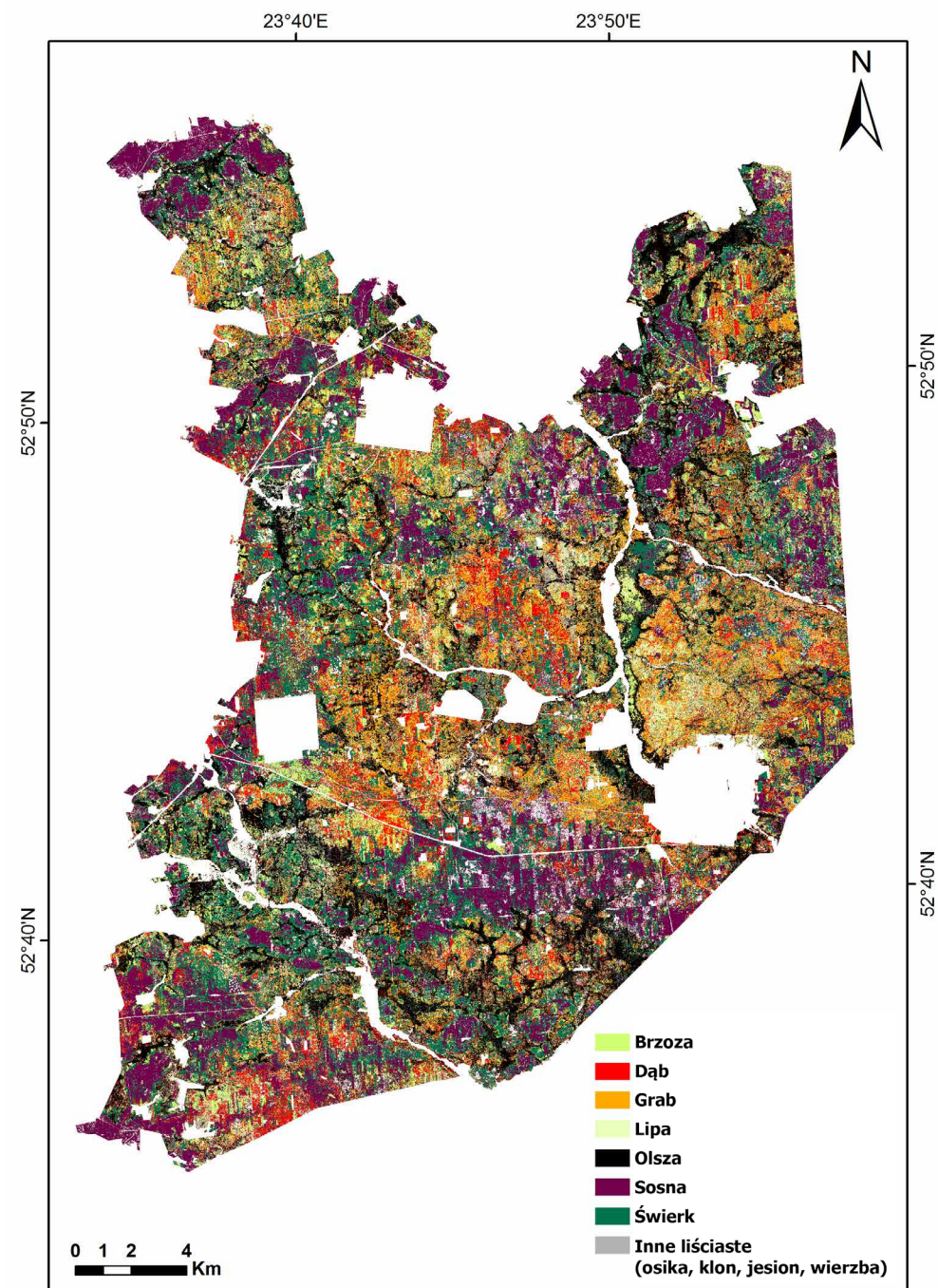
12.3. Wyniki

12.3.1. Dokładność klasyfikacji

W roku 2015 całkowita dokładność klasyfikacji poszczególnych obrazów pokrywających fragmenty PB wahała się lokalnie i między sezonami. Lokalnie osiągnęto dokładność klasyfikacji w przedziale od 60% do 80%, z jednym wyjątkiem – obraz nr 7 wczesnym latem został sklasyfikowany z ok. 50% dokładnością. Mediana dokładności klasyfikacji oscylowała ok. 70% (ryc. 12.1). Dla większości obrazów najwyższy wynik otrzymano dla późnego lub wczesnego lata (różnice w granicach 10-15%). Jedynie w przypadku obrazu nr 7 zaobserwowano większą różnicę między wczesnym a późnym latem (> 20%).



Rycina 12.1. Dokładność klasyfikacji dla poszczególnych fragmentów obszaru



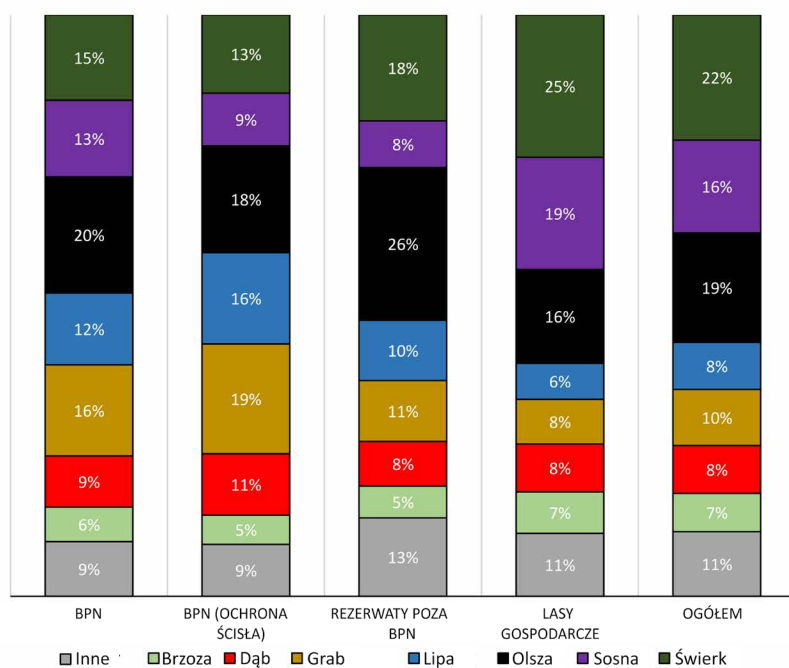
Rycina 12.2. Mapa dominujących gatunków drzew w roku 2015 (Modzelewska i in. 2020, zmienione)

Dokładność klasyfikacji różniła się w przypadku obszarów różnie zarządzanych. Gdy dla lasów gospodarczych osiągnęto dokładność całkowitą na poziomie 77%, dla rezerwatów było to już tylko 66% i 64% dla rezerwatu ścisłego.

Finalnym efektem prac dla roku 2015 była mapa (ryc. 12.2) opracowana na podstawie trzech wyników klasyfikacji z różnych sezonów, przy zastosowaniu metody głosowania opisanej w podrozdziale *Zastosowanie danych wieloczasowych*.

12.3.2. Skład gatunkowy górnego piętra drzewostanu na obszarach różnie zarządzanych (2015)

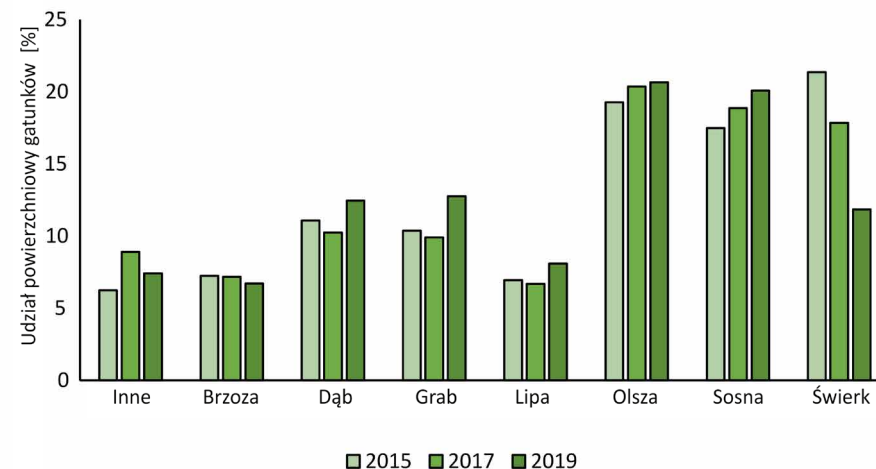
Z przeprowadzonych analiz wynika, że gatunkami, które w polskiej części PB najczęściej tworzą górny okap drzewostanu są świerk, sosna i olsza. Udział każdego z pozostałych gatunków liściastych nie przekracza 10% całego obszaru badań. W lasach gospodarczych sosna i świerk mają wyraźnie większy udział niż na obszarach chronionych. Na obszarze objętym ochroną ścisłą sytuacja jest odwrotna, tu udział gatunków iglastych nie przekracza 20%, a na znaczeniu zyskują gatunki liściaste, jak grab i lipa. W rezerwachach poza parkiem narodowym obserwujemy wysoki udział sosny, a udział pozostałych gatunków liściastych jest nieznacznie wyższy niż w lasach objętych gospodarką (ryc. 12.3).



Rycina 12.3. Udział powierzchniowy poszczególnych gatunków tworzących górne piętro drzewostanów w poszczególnych częściach PB poddanych różnym formom zagospodarowania i ochrony

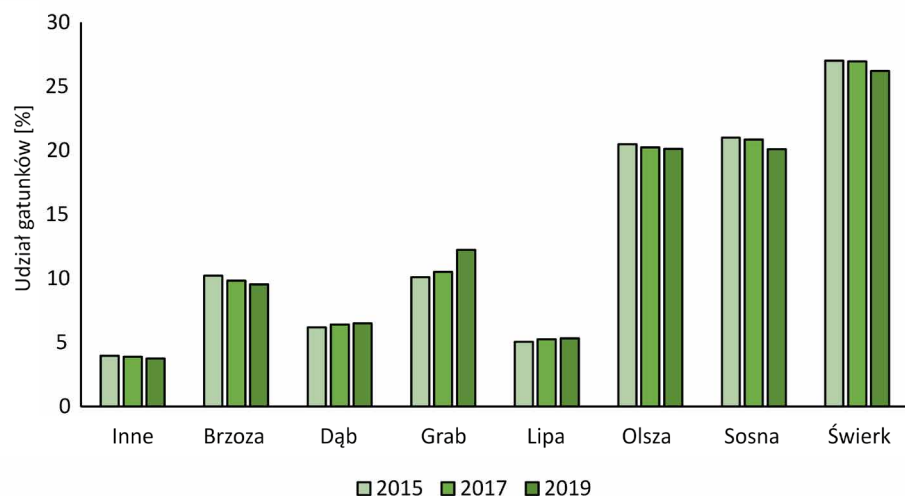
12.3.3. Zmiany składu gatunkowego w latach 2015-2019

Wyniki klasyfikacji obrazów hiperspektralnych pozyskanych w latach 2015, 2017 i 2019 wykazują pewne trendy w zmianach składu gatunkowego lasów Puszczy Białowiejskiej. Obserwujemy wyraźny spadek udziału świerka w roku 2019 w stosunku do lat poprzednich oraz nieznaczny spadek udziału brzozy (ryc. 12.4).



Rycina 12.4. Zmiany powierzchniowego udziału poszczególnych gatunków drzew w górnej warstwie drzewostanu w latach 2015-2019

W przypadku świerka spadek ten nie jest tak znacząco wyeksponowany w wynikach pomiarów naziemnych na powierzchniach monitoringowych (ryc. 12.5). Wśród pozostałych klasyfikowanych gatunków, mamy do czynienia ze wzrostem ich udziału w ogólnej powierzchni drzewostanów (ryc. 12.4). Jednak na powierzchniach w terenie, wzrost udziału występuje jedynie wśród dębu i grabu, pozostałe gatunki są na tym samym poziomie (lipa) lub wykazują nieznaczny spadek (sosna, olsza, inne), podobnie jak wspomniane wcześniej świerk i brzoza. Możemy przypuszczać, że pewne rozbieżności dotyczące części gatunków, związane są z ich przeszacowaniem i jednoczesnym niedoszacowaniem świerka w klasyfikacji gatunkowej 2019. Nie podlega wątpliwości, że udział świerka w Puszczy Białowiejskiej uległ zmniejszeniu w wyniku gradacji (Stereńczak i in. 2019). Najprawdopodobniej w wyniku tego procesu, obserwujemy także niedoszacowanie klasy „świerk” w klasyfikacji z roku 2019. W efekcie pojawia się także przeszacowanie pozostałych gatunków.



Rycina 12.5. Zmiany udziału poszczególnych gatunków panujących na powierzchniach monitoringowych (pomiaru terenowe)

12.3.4. Struktura gatunkowa na podstawie danych hiperspektralnych - dane terenowe a wyniki analiz teledetekcyjnych

Poprawność teledetekcyjnego rozpoznania poszczególnych gatunków drzew na powierzchniach monitoringowych jest zróżnicowana w zależności od strategii zarządzania obszarem leśnym, a także od samych gatunków drzew. Dla niektórych gatunków, np. sosny, otrzymano zadowalające wyniki niezależnie od tego, czy powierzchnia była zlokalizowana w lesie gospodarczym czy na obszarze chronionym. Świerk był lepiej rozpoznany na powierzchniach w lesie gospodarczym niż na obszarach chronionych, z kolei gatunki liściaste zostały lepiej rozpoznane na powierzchniach zlokalizowanych w granicach obszaru objętego ochroną ścisłą. Może to być związane z wielkością i kształtem koron poszczególnych gatunków drzew, szczególnie w przypadku świerka, którego stożkowa korona niejednokrotnie zajmuje tylko fragment piksela. Zarówno w odniesieniu do całego obszaru badań, jak i w przypadku fragmentów o różnym charakterze zarządzania, zgodność powierzchniowych udziałów poszczególnych gatunków drzew oszacowana na podstawie wyników analiz teledetekcyjnych i pomiarów terenowych była wysoka. Szczegółowo eksperyment opisano w publikacji Modzelewska i in. (2020).

12.3.5. Struktura gatunkowa na podstawie danych hiperspektralnych - zmiany w latach 2015-2019

W wynikach analiz teledetekcyjnych, w latach 2015-2019 obserwujemy wyraźny spadek udziału świerka i nieznaczny spadek udziału brzozy na terenie Polskiej części Puszczy Białowieskiej (w przypadku brzozy może być wynikiem niedoszacowania tego gatunku ze względu na kształt korony). Jednocześnie mamy do czynienia ze wzrostem udziału pozo-

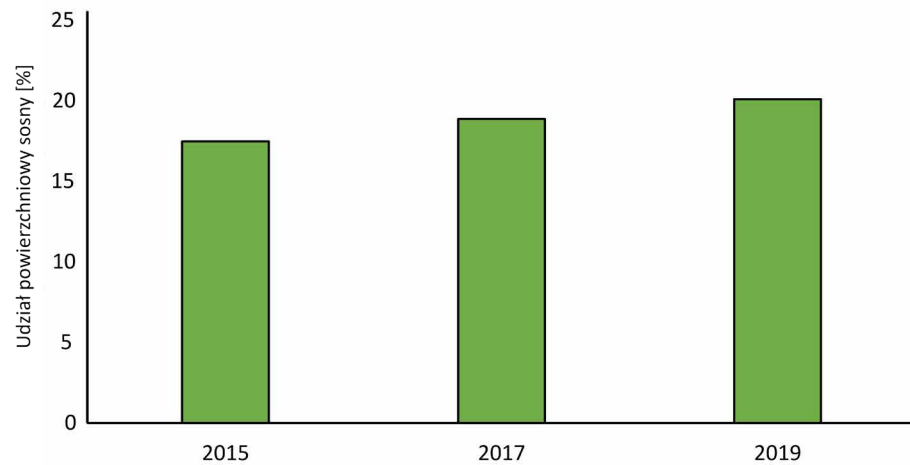
stałych gatunków w ogólnej powierzchni drzewostanów (ryc. 12.4). Szczególnie wyraźny wzrost dotyczy sosny, dębu i grabu. Należy mieć na uwadze także ograniczenia wiążące się z klasyfikacją materiałów teledetekcyjnych - dokładność całkowita klasyfikacji wynosiła od 64% na obszarze objętym ochroną ścisłą do 77% dla lasów gospodarczych. Cechy metryczne drzew, takie jak wysokość czy powierzchnia korony, także wpływają na prawdopodobieństwo ich poprawnego sklasyfikowania. Szczególnie drzewa niższe i o mniejszej powierzchni korony mają tendencję do bycia błędnie zaklasyfikowanymi, jednak tendencja ta jest różna w przypadku poszczególnych gatunków drzew.

Wyraźny spadek udziału świerka w Puszczy Białowieskiej, który jest następstwem gradacji kornika drukarza był widoczny już w trakcie roku 2015. Proces ten postępował w kolejnych latach trwania projektu i w efekcie obserwujemy kilkuprocentowy spadek w roku 2017 w stosunku do roku 2015 (ryc. 12.4). W okresie 2017-2019 spadek był wyższy niż w latach 2015-2017, a ostatecznie w roku 2019 zanotowano udział świerka w górnej warstwie drzewostanu wynoszący ok. 12%. Wartość udziału świerka obliczona na podstawie obrazów hiperspektralnych jest zbliżona z wynikiem otrzymanym na podstawie klasyfikacji niezależnego zestawu danych, tj. lotniczego skanowania laserowego.

12.3.6. Dynamika wybranych gatunków drzew w Puszczy Białowieskiej

Sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.) pojawiła się na obszarach dzisiejszej Puszczy Białowieskiej ponad 10 tys. lat temu, będąc jednym z pierwszych gatunków, które wkroczyły na te tereny po czasach pre-borealnych. Należy do najliczniej występujących gatunków dominujących w lasach Puszczy Białowieskiej. Występuje na szczytach wzniesień morenowych w środkowej części kompleksu oraz południowo-zachodniej części obrębu Starzyna, a także w okolicach działu wodnego rzek Hwoźna i Orłówka na obszarze Białowieskiego Parku Narodowego. Bory sosnowe porastają także tereny pomiędzy rzeką Hwoźna a wsią Masiewo, między wsiami Masiewo i Gruszki oraz tereny Puszczy Ładzkiej na północy PB. Sosna jest jednym z podstawowych gatunków budujących część zespołów leśnych porastających Puszcze Białowieską. Sosny, szczególnie na siedliskach żyznych mogą osiągać wysokości do ponad 40 m oraz pierśnicę ok. 160 cm. W warunkach PB dożywają wieku 350 lat. Częściej niż świerki mają one tu szansę osiągnąć swój maksymalny wiek (Faliński 1986).

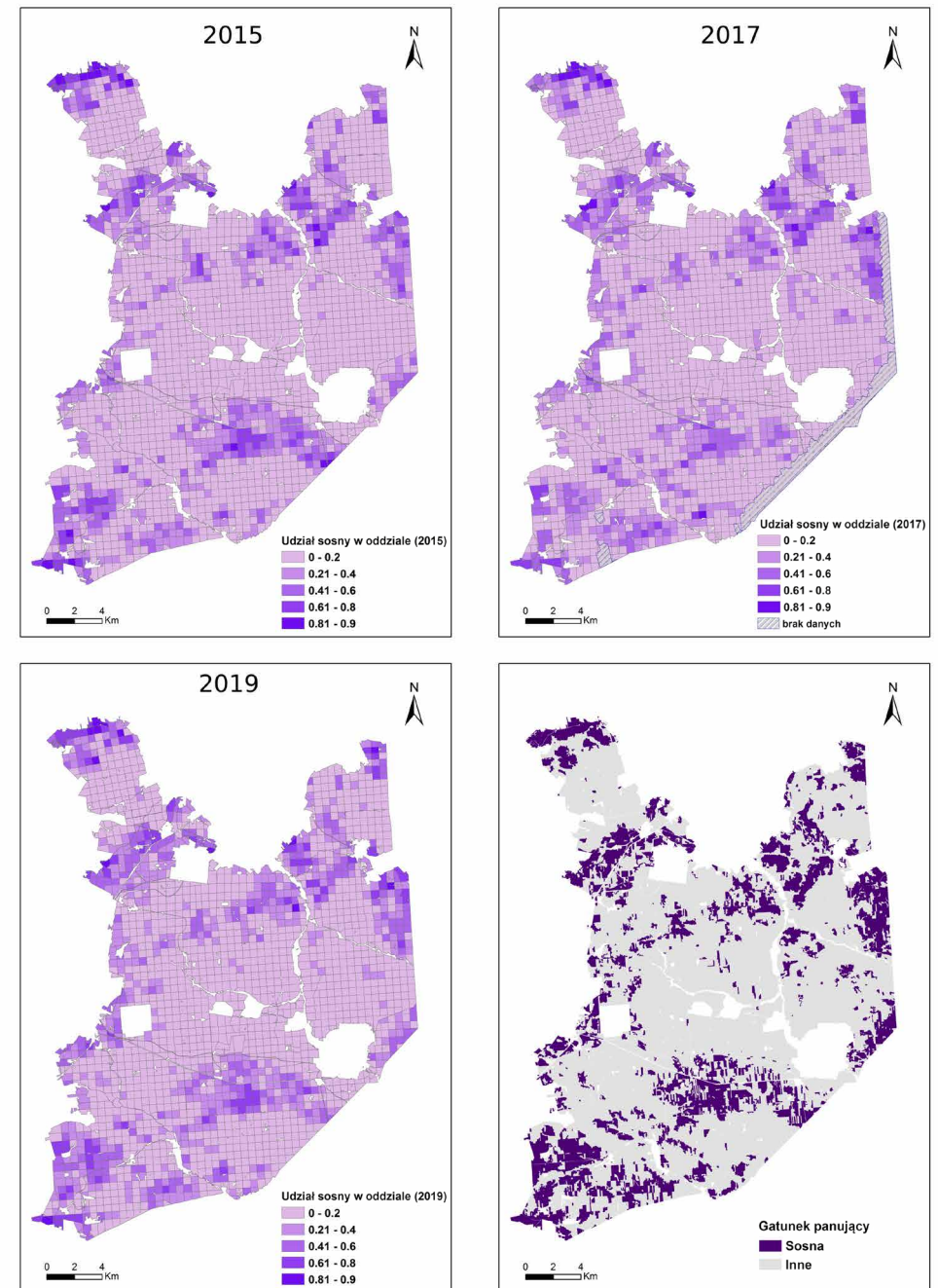
W Puszczy Białowieskiej nie obserwuje się powszechnego w innych częściach kraju zjawiska zamierania sosny. Z obserwacji terenowych wynika, że miejscowo zamierają pojedyncze osobniki, które uległy osłabieniu w wyniku nagłej zmiany warunków świetlnych. Ma to miejsce w przypadku sosen otoczonych przez świerki. Gdy świerki zamierają w następstwie gradacji kornika drukarza, zmieniają się warunki dla rosnących wśród nich sosen. Również drzewa zaatakowane przez przyplaszczka granatka (*Phaenops cyanea*) występują jedynie miejscowo, nie obserwuje się masowego zamierania. Możemy mówić o zjawisku marginalnym, zamieraniu pojedynczych osobników, jednak nie całych drzewostanów. W latach 2015-2019 zaobserwowano wzrost udziału sosny wśród gatunków dominujących w PB (ryc. 12.6). Przestrzennie – udział sosny w poszczególnych oddziałach praktycznie nie zmienia się w ostatnich latach (ryc. 12.7).



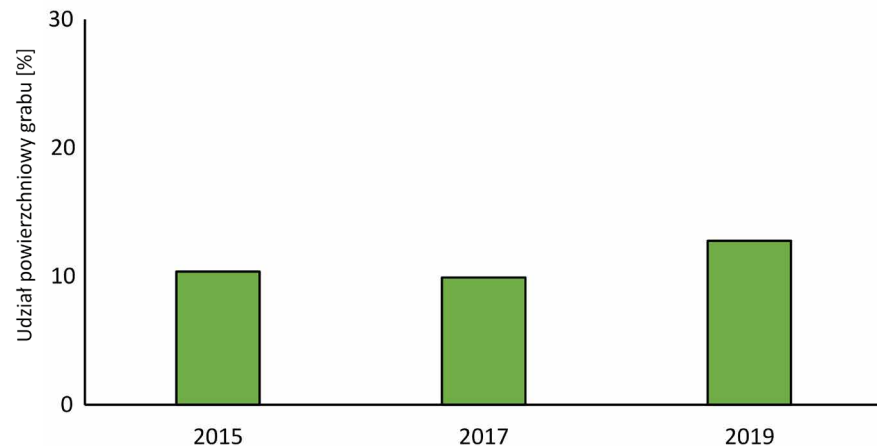
Rycina 12.6. Zmiany powierzchniowego udziału sosny w PB w latach 2015-2019

Grab zwyczajny (*Carpinus betulus* L.) wraz lipą drobnolistną (*Tilia cordata* Mill.), dębem szypułkowym (*Quercus robur* L.) i klonem zwyczajnym (*Acer platanoides* L.) budują jeden z najbardziej rozpowszechnionych w Puszczy Białowieskiej typów lasu mieszanego – grąd (*Tilio-carpinetum*). Pojedyncze graby występują na całym obszarze badań, najliczniej jednak są reprezentowane na żyznych siedliskach w lasach grądowych. Drzewa tego gatunku nie osiągają tak okazałych rozmiarów jak klony czy lipy. Pojedyncze osobniki osiągają wysokość do 30 m i pierśnicę do 1 m (Faliński 1986).

Grab należy do gatunków, które w Puszczy Białowieskiej licznie się odnawiają i rozrastają. W trakcie projektu nie zaobserwowano ubytków w jego udziale, natomiast w najmłodszym pokoleniu odnowienia jest licznie obecny. W latach 2015-2019 obserwujemy wzrost udziału grabu wśród gatunków dominujących w lasach Puszczy Białowieskiej (ryc. 12.8). Przestrzennie możemy zaobserwować większy udział grabu w oddziałach, szczególnie w centralnej części Puszczy Białowieskiej, w roku 2019 w porównaniu do lat 2015 i 2017 (ryc. 12.9).



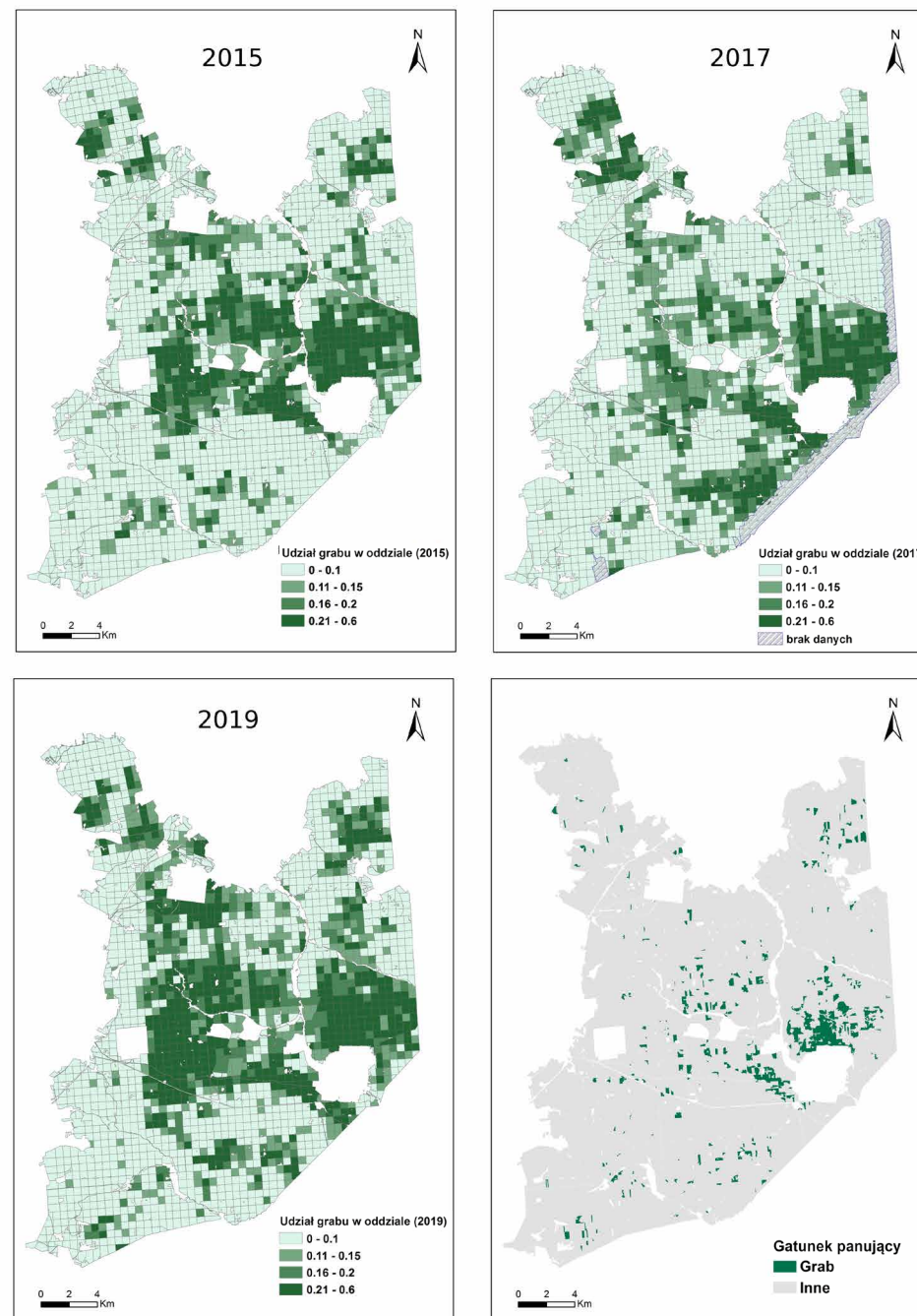
Rycina 12.7. Przestrzenny rozkład udziału sosny na obszarze badań w oddziałach w latach 2015-2019 oraz wydzielenia z sosną jako gatunkiem panującym



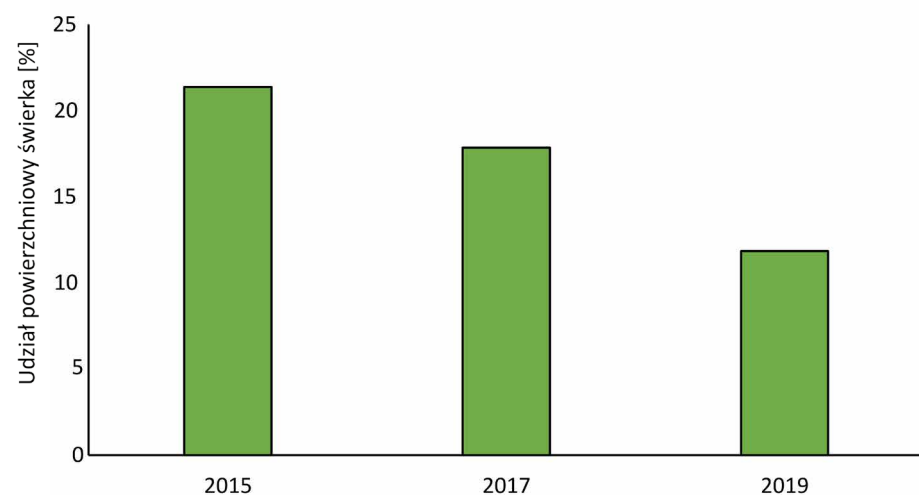
Rycina 12.8. Zmiana powierzchniowego udziału grabu w PB w latach 2015-2019

Świerk pospolity (*Picea abies* Karst.) był przez lata obok sosny najliczniej występującym gatunkiem w Puszczy Białowieskiej, jest gatunkiem panującym w znacznej części wydziałów leśnych na obszarze badań. Został też zidentyfikowany jako gatunek panujący w licznych powierzchniach monitoringowych FBS. Jest obecny na obszarze całej PB, w części polskiej rzadziej w BPN i części PB administrowanej przez nadleśnictwo Browski niż w pozostałych drzewostanach. Według Falińskiego (1968), świerk w PB był gatunkiem tak powszechnym, że nie było praktycznie 1 kilometra kwadratowego lasu, gdzie nie występowałby świerk. Obecnie w związku z gradacją kornika drukarza, której efektem jest masowe zamieranie drzew tego gatunku, sytuacja ulega zmianie. Wciąż jednak możemy spotkać w PB monumentalne drzewa tego gatunku. Niektóre okazy osiągają imponujące rozmiary – do 40 m wysokości (pomiaru terenowe ForBioSensing).

Świerk jest także obiektem dynamicznie zachodzących procesów, przede wszystkim postępującej od roku 2012 gradacji kornika drukarza, a co za tym idzie zamierania drzew. Stojące drzewa martwe przewracają się, co jest obserwowane nawet w cyklu czteroletnim (czas pomiędzy pierwszym i ostatnim pozyskaniem danych hiperspektralnych w projekcie ForBioSensing), czego następstwem jest powstawanie nowych luk oraz poszerzanie już istniejących. Jednocześnie w wielu miejscach, gdzie świerczyny zamarły, pojawia się odnowienie świerkowe. Ogólny trend to jednak znaczący spadek udziału tego gatunku w drzewostanach PB. Udział świerka znacząco zmalał w latach 2015-2019 (ryc. 12.10). Podobny trend możemy obserwować na mapach przedstawiających udział świerka w oddziałach – zmniejszył się znacznie, szczególnie w centralnej części obszaru badań (ryc. 12.11).



Rycina 12.9. Przestrzenny rozkład udziału grabu w oddziałach w latach 2015-2019 i wydzielenia z grabem jako gatunkiem panującym

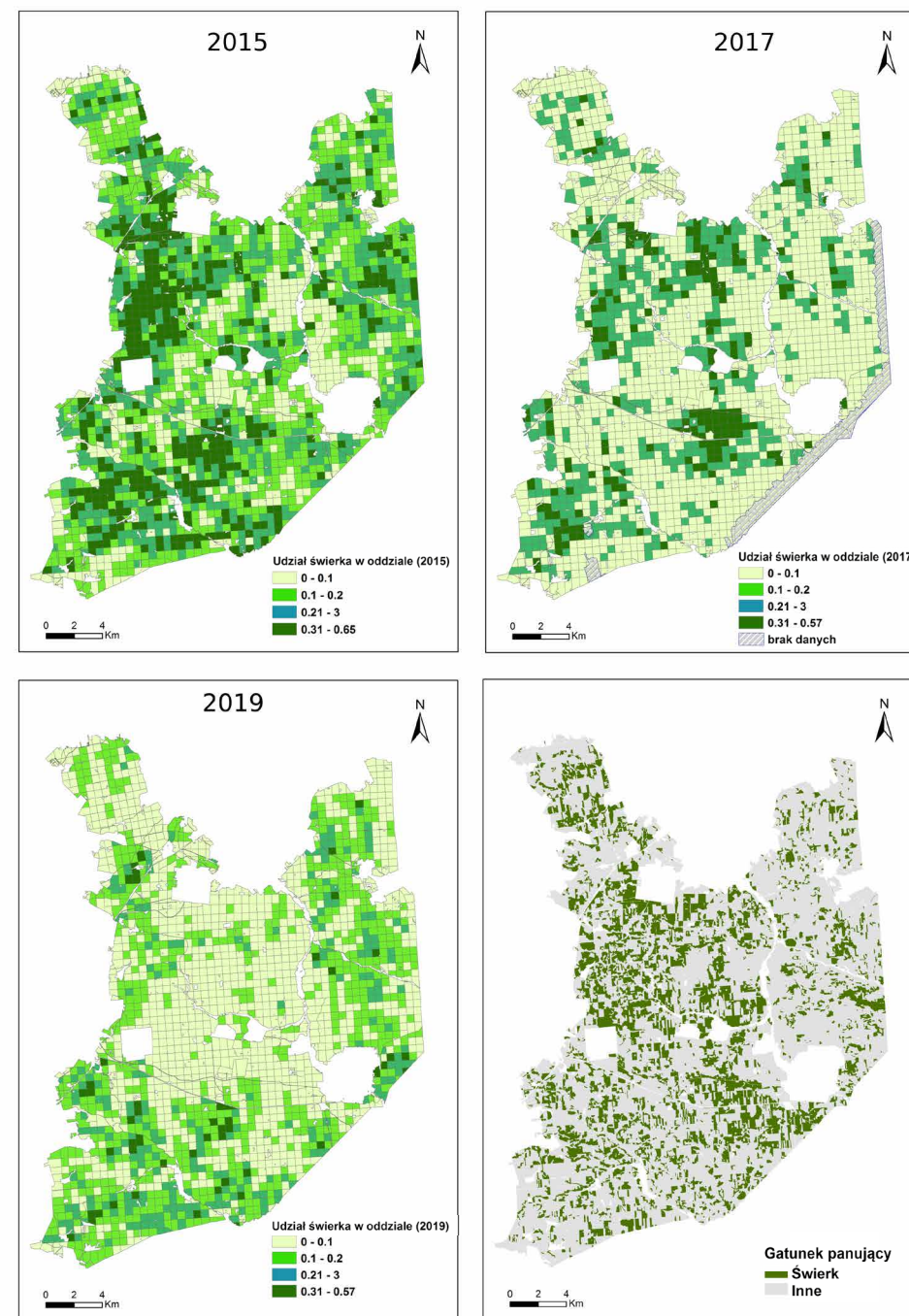


Rycina 12.10. Zmiany powierzchniowego udziału świerka w PB w latach 2015-2019

Jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior* L.) i wiąz górski (*Ulmus glabra* Huds.) to gatunki historycznie powszechnie występujące na obszarze Puszczy Białowieskiej (Faliński 1986), które jednak są obiektami masowego zamierania w całej Europie w wyniku kolonizacji przez patogeny grzybowe. Są to *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf., *Ophiostoma himal-ulmi* Brasier & Mehrotra i *Ophiostoma novo-ulmi* Brasier w przypadku wiązu, grzyby powodujące grafiozę (holenderską chorobę) wiązów oraz *Hymenoscyphus fraxineus* (T. Kowalski) Baral, Queloz & Hosoy będącą przyczyną zamierania jesionu wyniosłego.

Jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior* L.) był jednym z dominujących gatunków drzew w Puszczy Białowieskiej (Faliński 1986), co uległo zmianie w następstwie masowego zamierania tego gatunku. Zamieranie jesionów zaobserwowano w północno-wschodniej Polsce w latach 90. XX w., a w ciągu kilku lat objęło zasięgiem całą Polskę oraz liczne kraje Europy (Bakys i in. 2009; Cholewińska i in. 2018). W części rezerwatowej Białowieskiego Parku Narodowego (obszar objęty ochroną ścisłą) w latach 1990-2016 liczba występujących jesionów spadła o 99,5% (Cholewińska i in. 2018). Analogiczny zanik występowania tego gatunku szacuje się na całym obszarze Puszczy Białowieskiej. Na powierzchniach monitoringowych ForBioSensing (685) spośród ponad 8000 drzew o klasie widoczności „1” (oznaczonych w terenie jako widoczne na zdjęciach lotniczych) wystąpiły 92 jesiony (~0,01).

Jesion wyniosły wycofuje się z obszaru PB i obecnie szacuje się, że liczba występujących jesionów nie przekracza 1% liczby drzew w PB. Ze względu na rzadkie występowanie gatunek ten traci na znaczeniu w PB. Przy tak niewielkiej populacji, dodatkowo jeszcze rozproszonej na powierzchni PB, nie stanowiących zwartych drzewostanów, lub co najmniej większych kęp, zastosowanie danych teledetekcyjnych (przy posiadanej rozdzielczości przestrzennej 5 m) nie jest możliwe. Aby zweryfikować tę tezę, przeprowadzono test klasyfikacji z wyróżnieniem klasy „jesion” na fragmencie obszaru badań charakteryzującym się najwyższym zróżnicowaniem gatunkowym - Białowieskim Parku Narodowym.



Rycina 12.11. Przestrzenny rozkład udziału świerka w oddziałach PB w latach 2015-2019 oraz wydzielenia ze świerkiem jako gatunkiem panującym

W wyniku tego eksperymentu stwierdzono, że wyróżnienie klasy 'jesion' nie jest możliwe. Mediany dokładności producenta i użytkownika dla tej klasy oscylowały w okolicach 0 przy jednocześnie stosunkowo wysokiej dokładności całkowitej ($>0,7$) i dokładnościach innych klas ($>0,6$). Najistotniejszym czynnikiem ograniczającym jest niewielka liczba drzew tego gatunku na badanym obszarze przy jednoczesnym rozproszeniu pojedynczych okazów w drzewostanach PB.

W przypadku wiązu górskiego nie przeprowadzono takiego eksperymentu, gdyż gatunek ten już prawie nie występuje na obszarze badań. Na powierzchniach monitoringowych FBS w klasie widoczności "1" zidentyfikowano 11 drzew gatunku.

12.4. Dyskusja

W projekcie analizowaliśmy zagadnienie określania składu gatunkowego na rozległym obszarze leśnym, zróżnicowanym pod względem użytkowania i ochrony, a także pod względem struktury, wieku, siedlisk, a wreszcie – gatunków drzew. Wszystkie te czynniki wpływają nie tylko na sam skład gatunkowy lasu, lecz także możliwości jego badania za pomocą technik zdalnych. Różne formy zarządzania czy ochrony mają odzwierciedlenie w charakterze lasu i różnorodności występującej w nim roślinności. W projekcie ForBioSensing zastosowano lotnicze obrazy hiperspektralne pozyskane kilkakrotnie w trakcie projektu. Szczególne znaczenie miało pozyskanie danych trzykrotnie w roku 2015, co umożliwiło ocenę wpływu fenologii na możliwości wyróżniania gatunków drzew za pomocą danych teledetekcyjnych.

W projekcie osiągnięto kilka kamieni milowych w rozwoju badań teledetekcyjnych dla obszarów leśnych. Pierwszy raz analizowano tak rozległy i zróżnicowany obszar leśny. Pierwszy raz pozyskano dane hiperspektralne trzykrotnie w ciągu jednego roku i zastosowano je do klasyfikacji gatunków dominujących drzew w lesie. Sklasyfikowano gatunki drzew trzykrotnie w roku 2015, porównując wyniki dla różnych sezonów. Opracowano finalną mapę łącząc wyniki z różnych terminów. Dane pozyskano ponownie w latach 2017 i 2019, a otrzymane wyniki zestawiono ze sobą w celu porównania zmian. Zmiany sezonowe zestawiono z różnicami na obszarach o różnym charakterze zarządzania.

Sposób zarządzania obszarem (gospodarka leśna, ochrona) wywiera wpływ na wyniki klasyfikacji metodami teledetekcyjnymi. W przypadku badanego obszaru, drzewostany objęte ochroną, a szczególnie rezerwat ścisły, charakteryzują się złożoną strukturą pionową, występowaniem mieszanego oraz dużym udziałem gatunków liściastych, co mogło wpłynąć na wynik klasyfikacji. Obszary chronione były klasyfikowane z ok. 10% niższą dokładnością niż tereny objęte gospodarką leśną. Dokładność całkowita klasyfikacji na obszarach chronionych sięgała 64-66%, a na obszarach objętych gospodarką niemal 80%.

Na potencjalną rozróżnialność poszczególnych gatunków drzew wpływa różnorodność gatunkowa drzewostanu. Te rosnące w jednogatunkowych lasach (np. olsza, sosna), są klasyfikowane z wyższą dokładnością niż gatunki typowe dla lasów mieszanych, np. grądów. W przypadku świerka obserwujemy pewne niedoszacowanie, bardziej widoczne na obszarach chronionych, gdzie świerki rosną pojedynczo (Faliński 1986), pośród drzew liściastych, które swymi rozłożystymi koronami mogą dominować w pikselach. Wąskie korony świerków zajmują mniejszą powierzchnię wewnątrz piksela niż korony drzew liściastych (Caudullo i in. 2016). Cecha ta może tłumaczyć występowanie przeszacowania drzew liściastych w drzewostanach,

gdzie dominują dęby, lipy bądź graby. Pojedyncze drzewa iglaste „gina”, gdy całemu pikselowi zostaje przypisana klasa odpowiadająca drzewu liściastemu. Zarówno w części gospodarczej, jak i chronionych lasach, najlepiej klasyfikuje się olsza. Może to wynikać ze struktury gatunkowej olszowych wydzieleń, gdzie udział gatunku panującego (olszy) jest wysoki, a gatunków domieszkowych – niższy. Zmieszanie gatunkowe w obrębie olsów jest niższe niż w przypadku innych drzewostanów liściastych (Faliński 1986). Odwrotna sytuacja występuje w przypadku grądów, gdzie zmieszanie jest wysokie, a dominujące gatunki: lipy, graby i dęby mają zbliżone charakterystyki spektralne. Oba czynniki prawdopodobnie wpływają na powodzenie klasyfikacji.

Stosunkowo jednorodne lasy gospodarcze są klasyfikowane z wyższą dokładnością niż obszary chronione. Różnica ta wynosi w przypadku niniejszego opracowania ok. 10%. Podobną różnicę między mniej (Val di Sella, Włochy) i bardziej skomplikowanymi (Bosco della Fontana, Włochy) obszarami badań zaobserwowali Dalponte i in. (2009). Prace, w których opisywano wyniki z bardzo wysokimi dokładnościami (80-95%) dotyczyły klasyfikacji mniej skomplikowanych lasów objętych gospodarką (m.i n. Fassnacht i in. 2014; Ghosh i in. 2014). W literaturze nie spotykamy jednak opracowań dla obszarów zarządzanych różnorodnie, ponieważ takie obszary, będące jednocześnie zwartym kompleksem leśnym, są rzadkością. Puszcza Białowieska jest także pod tym względem unikatowa. Określenie składu gatunkowego dla takiego obiektu za pomocą technik teledetekcyjnych jest pierwszym tego rodzaju opracowaniem w literaturze.

Zestawienie wyników dla różnych terminów w trakcie sezonu wegetacyjnego wskazuje, że zdecydowanie lepszym terminem do pozyskania danych jest lato niż jesień. Jest to o tyle zaskakujące, że literatura wskazuje jesień jako czas, gdy przebarwione drzewa najbardziej różnią się od siebie, a w części prac porównawczych to klasyfikacja danych pozyskanych w październiku dała najlepsze wyniki (Key i in. 2001; Hill i in. 2010). Jednak gdy porównywano klasyfikację z zastosowaniem danych hiperspektralnych, dane pozyskane w czerwcu (Tagliabue i in. 2016), lipcu (Voss i Sugumaran 2008) lub sierpniu (Richter i in. 2016) dały lepsze wyniki niż te pozyskane jesienią. Tu wyniki dla wczesnego i późnego lata są zbliżone. Jednoznacznie możemy jednak stwierdzić, że jesień nie jest najlepszym terminem do pozyskania danych. Cienie rzucane przez obiekty są wówczas dłuższe, przez co liczba niezacienionych pikseli na obrazach jest mniejsza, a co za tym idzie, jakość zdjęć jest gorsza. Co więcej, część drzew mogła już stracić liście - rok 2015 był wyjątkowo suchy na obszarze badań (Boczoń i in. 2018; Łabędzki i Bąk 2015), a obecność stresu wodnego może przyspieszać starzenie liści i ich zrzućenie przez drzewa (Kim i in. 2016).

Opracowania z kolejnych lat – 2017 i 2019 wskazują kierunki zmian, jakie zachodzą na obszarze Puszczy Białowieskiej. Przed wszystkim obserwujemy wyraźny spadek udziału świerka, a także spadek udziału brzozy. Wśród innych gatunków trend jest odwrotny – nieznaczny wzrost udziału w ogólnej liczbie. Trend ten nie zawsze ma odzwierciedlenie w wynikach pomiarów terenowych, co może wynikać z przeszacowania gatunków liściastych w klasyfikacji. Jednocześnie udział świerka w Puszczy Białowieskiej zmalał znacząco już w roku 2015 (Sterenciak i in. 2019), a gradacja postępowała w kolejnych latach, więc w latach 2015-2019 udział tego gatunku sukcesywnie spadał. Spadek udziału świerka, a co za tym idzie znaczna liczba drzew martwych, ma konsekwencje dla całego lasu. Zmieniające się warunki oświetleniowe przyczyniają się do pogorszenia kondycji rosnących w sąsiedztwie drzew innych gatunków, np. sosen. Kolejną konsekwencją jest pojawianie się i poszerzanie luk. Puszcza Białowieska jest lasem, w którym występują dynamiczne zjawiska powodujące, że zmienia się jej charakter i skład gatunkowy.

12.5. Podsumowanie i wnioski

Przeanalizowano skład gatunkowy polskiej części Puszczy Białowieskiej w górnej warstwie drzewostanu i jego zmiany w latach 2015-2019. Zastosowano z sukcesem zestaw obrazów hiperspektralnych oraz referencyjne dane terenowe. Było to pierwsze tego rodzaju opracowanie dla tak rozległego obszaru (ponad 60 tys. hektarów). Jako optymalny termin do klasyfikacji wybrano miesiące letnie – lipiec lub sierpień. W roku 2015 najwyższą dokładność opracowania uzyskano dla danych pozyskanych w sierpniu (późne lato). Dynamiczne procesy zachodzące w drzewostanach Puszczy Białowieskiej mają odzwierciedlenie w jej składzie gatunkowym i jego zmianach. Najbardziej wyraźną zmianą jest spadek udziału świerka wśród gatunków dominujących.

Podsumowując można zdefiniować następujące wnioski:

1. Gradacja kornika drukarza była najważniejszym czynnikiem kształtującym skład gatunkowy. W jej wyniku udział świerka w górnej warstwie drzewostanu zmniejszył się z 22% w 2015 roku do 12% w 2019 roku.
2. Sosna zwiększyła nieznacznie swój udział, a jej zamieranie ma klasyczny jednostkowy charakter i nie jest on związany z czynnikami gradacyjnymi.
3. Jesion i wiąz, ze względu na głównie jednostkowe zmieszanie oraz niewielką liczebność nie mogły być objęte monitorowaniem dynamiki z wykorzystaniem dostępnych danych teledetekcyjnych. Inne wysokorozdzielcze dane być może mogłyby przyczynić się do lepszej detekcji tych gatunków.
4. Powierzchnia zajmowana przez następujące gatunki: grab, sosnę, dęba, olszę i lipę wzrosła, a dla pozostałych gatunków zmalała.

Literatura

- Boczoń A., Kowalska A., Ksepko M., Sokołowski K. 2018. Climate warming and drought in the Białowieża Forest from 1950-2015 and their impact on the dieback of Norway spruce stands. *Water (Switzerland)*, 10: 1–18. DOI: 10.3390/w10111502.
- Bakys R., Vasaitis R., Barklund P., Ihrmark K., Stenlid J. 2009. Investigations concerning the role of *Chalara fraxinea* in declining *Fraxinus excelsior*. *Plant Pathology*, 58: 284–292. DOI: 10.1111/j.1365-3059.2008.01977.x.
- Caudullo G., Tinner W., De Rigo D. 2016. *Picea abies* in Europe: distribution, habitat, usage and threats. *European Atlas of Forest Tree Species*: 114–116.
- Cholewińska O., Keczyński A., Smerczyński I., Jaroszewicz B. 2018. Zamieranie jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior* L.) w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 37(2): 3–18.
- Dalponte M., Bruzzone L., Gianelle D. 2012. Tree species classification in the Southern Alps based on the fusion of very high geometrical resolution multispectral/hyperspectral images and LiDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 123: 258–270. DOI: 10.1016/j.rse.2012.03.013
- Dalponte M., Bruzzone L., Gianelle D. 2008. Fusion of hyperspectral and LIDAR remote sensing data for classification of complex forest areas. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 46: 1416–1427. DOI: 10.1109/TGRS.2008.916480.
- Dalponte M., Bruzzone L., Vescovo L., Gianelle D. 2009. The role of spectral resolution and classifier complexity in the analysis of hyperspectral images of forest areas. *Remote Sensing of Environment*, 113: 2345–2355. DOI: 10.1016/j.rse.2009.06.013.
- Faliński J.B. 1986. *Geobotany. Vegetation Dynamics in Temperate Lowland Primeval Forests*. Springer, Dordrecht: 39–111.
- Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L.T., Straub C., Ghosh A. 2016a. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 186: 64–87. DOI: 10.1016/j.rse.2016.08.013.
- Fassnacht F.E., Neumann C., Forster M., Buddenbaum H., Ghosh A., Clasen A., Joshi P.K., Koch B. 2014. Comparison of feature reduction algorithms for classifying tree species with hyperspectral data on three central european test sites. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 7: 2547–2561. DOI: 10.1109/JSTARS.2014.2329390.
- Ghosh A., Fassnacht F.E., Joshi P.K., Koch B. 2014. A framework for mapping tree species combining hyperspectral and LiDAR data: role of selected classifiers and sensor across three spatial scales. *International Journal of Applied Earth Observation*, 26: 49–63. DOI: 10.1016/j.jag.2013.05.017.
- Goodenough D.G., Dyk A., Niemann K.O., Pearlman J.S., Chen H., Han T., Murdoch M., West C. 2003. Processing Hyperion and ALI for forest classification. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 41: 1321–1331. DOI: 10.1109/TGRS.2003.813214.
- Green A.A., Berman M., Switzer P., Craig M.D. 1988. A transformation for ordering multispectral data in terms of image quality with implications for noise removal. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 26: 65–74. DOI: 10.1109/36.3001.
- Heinzel J., Koch B. 2012. Investigating multiple data sources for tree species classification in temperate forest and use for single tree delineation. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 18: 101–110. DOI: 10.1016/j.jag.2012.01.025.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 1998. Predation in Vertebrate Communities. The Białowieża Primeval Forest as a Case Study. *Ecological Studies*. DOI: 10.1007/978-3-662-35364-6.
- Jones T.G., Coops N.C., Sharma T. 2010. Assessing the utility of airborne hyperspectral and LiDAR data for species distribution mapping in the coastal Pacific Northwest, Canada. *Remote Sensing of Environment*, 114: 2841–2852. DOI: 10.1016/j.rse.2010.07.002.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K., Kraszewski B., Sadkowski R. 2018. Species-related single dead tree detection using multi-temporal ALS data and CIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 219: 31–43. DOI: 10.1016/j.rse.2018.10.005.
- Key T., Warner T.A., McGraw J.B., Fajvan M.A. 2001. A comparison of multispectral and multitemporal information in high spatial resolution imagery for classification of individual tree species in a temperate hardwood forest. *Remote Sensing of Environment*, 75: 100–112. DOI: 10.1016/S0034-4257(00)00159-0.
- Kim J., Woo H.R.R., Nam H.G.G. 2016. Toward systems understanding of leaf senescence: an integrated multi-omics perspective on leaf senescence research. *Molecular Plant*, 9: 813–825. DOI: 10.1016/j.molp.2016.04.01.
- Kmieciak M., Kwiatkowski W. 2009. Szczegółowa Mapa Geologiczna Polski 1:50 000, arkusz Białowieża. Państwowy Instytut Geologiczny - PIB.
- Łabędzki L., Bąk B. 2015. Drought in Poland in 2015 and an assessment of impacts in permanent grassland. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie*, 3: 102–106.
- Melgani F., Bruzzone L. 2004. Estimation of biophysical parameters from optical remote-sensing images with high-order residues. In: *Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2004. IGARSS' 04. Proceedings. 2004 IEEE International*. DOI: 10.1109/

IGARSS.2004.1368700.

- Meyer D., Dimitriadou E., Hornik K., Weingessel A., Leisch F. 2019. e1071: Misc Functions of the Department of Statistics, Probability Theory Group (Formerly:E1071), TU Wien. R package version 1.7-0.1., <https://CRAN.R-project.org/package=e1071>.
- Modzelewska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2020. Tree species identification within an extensive forest area with diverse management regimes using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observation*, 84, 101960. DOI: 10.1016/j.jag.2019.101960.
- Modzelewska A., Kamińska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2021. Multitemporal hyperspectral tree species classification in the Białowieża Forest World Heritage site, *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94(3): 464–476. DOI: 10.1093/forestry/cpaa048.
- Mountrakis G., Im J., Ogole C. 2011. Support vector machines in remote sensing: a review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 66: 247–259. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001.
- Nagendra H. 2001. Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing*, 22: 2377–2400. DOI: 10.1080/01431160117096.
- Orka H.O., Dalponte M., Gobakken T., Nasset E., Ene L.T. 2013. Characterizing forest species composition using multiple remote sensing data sources and inventory approaches. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28: 677–688. DOI: 10.1080/02827581.2013.793386.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Modzelewska A., Kraszewski B., Fassnacht F.E., Hilszczański J. 2019. Intra-annual *Ips typographus* outbreak monitoring using multi-temporal GIS analysis based on hyperspectral and ALS data in the Białowieża Forests. *Forest Ecology and Management*, 442: 105–116. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.03.064.
- Tagliabue G., Panigada C., Colombo R., Fava F., Cilia C., Baret F., Vreys K., Meuleman K., Rossini M. 2016. Forest species mapping using airborne hyperspectral APEX data. *Miscellanea Geographica*, 20: 28–33. DOI: 10.1515/mgrsd-2016-0002.
- Vapnik V.N. 1999. An overview of statistical learning theory. *IEEE Trans. Neural Netw.* DOI: 10.1109/72.788640.
- Vauhkonen J., Orka H.O., Holmgren J., Dalponte M., Heinzl J., Koch B. 2014. Tree Species Recognition Based on Airborne Laser Scanning and Complementary Data Sources. *Forestry Applications of Airborne Laser Scanning*, 27: 135–156. DOI: 10.1007/978-94-017-8663-8.
- Wietecha M., Modzelewska A., Stereńczak, K. 2017. Wykorzystanie lotniczej teledetekcji hiperspektralnej w klasyfikacji gatunkowej lasów strefy umiarkowanej. *Sylwan*, 161(1): 3–17.
- Wietecha M., Jełowicki Ł., Mitelsztedt K., Miścicki S., Stereńczak K. 2019. The capability of species-related forest stand characteristics determination with the use of hyperspectral data. *Remote Sensing of Environment*, 231. DOI: 10.1016/j.rse.2019.111232.
- Wolter P.T., Mladenoff D.J., Host G.E., Crow T.R. 1995. Improved forest classification in the northern Lake States using multi-temporal landsat imagery. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(9).

13. Kompleksowa analiza zamierania świerka w Puszczy Białowieskiej w latach 2015-2019

Agnieszka Kamińska, Maciej Lisiewicz, Bartłomiej Kraszewski, Krzysztof Stereńczak

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn {a.kaminska, m.lisiewicz, b.kraszewski, k.sterenczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

W ostatnich latach, europejskie lasy strefy umiarkowanej są szczególnie narażone na skutki zjawisk ekstremalnych, takich jak długotrwałe susze czy silne wiatry, które wpływają bezpośrednio na osłabianie, a w konsekwencji zamieranie drzewostanów. Co więcej, gorące lata ubogie w deszcz, jak również ciepłe, bezśnieżne zimy, w znacznym stopniu przyczyniają się do rozwoju owadów i patogenów oddziałujących negatywnie na stan zdrowotny drzew. W ramach projektu LIFE+ ForBioSensing prowadzono wielokierunkowe i kompleksowe analizy dotyczące zamierania drzewostanów świerkowych wykorzystując różnorodne techniki teledetekcyjne, przy jednoczesnym wsparciu referencyjnymi danymi terenowymi. Potwierdziły one, że obecna gradacja, która rozpoczęła się w 2012 roku i nadal trwa, wydaje się być największą w historii Puszczy Białowieskiej. W latach 2015-2019 zaobserwowano intensywny rozwój tego zjawiska, którego kulminacja przypadła na lata 2016-2017. W całym 4-letnim okresie objętym badaniami (2015-2019) w Puszczy Białowieskiej zmarło 39% wszystkich żywych świerków w górnej warstwie drzewostanów (7% - 2015 rok, 43% - 2019 rok). Najwyższą dynamikę gradacji odnotowano w Nadleśnictwie Białowieża, a najniższą w Białowieskim Parku Narodowym. Prowadzone analizy wykazały, że bardziej otwarte, starsze (od około 90 lat) drzewostany świerkowe były najbardziej narażone na zamieranie w początkowej fazie gradacji. W wyniku wybitnie sprzyjających dla rozrodu kornika drukarza warunków termicznych w 2015 roku w kolejnych latach zamierały kolejne drzewostany świerkowe w Puszczy. Najbardziej odporne na działanie szkodnika okazały się obszary z młodymi drzewami poniżej 90 roku życia. Czynniki topograficzne miały marginalny wpływ na rozkład gradacji.

Słowa kluczowe: Puszcza Białowieska, dynamika gradacji, lotnicze skanowanie laserowe, statystyki przestrzenne

13.1. Wstęp

W ostatnich latach, europejskie lasy strefy umiarkowanej są szczególnie narażone na skutki zjawisk ekstremalnych, takich jak długotrwałe susze czy silne wiatry, które wpływają bezpośrednio na osłabianie, a w konsekwencji zamieranie drzewostanów (Senf i in. 2020; 2021). Co więcej, gorące lata ubogie w deszcz, jak również ciepłe, bezśnieżne zimy, w znacznym stopniu przyczyniają się do rozwoju owadów i patogenów oddziałujących negatywnie na stan zdrowotny drzew (Seidl i in. 2017). W lasach gospodarczych, leśnicy częściowo są w stanie ingerować w zachodzące procesy i ograniczać rozprzestrzenianie się

danego zjawiska. Inaczej jest w przypadku lasów, w których obowiązują ściśle zasady ochrony, np. w rezerwatach przyrody czy parkach narodowych. Kluczowe znaczenie ma zrozumienie procesów i czynników wpływających na zamieranie poszczególnych gatunków drzew, aby móc złagodzić to zjawisko w kontekście ochrony i zarządzania lasem. Biorąc pod uwagę bioróżnorodność oraz unikatowość drzewostanów Puszczy Białowieskiej, niezwykle ważne jest uchwycenie jej aktualnego stanu oraz zachodzących w niej dynamicznie procesów, w celu lepszego zarządzania oraz ochrony jej drzewostanów.

Kornik drukarz (*Ips typographus* (L.)) jest stałym, integralnym elementem ekosystemów leśnych z udziałem świerka. W warunkach równowagi ekologicznej gatunek ten pełni rolę naturalnego czynnika selekcyjnego, eliminującego pojedyncze osłabione świerki z drzewostanów. Od wielu lat w niektórych krajach środkowej i północnej Europy, w tym też w Polsce, co pewien czas obserwuje się masowe pojawienie się kornika drukarza o ogromnej skali i dynamice, które mają charakter gradacji. Powodują one olbrzymie szkody w ekosystemach, a także wymierne straty ekonomiczne. Z tego względu kompleksowy monitoring zdrowotności lasów i identyfikacja obszarów z rozległymi uszkodzeniami są konieczne (Dash i in. 2017; Sproull i in. 2017). Biorąc to pod uwagę, monitoring można prowadzić z użyciem technik teledetekcyjnych, które mogą wspierać czasochłonne badania terenowe (Latifi i in. 2014; Chakraborty i in. 2017; Meng i in. 2020). Wiedza na temat przestrzennego rozmieszczenia drzewostanów świerkowych objętych gradacjami kornika i procesami zamierania drzew jest niezbędna do skutecznego przeciwdziałania bądź spowalniania tych zjawisk.

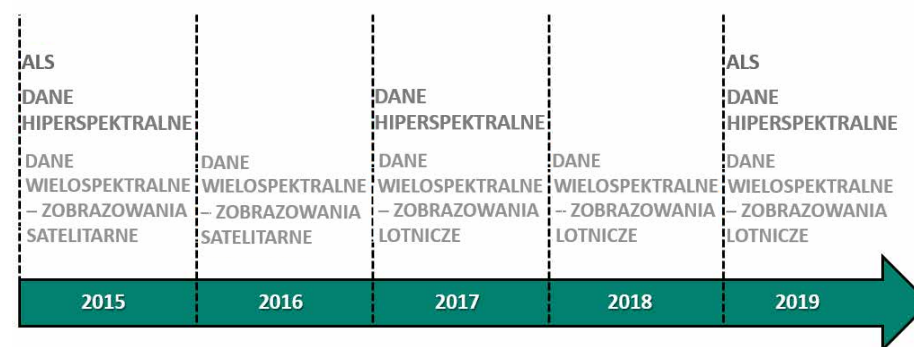
W historii Puszczy Białowieskiej wielokrotnie dochodziło do masowego zamierania drzewostanów świerkowych spowodowanych inwazją kornika drukarza (Mokrzecki 1923; Grodzki 2016). W samym tylko okresie powojennym było ich kilka, a dynamika kolejnych gradacji była coraz większa (Gutowski i in. 2003; Michalski i in. 2004; Stereńczak i in. 2020). Większość z nich była związana z suszą lub szkodami powodowanymi przez wiatr, a ostatnia gradacja, która rozpoczęła się w 2012 roku, wydaje się być największą w historii Puszczy Białowieskiej (Grodzki 2016).

W projekcie Life+ ForBioSensing w Puszczy Białowieskiej prowadzone były wielokierunkowe badania dotyczące zamierania drzew, w szczególności świerków, w drzewostanach objętych gradacją kornika drukarza. Zajmowano się między innymi skalą gradacji w okresie trwania całego projektu, jej dynamiką czasową i przestrzenną, a także poszukiwaniem czynników determinujących jej rozwój. Analizy prowadzono wykorzystując różnorodne techniki teledetekcyjne przy jednoczesnym wsparciu referencyjnymi danymi terenowymi. Opis części z wielu stosowanych metodyk i analiz oraz wyników został opublikowany (Stereńczak, i in. 2017; 2019; 2020; Kamińska i in. 2020; 2021), a w tym rozdziale podsumowane zostały dotychczasowe działania i przedstawiony został finalny obraz efektów gradacji kornika drukarza w drzewostanach PB w 2019 roku.

13.2. Materiał i metody

13.2.1. Charakterystyka danych

W czasie realizacji projektu, pozyskano obszerny zestaw danych teledetekcyjnych pozwalających na kompleksową charakterystykę przestrzenną badanego obiektu. W trakcie trwania projektu w latach 2015-2019, pozyskano zobrażenia wielospektralne (satelitarne – do 2016 r., oraz lotnicze – od 2017 r.), hiperspektralne oraz dane z lotniczego skanowania laserowego (Ryc. 13.1.). Wszystkie dane zostały wykorzystane w analizie zamierania świerka w poszczególnych latach trwania projektu. Opis danych, ich kontroli oraz głównych etapów przetworzeń znajdują się we wcześniejszych rozdziałach (por. rozdz. 9).



Rycina 13.1. Dane teledetekcyjne wykorzystane do analizy dynamiki zamierania świerka

13.2.2. Autokorelacja przestrzenna

Autokorelacja przestrzenna określa stopień związku wartości zmiennej dla danej jednostki przestrzennej z wartością tej samej zmiennej w innej jednostce (lokalizacji). Autokorelację przestrzenną oceniano na podstawie globalnych i lokalnych statystyk Morana I (Anselin 1995).

Globalny współczynnik Morana I zdefiniowany jest następująco:

$$I = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (z_i - \bar{z})(z_j - \bar{z})}{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2}$$

gdzie

n - liczba obserwacji

z_i - wartość zmiennej w i -tej lokalizacji

z_j - wartość zmiennej w j -tej lokalizacji

\bar{z} - średnia wartość zmiennej

w_{ij} - waga między i-tą i j-tą lokalizacją obliczona na podstawie sąsiedztwa bazującego na wspólnej granicy.

Globalny współczynnik Morana I wskazuje na istnienie autokorelacji przestrzennej - dodatniej lub ujemnej. Wartość statystyki Morana mieści się w zakresie od około -1 do około 1. Wartość 0 oznacza brak autokorelacji, ujemne wartości – ujemną autokorelację, co oznacza występowanie różnych wartości wokół siebie. Wartości dodatnie oznaczają dodatnią autokorelację, czyli występowanie podobnych wartości koło siebie. Oznacza to, iż mamy do czynienia ze skupiskami (klastrami) przestrzennymi.

Obliczone dla każdej lokalizacji wartości lokalnej statystyki I Morana (ang. *Local Indicators of Spatial Association - LISA*) pozwalają określić podobieństwo danej lokalizacji do lokalizacji sąsiednich i statystyczną istotność tego związku. Jej wartości oblicza się zgodnie z formułą:

$$I_i = \frac{(z_i - \bar{z}) \sum_{j=1}^n w_{ij} (z_j - \bar{z})}{\sum_{i=1}^n (z_i - \bar{z})^2 / n}$$

W wyniku zastosowania LISA, każdej jednostce przestrzennej przyporządkować można jedną z pięciu klas (Zhang i in. 2008):

- Klasa 0 - jednostka bez znaczącej lokalnej autokorelacji
- Klasa 1 - jednostka z wysoką wartością z sąsiadami o podobnej wartości („high-high”)
- Klasa 2 - jednostka z niską wartością z sąsiadami o podobnej wartości („low-low”)
- Klasa 3 - jednostka z niską wartością z sąsiadami o wysokiej wartości („low-high”)
- Klasa 4 - jednostka z wysoką wartością z sąsiadami o niskiej wartości („high-low”)

Na podstawie LISA można dokonać typologii obszarów według zależności przestrzennej. Globalny i lokalny poziom istotności Morana I został przetestowany przy użyciu metody zwanej „permutacją warunkową” (Anselin 1995). Szczegółowy opis wykorzystanej metody został opisany w pracy Stereńczak i in. (2020). Analizy przestrzenne wykonano przy użyciu oprogramowania GeoDa (wersja 1.12; Anselin i in. 2006). Wszystkie mapy zostały utworzone przy użyciu oprogramowania ArcGIS (ArcMap 10.5; ESRI, 2017).

13.3. Wyniki i dyskusja

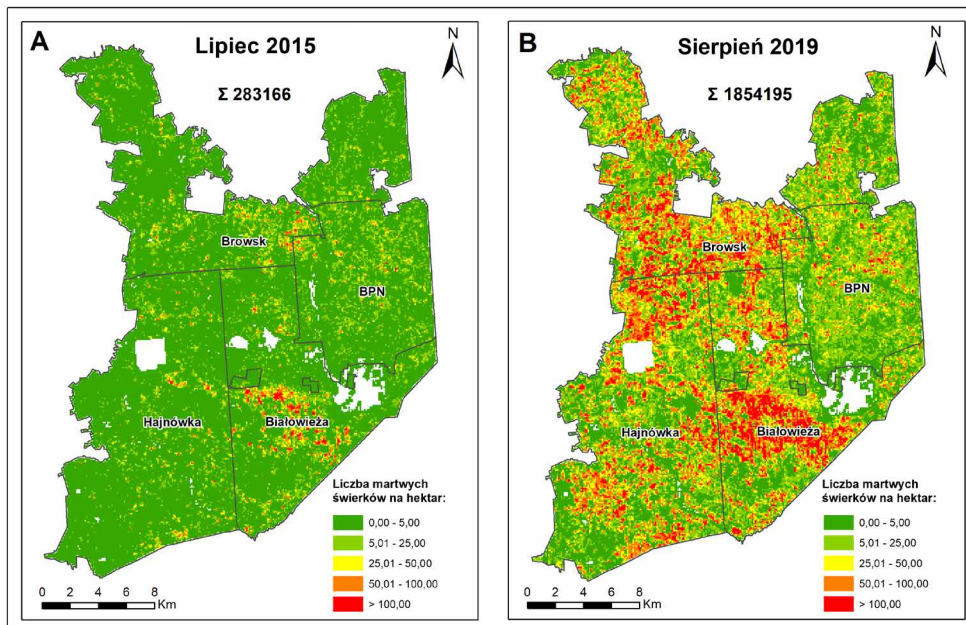
13.3.1. Charakterystyka gradacji w latach 2015-2019

Wyniki analizy danych teledetekcyjnych w latach 2015-2019 wskazały, że na obszarze Puszczy Białowieskiej w górnej warstwie drzewostanu w 2015 r. znajdowało się 283 166 martwych świerków (tj. średnio 4 martwe drzewa na ha), co stanowiło 7% ogólnej liczby świerków (Tabela 13.1). Cztery lata później całkowita liczba martwych świerków wyniosła 1 854 195 (tj. średnio 30 martwych drzew na ha), co stanowiło 43% udziału procentowego w ogólnej liczbie świerków. W analizowanym 4-letnim okresie gradacji (2015-2019) w Puszczy Białowieskiej zamarło 39% wszystkich żywych świerków w górnej warstwie drzewostanów (średnio 25 drzew na ha) (Tabela 13.1).

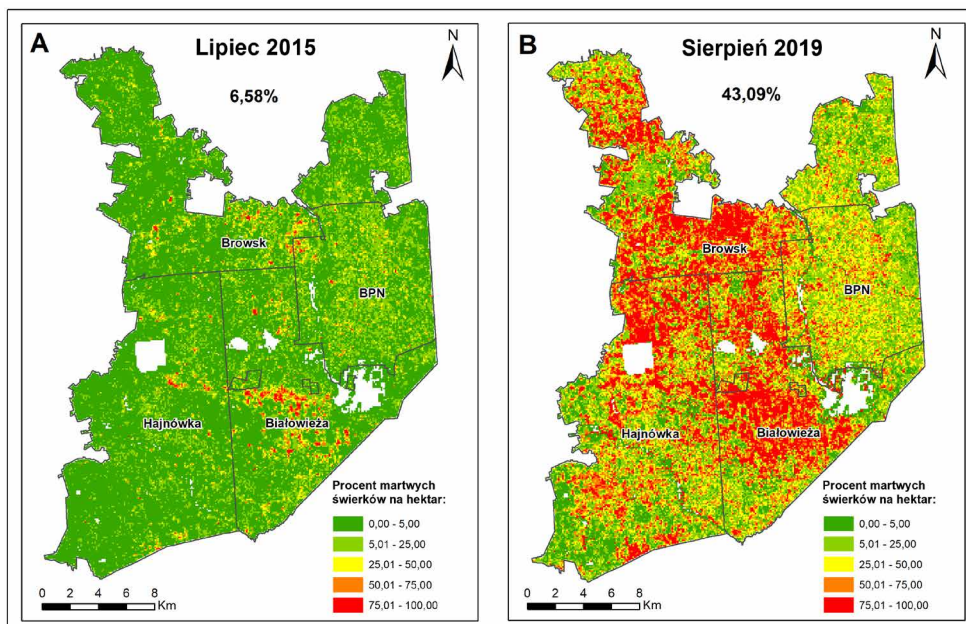
Gradacja przebiegała z różną dynamiką w poszczególnych fragmentach PB (Ryciny 13.2–13.3). Najwyższy odsetek wykrytych martwych świerków w 2015 i 2019 r. stwierdzono w Nadl. Białowieża, odpowiednio 11% i 51%. Z kolei, najmniejszy udział martwych drzew świerka stwierdzono w 2015 roku w Nadl. Hajnówka (4%), a w 2019 roku w Białowieskim Parku Narodowym (27%). Choć liczba martwych świerków w 2015 roku była zdecydowanie najwyższa w Nadl. Białowieża (111 042), to w 2019 roku najwięcej takich drzew znajdowało się w Nadl. Browsk (587 555) i Hajnówka (586 639). Nie przełożyło się to jednak bezpośrednio na najwyższą dynamikę zamierania świerków w latach 2015-2019 we wspomnianych nadleśnictwach, która była najwyższa w Nadl. Białowieża (45%), a najniższa w Białowieskim Parku Narodowym (20%) (Tabela 13.1).

Tabela 13.1. Wyniki detekcji martwych świerków w górnej warstwie drzewostanu w latach 2015-2019

Obszar	2015		2019		2015 - 2019	
	liczba	udział [%]	liczba	udział [%]	liczba	udział [%]
Nadl. Białowieża	111042	10,86	525708	51,40	414666	45,48
Nadl. Browsk	67815	5,43	587555	47,05	519740	44,01
Nadl. Hajnówka	54781	3,74	586639	40,01	531858	37,68
Białowieski P. N.	49528	8,76	154293	27,29	104765	20,31
Suma	283166	6,58	1854195	43,09	1571029	39,08



Rycina 13.2. Liczba martwych świerków w przeliczeniu na hektar w 2015 roku (A) oraz 2019 roku (B)



Rycina 13.3. Procent martwych świerków w przeliczeniu na hektar w 2015 roku (A) oraz w 2019 roku (B) - źródło: Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2021. Mass outbreaks and factors related to the spatial dynamics of spruce bark beetle (*Ips typographus*) dieback considering diverse management regimes in the Białowieża forest, *Forest Ecology and Management*, Volume 498, 119530, <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119530>

13.3.2. Przestrzenna dynamika gradacji w latach 2015-2019

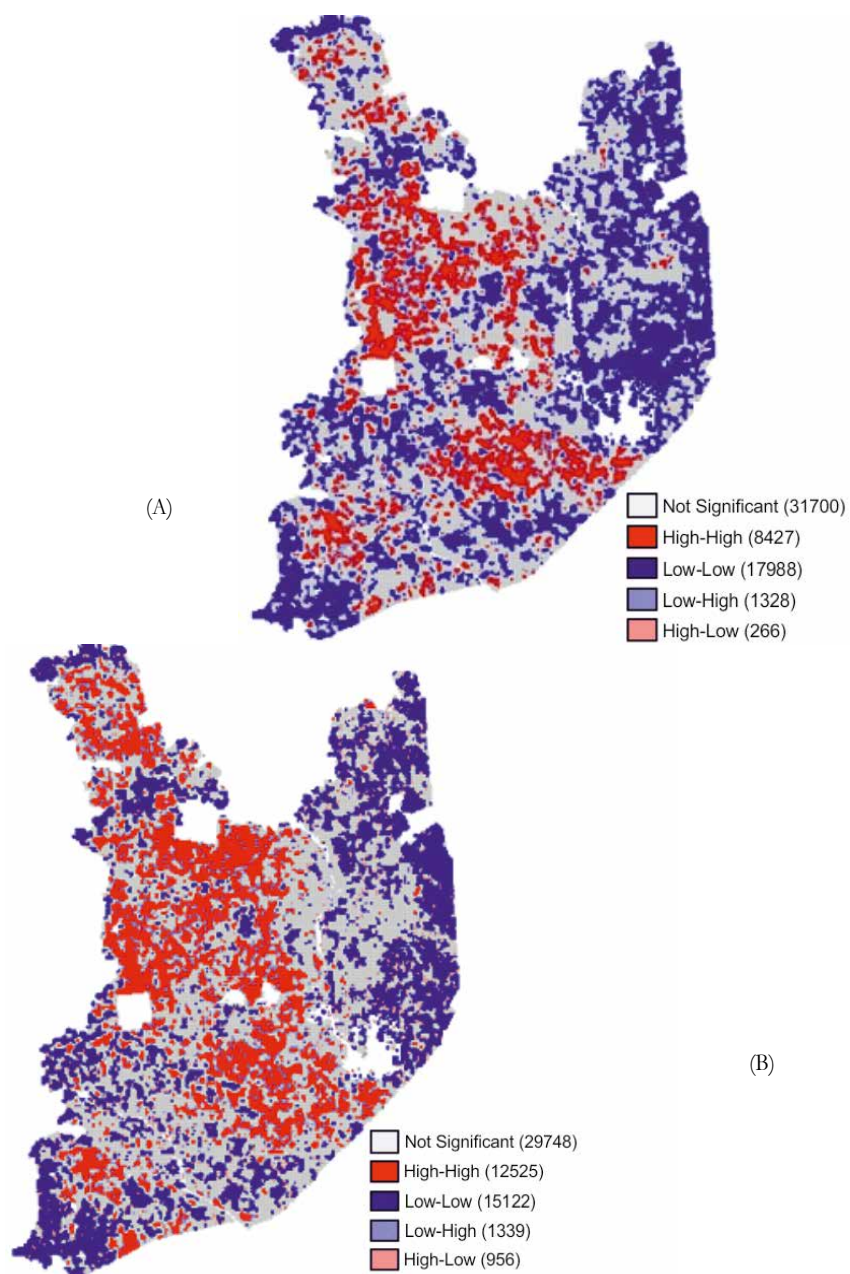
Dokonując podziału obszaru Puszczy Białowiejskiej na pola podstawowe o wielkości 1 ha zbadano przestrzenną dynamikę zamierania świerka w okresie trwania projektu (Ryc. 13.4). Zróżnicowanie przestrzenne gradacji w roku 2015 było niewielkie. Na większości obszarów nie zaobserwowano negatywnych skutków działalności kornika, co jest w dużej mierze determinowane udziałem powierzchniowym świerka w drzewostanach PB, który w 2015 roku w warstwie drzew górujących i panujących wynosił około 22% (por. rozdz. 12). Wyraźnie zaznacza się jednak koncentracja gradacji na terenie Nadl. Białowieża tworząc tzw. „klastery białowiejski”, który można uważać za największe ognisko inwazji szkodnika w jej początkowej fazie. Należy zauważyć, że wśród tworzących Puszcę gatunków drzew udział powierzchniowy świerka pospolitego (według gatunków panujących) w tym nadleśnictwie jest najwyższy, najwyższy jest również udział VI i wyższych klas wieku wśród drzewostanów świerkowych (Grodzki 2016).

W roku 2019 obserwuje się już znaczące nasilenie zjawiska zamierania drzewostanów świerkowych na terenie całego obszaru badań. Potwierdzają to wysokie wartości statystyki Morana ($I=0.57$ (ujęcie procentowe), $I=0.54$ (ujęcie liczbowe)), świadczące o wyraźnej tendencji do polaryzacji przestrzeni. Jednakże zróżnicowanie przestrzenne dynamiki zamierania świerka na terenie Puszczy Białowiejskiej wyraźnie odróżnia nadleśnictwa Browsk, Białowieża i Hajnówka od terenu Białowiejskiego Parku Narodowego (Ryc. 13.2-13.5). W roku 2019 wyraźnie wyróżnia się „klastery białowiejski” - w dalszym ciągu widoczna jest koncentracja gradacji na tym obszarze. Jednakże obserwujemy znaczący jego rozrost. Dodatkowo wyraźnie zaznacza się terytorialny wzrost obszarów z występującymi świerkami zasiedlonymi przez kornika na innych terenach Puszczy - odnotowano dużo nowo powstałych ognisk gradacyjnych o różnych rozmiarach. W sąsiedztwie tych skupisk znajdują się obserwacje odstające typu „low-high” dla których dynamika zamierania drzew jest istotnie niższa niż na obszarach z nimi sąsiadujących. Pośród nich obserwuje się drzewostany zaatakowane przez kornika w początkowej fazie gradacji, dla których nastąpiło wysycenie zjawiska w analizowanym okresie. Jednakże, część z obszarów typu „low-high” to obszary nie objęte gradacją w roku 2015, co może wskazywać na możliwości dalszego rozwoju gradacji.

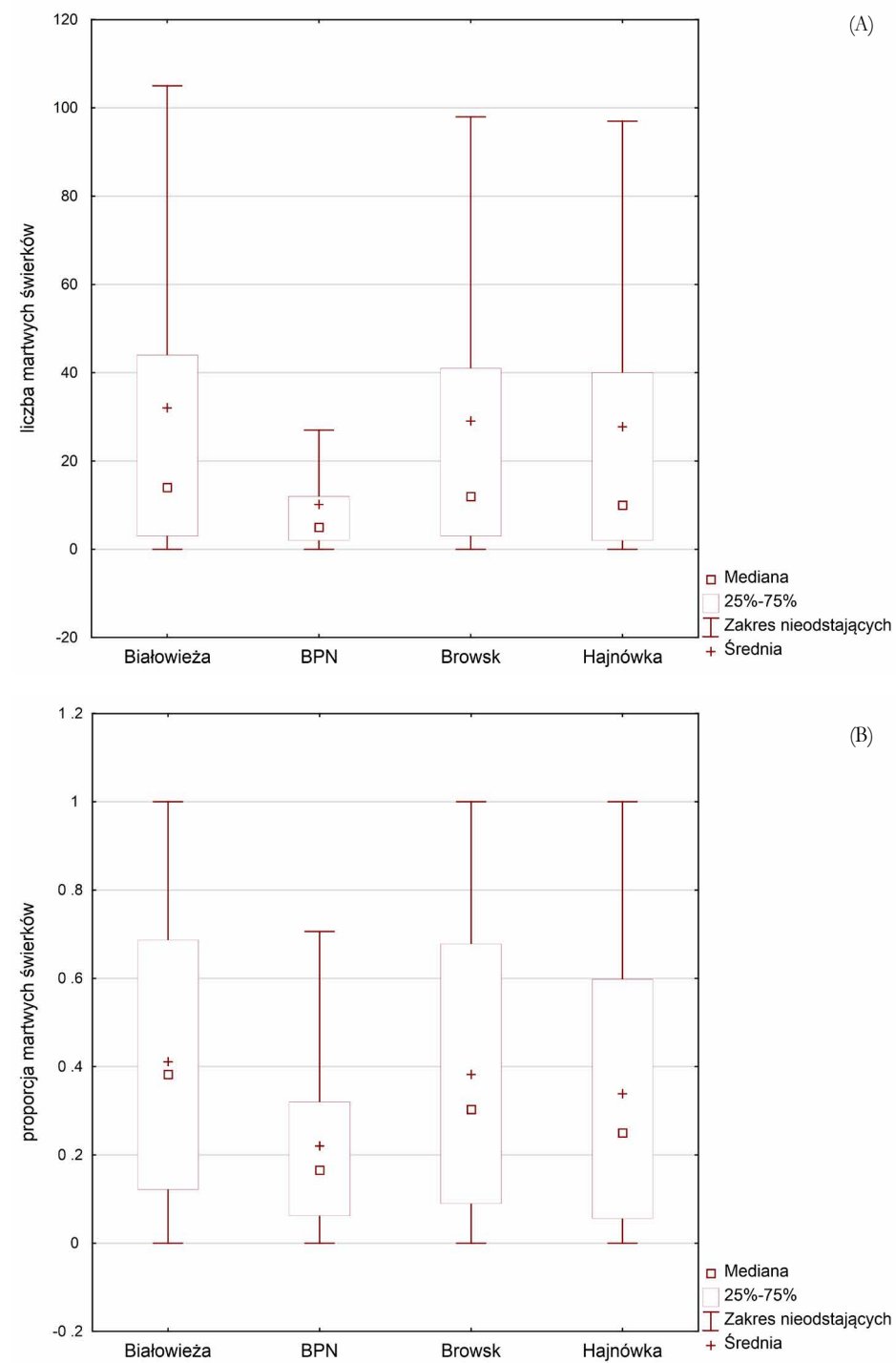
Na terenie Parku Narodowego nie zanotowano żadnego znaczącego ogniska gradacyjnego. Interesujący jest natomiast fakt zaobserwowania dość licznych pojedynczych jednostek odstających typu „high-low” świadczących o zamieraniu pojedynczych świerków. BPN charakteryzuje się dużą zmiennością gatunkową i mozaiką siedlisk. Niewiele jest terenów pokrytych monokulturami świerkowymi. Najczęściej świerki wchodzą w skład drzewostanów wielopokoleniowych i wielogatunkowych. Dodatkowo w latach 1994–1996 i 2000–2004 (Michalski i in. 2004) na terenie BPN wystąpiły gradacje kornika drukarza, co zmniejszyło liczebność świerka na tym terenie (Miścicki 2012). W efekcie mniejsza śmiertelność świerków w BPN w porównaniu z innymi obszarami Puszczy jest najprawdopodobniej skutkiem mniejszej dostępności drzew oraz presji parazytoidów i drapieżców na populację kornika drukarza.

Prowadzony w ramach projektu coroczny monitoring zamierania drzew w Puszczy wykazał, iż kulminacja tego zjawiska przypadła na lata 2016-2017, najpierw na terenie Nadl. Białowieża, a nieco później w pozostałych nadleśnictwach. Na obszarze Parku Narodowego, gdzie zaobserwowano najmniejszą dynamikę zamierania świerków miała ona charakter w miarę jednostajny. Jest to w znacznym stopniu pochodną upalnego i suchego sezonu wegetacyjnego oraz długiej i cieplej jesieni 2015 r., kiedy panowały wybitnie sprzyjające dla rozrodu kornika warunki termiczne wywołujące efekt przyspieszenia rozwoju stadiów przedimaginalnych i zwiększenia liczby nowych pokoleń (Grodzki 2016).

Należy zauważyć, że rozwój gradacji już w ciągu jednego okresu wegetacyjnego był bardzo dynamiczny. Monitorowanie tego zjawiska w ciągu 2015 roku wykazało pojawianie się nowych ognisk nie tylko w bezpośrednim sąsiedztwie wcześniej zamarych drzew, ale też na terenach oddalonych o ponad 100 m od zaatakowanych wcześniej jednostek (Stereńczak i in. 2019).



Rycina 13.4. Typy obszarów według zależności przestrzennej dynamiki zamierania świerków w latach 2015-2019: liczbowo (A), procentowo (B)



Rycina 13.5. Dynamika zamierania świerka według nadleśnictw w latach 2015-2019: liczbowo (A), procentowo (B)

13.3.3. Determinanty gradacji

W czasie trwania projektu prowadzono wielokierunkowe badania dotyczące wpływu wybranych czynników siedliskowych, drzewostanowych i topograficznych na zamieranie drzewostanów świerkowych (Kamińska i in. 2020; 2021; Stereńczak i in. 2020). Prowadzone analizy dotyczące występowania martwych świerków w 2015 roku pozwoliły uznać zwarcie koron drzew i wiek jako najważniejsze predyktory początkowej fazy gradacji. Bardziej otwarte, starsze drzewostany świerkowe były najbardziej narażone na zamieranie w tym okresie (Stereńczak i in. 2020). Większość drzewostanów zaatakowanych przez kornika miała ponad 90 lat. Z wcześniejszych badań wynika, że bardziej podatne na takie ataki są drzewa starsze niż 60 (Netherer i Schopf 2010) lub 100 lat (Becker i Schröter 2000; Netherer i Nopp-Mayr 2005; Grodzki 2014). Jest to związane z preferowaniem przez korniki grubszych drzew, które pozwalają larwom w pełni rozwinąć galeryjki (Lausch i in. 2011). Dodatkowo, wiek drzewostanu był ważnym stymulatorem gradacji we wszystkich jej fazach w Tatrach (Mezei i in. 2014). Kolejnym czynnikiem wpływającym na śmiertelność świerków było zwarcie koron drzew. Stwierdzono, że drzewostany stosunkowo otwarte (50-70% pokrycia koron drzew) były bardziej narażone na zamieranie. Może to być związane z mikroklimatem, tzn. przez otwarte drzewostany może przenikać więcej światła, co powoduje wzrost temperatury w drzewostanie i wokół pni drzew. Wyższa temperatura ma pozytywny wpływ na rozmnażanie się korników, składanie jaj i rozwój, co bezpośrednio wpływa na liczbę pokoleń w ciągu roku (Wermelinger 2004). Zaobserwowano również, że nawet pojedyncze świerki w lasach mieszanych zamierały, co świadczy o tym, że obszary o dużym udziale innych gatunków drzew nie stanowią bariery dla rozprzestrzeniania się korników, przynajmniej w analizowanym stadium ogniskowym.

W opracowaniach Kamińskiej i in. (2020; 2021), analizowano dynamikę zamierania świerków oraz czynniki determinujące rozwój gradacji na terenie Puszczy Białowieskiej. W obu pracach wysokość drzewostanu i udział świerka okazały się być kluczowymi stymulantami inwazji kornika drukarza, natomiast pokrycie koronami drzew z wyłączeniem świerka z kolei było czynnikiem destymulującym jego aktywność gradacyjną. Oznacza to, że gradacja przebiegała najintensywniej w starych drzewostanach zdominowanych przez świerki. Nie odnotowaliśmy w PB naturalnych barier, które mogłyby hamować rozprzestrzenienie się gradacji w jakimś kierunku. Zaobserwowany, istotny wzrost dynamiki śmiertelności drzew w PB, w szczególności dla wysokości świerka powyżej ok. 15-20m, jest zgodny z prowadzonymi już wcześniej badaniami (Eriksson i in. 2005; Akkuzu i in. 2009; Schroeder 2010; Mezei i in. 2014). Netherer i Nopp-Mayr (2005) oraz Overbeck i Schmidt (2012) wykazali dodatnią korelację między ryzykiem zamierania drzew, a udziałem świerka. Z kolei hipoteza, że obecność w drzewostanach drzew innych niż świerk zmniejsza ryzyko inwazji kornika drukarza została również udowodniona przez Zhang i in. (1999) oraz Zhang i Schlytera (2004).

Warto zauważyć, że czynniki topograficzne miały marginalny wpływ na rozkład gradacji. Żadna z analizowanych zmiennych (ekspozycja terenu, nachylenie terenu, wskaźnik położenia topograficznego (TPI), wysokość nad poziomem morza, współczynnik wilgotności SAGA) nie wykazała istotnego wpływu na dynamikę badanego zjawiska. Taki wynik nie był zaskoczeniem, gdyż Puszcza jest mało zróżnicowana pod względem wysokościowym, stąd trudno było oczekiwać wyraźnego wpływu ukształtowania terenu na dynamikę gradacji. Warto zauważyć, że w terenie można było jednak odnieść wrażenie, że lokalne wywyższenia

determinowały większą intensywność zamierania świerka, niż lokalne zagłębienia terenu. Może natura tych procesów ma bardzo lokalny charakter, stąd przy analizach wielkopowierzchniowych obserwacje terenowe nie zostały potwierdzone.

13.4. Podsumowanie

Przeprowadzone w ramach projektu LIFE+ ForBioSensing wielokierunkowe i kompleksowe analizy dotyczące zamierania drzewostanów świerkowych potwierdziły, że obecna gradacja, która rozpoczęła się w 2012 roku i nadal trwa, wydaje się być największą w historii Puszczy Białowieskiej. W latach 2015-2019 zaobserwowano intensywny rozwój tego zjawiska, którego kulminacja przypadła na lata 2016-2017. W całym 4-letnim okresie trwania projektu (2015-2019) w Puszczy Białowieskiej zamarło 39% wszystkich żywych świerków w górnej warstwie drzewostanów (7% - 2015 rok, 43% - 2019 rok).

Najwyższą dynamikę gradacji odnotowano w Nadl. Białowieża. W analizowanym okresie zamarło w tym nadleśnictwie 45% wszystkich żywych świerków. Największy odsetek martwych drzew tego gatunku zanotowano na tym obszarze także na początku i na końcu analizowanego okresu (11% - 2015 rok, 51% - 2019 rok). Taka sytuacja była wynikiem wzrostu zaobserwowanego w 2015 roku największego ogniska gradacyjnego na terenie Puszczy Białowieskiej (tzw. „klaster białowiecki”).

W BPN zaobserwowano najniższą dynamikę gradacji kornika drukarza w porównaniu z nadleśnictwami. W latach 2015-2019 na terenie Parku zamarło 20% żywych świerków, podczas gdy w innych nadleśnictwach ponad 35% drzew tego gatunku (9% - 2015 rok, 27% - 2019 rok). Nie zanotowano tam żadnego znaczącego ogniska gradacyjnego.

Prowadzone analizy wykazały, że bardziej otwarte, starsze (od około 90 lat) drzewostany świerkowe były najbardziej narażone na zamieranie w początkowej fazie gradacji. W wyniku wybitnie sprzyjających dla rozrodu kornika drukarza warunków termicznych w 2015 roku w kolejnych latach zamierały kolejne drzewostany świerkowe w Puszczy. Najbardziej odporne na działanie szkodnika okazały się obszary z młodymi drzewami poniżej 90 roku życia. Czynniki topograficzne miały marginalny wpływ na rozkład przestrzenny gradacji.

Prezentowane wyniki wskazują na możliwości dalszego rozwoju gradacji kornika drukarza w polskiej części Puszczy Białowieskiej. Udział świerka w drzewostanach PB, został znacznie zredukowany ale nadal świerki w niektórych miejscach tworzą monokultury. Te miejsca powinny zostać objęte monitorowaniem ich stanu w kolejnych latach.

Literatura

- Akkuzu E., Sariyildiz T., Kucuk M., Duman A. 2009. *Ips typographus* (L.) and *Thanasimus formicarius* (L.) populations influenced by aspect and slope position in Artvin-Hatila valley national park, Turkey. *African Journal of Biotechnology*, 8(5): 877–882.
- Anselin L. 1995. Local indicators of spatial association-LISA. *Geographical Analysis*, 27: 93–115.
- Anselin L., Syabri I., Kho. Y. 2006. *GeoDa: An Introduction to Spatial Data Analysis*. *Geogr. Geographical Analysis*, 38: 5–22.
- Becker T., Schröter H. 2000. Ausbreitung von rindenbrütenden Borkenkäfern nach Sturm-schäden. *Allgemeine Forstzeitung*, 55: 280–282.
- Chakraborty A., Ghosh A., Sachdeva K., Joshi P.K. 2017. Characterizing fragmentation trends of the Himalayan forests in the Kumaon region of Uttarakhand, India. *Ecological Informatics*, 38: 9–109.
- Dash J.P., Watt M.S., Pearse G.D., Heaphy M., Dungey H.S. 2017. Assessing very high resolution UAV imagery for monitoring forest health during a simulated disease outbreak. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 131: 1–14.
- Eriksson M., Pouttu, A., Roininen H. 2005. The influence of windthrow area and timber characteristics on colonization of wind-felled spruces by *Ips typographus* (L.). *Forest Ecology and Management*, 216: 105–116.
- ESRI 2017. *ArcGIS Desktop: Release 10.5*, Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
- Grodzki W., Starzyk J.R., Kosibowicz M., 2014. Impact of selected stand characteristics on the occurrence of the bark beetle *Ips typographus* (L.) in the Beskid Żywiecki Mountains. *Forest Research Papers*, 75: 159–169. DOI: 10.2478/frp-2014-0015.
- Grodzki W. 2016. Mass outbreaks of the spruce bark beetle *Ips typographus* in the context of the controversies around the Białowieża Primeval Forest. *Forest Research Papers*, 77: 324–331. DOI: 10.1515/frp-2016-0033.
- Gutowski J.M., Grodzki W., Paluch R., Keczyński A., 2003. Określenie wpływu kornika drukarza na drzewostany z udziałem świerka w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego w kontekście przebiegu tych samych zjawisk w lasach gospodarczych i rezerwatach przyrody Puszczy Białowieskiej. Ekspertyza 26-U-11 wykonana na zlecenie Wojewódzkiego Konserwatora Przyrody w Białymstoku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K., Kraszewski B. 2020. Habitat and stand factors related to spatial dynamics of Norway spruce dieback driven by *Ips typographus* (L.) in the Białowieża Forest District. *Forest Ecology and Management*, 476. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118432.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2021. Mass outbreaks and factors related to the spatial dynamics of spruce bark beetle (*Ips typographus*) dieback considering diverse management regimes in the Białowieża forest, *Forest Ecology and Management*, 498, 119530. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119530.
- Latifi H., Schumann B., Kautz M., Dech S. 2014. Spatial characterization of bark beetle infestations by a multirate synergy of SPOT and Landsat imagery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186: 441–456.
- Lausch A., Fahse L., Heurich M. 2011. Factors affecting the spatio-temporal dispersion of *Ips typographus* (L.) in Bavarian Forest National Park: A long-term quantitative landscape-level analysis. *Forest Ecology and Management* 261, 233–245. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.10.012.
- Meng Y., Liu X., Ding C., Xu B., Zhou G., Zhu L. 2020. Analysis of ecological resilience to evaluate the inherent maintenance capacity of a forest ecosystem using a dense Landsat time series. *Ecological Informatics*, 57, 101064.
- Mezei P., Grodzki W., Blaženec M., Škvarenina J., Brandýsová V., Jakuš R. 2014. Host and site factors affecting tree mortality caused by the spruce bark beetle (*Ips typographus*) in mountainous conditions. *Forest Ecology and Management*, 331: 196–207. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.07.031
- Michalski J., Starzyk J.R., Kolk A., Grodzki W. 2004. Zagrożenie świerka przez kornika drukarza – *Ips typographus* (L.) w drzewostanach Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowieska” w latach 2000–2002. *Leśne Prace Badawcze*, 3: 5–30.
- Miścicki S. 2012. Structure and dynamics of temperate lowland natural forest in the Białowieża National Park, Poland. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 85(4): 473–483. DOI: 10.1093/forestry/cps044.
- Mokrzejcki Z. 1923. Sprawozdanie z walki z kornikiem w Puszczy Białowieskiej w 1922. *Las Polski*, 4: 297–307.
- Netherer S., Nopp-Mayr U. 2005. Predisposition assessment systems (PAS) as supportive tools in forest management—rating of site and stand-related hazards of bark beetle infestation in the High Tatra Mountains as an example for system application and verification. *Forest Ecology and Management, Decision Support in Multi Purpose Forestry*, 207: 99–107. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.10.020.
- Netherer S., Schopf A. 2010. Potential effects of climate change on insect herbivores in European forests—general aspects and the pine processionary moth as specific example. *Forest Ecology and Management*, 259: 831–838.
- Overbeck M., Schmidt M. 2012. Modelling infestation risk of Norway spruce by *Ips typographus* (L.) in the Lower Saxon Harz Mountains (Germany). *Forest Ecology and Management*, 266: 115–125. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.11.011.
- Seidl R., Thom D., Kautz M., et al. 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change*, 7: 395–402. DOI: 10.1038/nclimate3303.

- Senf C., Buras A., Zang C.S. Rammig A. Seidl R. 2020. Excess forest mortality is consistently linked to drought across Europe. *Nature Communications*, 11, 6200. DOI: 10.1038/s41467-020-19924-1.
- Senf C., Seidl R. 2021. Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nature Sustainability*, 4: 63–70. DOI: 10.1038/s41893-020-00609-y.
- Schroeder L.M. 2010. Colonization of storm gaps by the spruce bark beetle: influence of gap and landscape characteristics. *Agricultural and Forest Entomology*, 12: 29–39.
- Sproull G.J., Bukowski M., Mcnutt N., Zwijacz-Kozica T., Szwagrzyk J., 2017. Landscape-Level spruce mortality patterns and topographic forecasters of bark beetle outbreaks in managed and unmanaged forests of the Tatra Mountains. *Polish Journal of Ecology*, 65: 24–37.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż. 2017. Inventory of standing dead trees in the surroundings of communication routes – remote sensing contribution to the potential risk assessment. *Forest Ecology and Management*, 402: 76–91. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.07.018
- Stereńczak K., Mielcarek M., Modzelewska A., Kraszewski B., Fassnacht F.E., Hilszczański J. 2019. Intra-annual *Ips typographus* outbreak monitoring using a multi-temporal GIS analysis based on hyperspectral and ALS data in the Białowieża Forests. *Forest Ecology and Management*, 442: 105–116. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.03.064.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Kamińska K., Kraszewski B., Piasecka Ż., Miścicki M., Heinrich M. 2020. Influence of selected habitat and stand factors on bark beetle *Ips typographus* (L.) outbreak in the Białowieża Forest. *Forest Ecology and Management*, 459 (117826): 1–11. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117826.
- Wermelinger B. 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—a review of recent research. *Forest Ecology and Management*, 202: 67–82.
- Zhang, C., Luo, L., Xu, W., Ledwith, V., 2008. Use of local Moran's I and GIS to identify pollution hotspots of Pb in urban soils of Galway, Ireland. *Science of The Total Environment*, 398: 212–221. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.03.011.
- Zhang Q.H., Birgersson G., Zhu J.W., Löfstedt C., Löfqvist J., Schlyter F. 1999. Leaf volatiles from non-host deciduous trees: variation by tree species, season and temperature, and electrophysiological activity in *Ips typographus*. *Journal of Chemical Ecology*, 25: 1923–1943. DOI: 10.1023/A:1020994119019.
- Zhang Q.H., Schlyter F. 2004. Olfactory recognition and behavioural avoidance of angiosperm non-host volatiles by conifer-inhabiting bark beetles. *Agricultural and Forest Entomology*, 6: 1–20. DOI: 10.1111/j.1461-9555.2004.00202.x.

14. Modelowanie warunków świetlnych w drzewostanach Puszczy Białowieskiej

Żaneta Piasecka¹, Małgorzata Białczak¹, Agnieszka Kamińska¹, Krzysztof Stereńczak¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn { z.piasecka, m.bialczak, a.kaminska, k.sterenczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Jednym z czynników mających kluczowe znaczenie dla wzrostu i funkcjonowania roślinności w lesie jest dostęp do światła słonecznego. Określenie ilości światła docierającego do dna lasu pozwala zrozumieć jego wpływ na zmiany zachodzące w drzewostanie, np. kształtujące się nowe pokolenie lasu, zwane odnowieniem. Uzyskanie informacji dotyczących ilości promieniowania słonecznego docierającego pod okap drzewostanu dla dużego kompleksu leśnego jest możliwe dzięki teledetekcji.

Celem badań było modelowanie ilości promieniowania słonecznego docierającego do dna lasu z wykorzystaniem technologii lotniczego skanowania laserowego (ang. ALS) oraz zdjęć hemisferycznych. Teren badań obejmował polską część Puszczy Białowieskiej. Referencję do budowy modeli nasłonecznienia stanowiły wartości pozyskane ze zdjęć hemisferycznych wykonanych dla 96 powierzchni terenowych. W procesie modelowania wykorzystano zmienne (charakterystyki) pozyskane z chmury punktów (LPI, Rhmean, RHDBHmedian, R1%). Badania przeprowadzono dla dwóch terminów: 2015 i 2019 roku. Modele budowano w 3 etapach: (1) obliczenie wartości zmiennych niezależnych, (2) budowa modeli nasłonecznienia bezpośredniego, rozproszonego i całkowitego, (3) ocena dokładności modeli.

W przypadku modeli zbudowanych dla lat 2015 i 2019 uzyskano wysokie dokładności współczynnika dopasowania R^2 w przedziale 0,842 – 0,898. Wynikiem implementacji modeli były mapy nasłonecznienia pod okapem drzewostanu dla całego obszaru badań dla dwóch terminów. Przeprowadzone badanie potwierdza występowanie silnej zależności między charakterystykami chmury punktów lotniczego skanowania laserowego a ilością docierającego do dna lasu światła słonecznego.

Słowa kluczowe: promieniowanie słoneczne, modelowanie, zdjęcia hemisferyczne, teledetekcja

14.1. Wstęp

Dostępność światła słonecznego w lesie jest szczególnie ważna dla funkcjonowania gatunków runa leśnego. W lasach promieniowanie słoneczne istotnie wpływa na zachodzące procesy biologiczne i fizyczne, takie jak wzrost roślin, obieg węgla czy fotosynteza (Schleppi i Paquette, 2017). Ilość promieniowania słonecznego zależy głównie od pionowej i poziomej

struktury drzewostanu. Analizowane promieniowanie pod okapem drzewostanu to głównie promieniowanie fotosyntetycznie czynne (ang. PAR - *Photosynthetically Active Radiation*) w zakresie długości fali elektromagnetycznej od mniej więcej 400 – 700 nm (Comeau, 2000). Definiuje się je jako to, które jest wykorzystywane przez rośliny na potrzeby fotosyntezy. Wyróżnia się promieniowanie bezpośrednie, rozproszone i całkowite będące sumą dwóch wcześniejszych. Promieniowanie bezpośrednie to takie, które wysyłane jest bezpośrednio z dysku słonecznego. Docierając do atmosfery jest absorbowane (pochłaniane), odbijane i rozpraszane. Promieniowanie rozproszone składa się głównie z energii promieniowania bezpośredniego rozproszonego przez atmosferę. Zmienność energii niesionej przez promieniowanie rozproszone zależy głównie od zachmurzenia i wysokości kątowej Słońca nad horyzontem. Im wyższe zachmurzenie nieba, tym promieniowanie rozproszone osiąga wyższe wartości.

Pomiary nasłonecznienia w drzewostanie mogą być wykonywane w sposób bezpośredni (np. aktynometr, laiometr) i pośredni (np. zdjęcia hemisferyczne) (Schleppi i Paquette, 2017). Metody bezpośrednie wykorzystują sensory do ilościowego pomiaru promieniowania, np. całkowitego promieniowania słonecznego czy promieniowania fotosyntetycznie czynnego. Czujniki są umieszczone pod różnymi rodzajami roślinności w wielu miejscach w celu ilościowego określenia zmienności przestrzennej i czasowej w pewnym okresie czasu (Bode i in., 2014). W wyniku trudności związanych z bezpośrednim pomiarem nasłonecznienia w lesie m.in. ze względu na rozległe bądź trudno dostępne obszary oraz czasochłonność i koszty, preferowane są metody pomiarów pośrednich (Jennings i in., 1999). Obecnie jedną z podstawowych i najczęściej wykorzystywanych metod do badania struktury lasu oraz ilości promieniowania docierającego do dna lasu są zdjęcia hemisferyczne. Zobrazowania wykonuje się aparatem z obiektywem typu „rybie oko” (ang. *fish-eye*), który rejestruje obraz w zakresie co najmniej 180°. Powstaje wówczas okrągłe zdjęcie, które jest rzutem hemisfery na płaską powierzchnię (Rich, 1990). Zdjęcia hemisferyczne pierwszy raz zostały wykorzystane w latach 20. ubiegłego wieku do obserwacji meteorologicznej chmur, a 35 lat później po raz pierwszy użyto ich w pomiarach środowiska leśnego (Evans i Coombe, 1959). Wycelowany w górę aparat z soczewką typu „rybie oko” rejestruje geometrię koron drzew (Chianucci i Cutini, 2012), co przekłada się bezpośrednio na możliwość obliczenia m.in. ażurowości koron (Welles i Cohen, 1996; Frazer i in., 2001; Jonckheere i in., 2005), ilości promieniowania docierającego do dna lasu (Anderson, 1964; Becker i in., 1989; Rich i in., 1993; Hardy i in., 2004), czy indeksu powierzchni liściowej (ang. LAI – *Leaf Area Index*; Bonhomme i in., 1974; Soudani i in., 2002; Leblanc i in., 2005; Macfarlane i in., 2007).

Szerokie zastosowanie w leśnictwie mają dane lotniczego skanowania laserowego (ALS) (Mallet i Bretar, 2009). Szczegółowość danych pozwala na wyodrębnienie pojedynczych koron drzew, w postaci segmentów (Reitberger i in., 2011) wraz z uzyskaniem informacji o wysokości drzewa (Mielcarek i in., 2020). Przechodząc od szczegółu do ogółu, otrzymuje się informację o strukturze całego drzewostanu. Możliwość przenikania impulsów laserowych przez poszczególne piętra roślinności powoduje, że otrzymujemy pełną informację o drzewostanie od warstwy gruntu po wierzchołek najwyższego drzewa. Wzrost zainteresowania pomiarami światła słonecznego w lesie przy pomocy danych teledetekcyjnych nastąpił mniej więcej w 2010 roku i od tego czasu dane lidarowe niejednokrotnie były używane do modelowania światła słonecznego pod koronami drzew (Olpenda i in., 2018).

Wśród koncepcji wymienianych w literaturze, można wyróżnić dwie najczęściej wykorzystywane grupy metod. Jedną z nich są metody oparte na rekonstrukcji drzewostanu

poprzez zbudowanie trójwymiarowego modelu przy zastosowaniu m.in. wokseli (woksel - najmniejszy element w przestrzeni trójwymiarowej). W oparciu o otrzymaną informację o strukturze drzewostanu symuluje się przenikanie światła w drzewostanie zgodnie z prawem Beer'a. Zaznacza się jednak, że powyższa metoda jest niepraktyczna w środowisku naturalnym, o dużej różnorodności gatunkowej (Bode i in., 2014). Coraz liczniej do szacowania ilości światła słonecznego pod okapem drzewostanu stosowane są metody wykorzystujące metryki (statystyczne) bazujące na odbiciach (ang. *return*) chmury punktów ALS. Metryki (cechy) mogą być zarówno prostymi statystykami, jak i mogą być bardziej złożone, dając możliwość dostosowania do konkretnych potrzeb użytkownika. Statystyki wykorzystywane w leśnictwie obliczane są głównie w oparciu o informację o wysokości i intensywności punktów reprezentujących drzewostan. Najczęściej wykorzystywaną metryką ALS do badań związanych z przenikaniem światła jest wskaźnik przenikania impulsów laserowych (ang. LPI – *Laser Penetration Index*) (Hopkinson i Chasmer, 2007). W literaturze można znaleźć wiele prac wykorzystujących technologię ALS. Możliwości stosowania ALS do szacowania ilości światła słonecznego w lesie zostały szczegółowo przedstawione w pracy przeglądowej Olpendy i in. (2018).

W projekcie LIFE+ ForBioSensing zbudowano modele nasłonecznienia służące do szacowania ilości promieniowania bezpośredniego (ang. *direct*), rozproszonego (ang. *diffuse*) i całkowitego (ang. *global*) w oparciu o dwa zestawy danych lotniczego skanowania laserowego pozyskanych w 2015 i 2019 roku, wykorzystując wcześniejsze doświadczenia z tego terenu (Olpenda i in., 2019) oraz opracowano mapy nasłonecznienia dna lasu w Puszczy Białowieskiej w obu terminach. Zdjęcia hemisferyczne, które zostały pozyskane w projekcie głównie w celu analizy wielkości promieniowania słonecznego pod okapem drzewostanu i zwarcia drzewostanu, wykorzystano do obliczenia wartości nasłonecznienia jako referencji do budowy modeli. Zbudowane modele nasłonecznienia, zapoczątkowane w pracy doktorskiej (Olpenda, 2018), służą szacowaniu ilości nasłonecznienia docierającego pod okap drzewostanów. Zgodnie z naszą wiedzą, tego typu badania nie były do tej pory prowadzone na równie rozległym i różnorodnym gatunkowo obszarze, jakim jest Puszcza Białowieska.

14.2. Materiały i metody

14.2.1. Dane

Do budowy modeli nasłonecznienia wykorzystano dane lotniczego skanowania laserowego zebrane w okresie wegetacyjnym w 2015 i 2019 roku. Opis danych oraz warunki pozyskania i przetworzenia przedstawiono powyżej (por. rozdz. 9). Wyjściem do budowy modeli nasłonecznienia były wyniki wcześniejszych analiz charakterystyk danych lotniczego skanowania laserowego (Olpenda, 2018; Olpenda i in., 2019). Do budowy modeli wykorzystano 4 zmienne (charakterystyki) wygenerowane z chmury punktów, pełniące rolę zmiennych niezależnych: LPI – wskaźnik przenikania impulsów laserowych (ażurowość koron drzew), R1% - udział procentowy pierwszych odbić lasera, RHmean – średnia wysokość odbicia impulsów laserowych i RH_{DBH}^{median} – mediana wysokości odbicia impulsów laserowych (Olpenda, 2018).

Zdjęcia hemisferyczne dla obszaru Puszczy Białowieskiej zostały pozyskane w latach: 2015, 2017 i 2019, w czasie trwania okresu wegetacyjnego, w lipcu i sierpniu. Z prawie 700 kołowych powierzchni monitoringowych znajdujących się na obszarze Puszczy, wybrano 100 położonych w nadleśnictwach Browsk, Hajnówka oraz Białowieża. Ponad połowa z wybranych powierzchni (68) zlokalizowana była na siedliskach lasowych (Lśw - 34 powierzchnie, LMśw - 20 powierzchni, Lw - 12 powierzchni, LMw - 2 powierzchnie), 23 powierzchnie znajdowały się na siedliskach borowych (BMśw - 18 powierzchni, Bśw - 5 powierzchni), a pozostałe (9) na siedliskach olsowych (OIJ - 5 powierzchni, OI - 4 powierzchnie). Rozkład wybranych powierzchni odzwierciedla ogólny rozkład wszystkich 685 powierzchni monitoringowych zlokalizowanych w granicach Puszczy, gdzie ok. 60% stanowią siedliska lasowe, ponad 21% siedliska borowe, 15% siedliska olsowe oraz pozostałe 4% – siedliska nieleśne.

Dla każdej ze 100 powierzchni monitoringowych zaplanowano wykonanie 15 zdjęć. 3 zdjęcia, o różnej ekspozycji (EV: 0, EV: +1, EV: -1), wykonano w punkcie centralnym powierzchni, następnie po 3 zdjęcia w odległości 5 m od środka w kierunkach wschodnim, zachodnim, północnym i południowym. Jednakże w toku prowadzenia prac terenowych, dla niektórych powierzchni wykonano mniejszą liczbę zdjęć. Najczęstszą przyczyną rezygnacji z wykonania dodatkowych obrazowań był gęsty podszyt lub fakt, że powierzchnia znajdowała się w luce. Wówczas wykonywanie obrazowania było niemożliwe, lub bezcelowe. W kolejnych latach pomiarowych zdjęcia hemisferyczne wykonywano kamerą Canon EOS 5D Mark III (EF 24-105, f/4L IS USM KIT) wyposażoną w obiektyw SIGMA 8 mm F3.5 EX DG typu „rybie oko”. Kamerę ustawiano tak, aby jej obiektyw był na wysokości 1,30 m oraz orientowano względem kierunku północ-południe, tak aby u góry zdjęcia znajdowała się północ magnetyczna. Ponadto dla każdego z punktów pomiarowych ustalano dokładną lokalizację za pomocą odbiornika GPS.

Z uwagi na to, że na 4 powierzchniach terenowych występowało mniej niż 10 drzew o wysokości powyżej 1,30 m, wykluczono je z zestawu danych referencyjnych. Charakterystyki powierzchni były szczegółowo analizowane w opracowaniu Olpendy (2018). Finalnie jako powierzchnie referencyjne do modelowania nasłonecznienia wybrano 96 powierzchni.

14.2.2. Przetwarzanie zdjęć hemisferycznych w celu uzyskania wartości referencyjnych nasłonecznienia

14.2.2.1. Selekcja obrazowań

Początkowym i najbardziej istotnym etapem procesu analizy obrazowań hemisferycznych jest ich klasyfikacja, czyli przypisanie każdego piksela obrazowania do jednej z dwóch klas – roślinność lub niebo. Klasyfikacja przebiegać może w sposób automatyczny lub manualny, a na jej wynik istotny wpływ mają warunki oświetleniowe wykonanych obrazowań. Ze względu na różne warunki atmosferyczne i oświetleniowe panujące w czasie prac terenowych, początkowo dla każdej z powierzchni wybrano najbardziej kontrastowe obrazowania, gdzie obraz liści i gałęzi był najciemniejszy, a nieba najjaśniejszy. W zależności od powierzchni wybrano od 1 do 5 zdjęć, dla których przeprowadzono analizy z wykorzystaniem oprogramowania WinSCANOPY w wersji 2014a.

14.2.2.2. Klasyfikacja zdjęć

Dla wybranych zdjęć hemisferycznych początkowo przeprowadzono klasyfikację automatyczną. Każdy z kolorowych obrazów został przekształcony do 16 bitowego obrazowania w odcieniach szarości (2^{16} czyli 65 536 odcieni szarości), gdzie piksel o wartości 0 miał kolor czarny, a 65 536 - biały. Następnie, dla zdjęcia utworzono histogram wartości oraz automatycznie wybrano próg przynależności do danej klasy. Piksele o niższych wartościach niż wskazany próg przypisano do klasy „roślinność”, a o wyższych - do klasy „niebo”. Na tej podstawie wygenerowano obraz binarny, przyporządkowujący każdy z pikseli do jednej z klas. Wyniki klasyfikacji poddane zostały wizualnej interpretacji. Ze względu na niejednorodne warunki oświetleniowe, automatyczna klasyfikacja nie zawsze dawała zadowalające rezultaty. W przypadku zdjęć, na których występowało niejednorodne zachmurzenie, konieczne było wybranie progu klasyfikacji ręcznie, metodą prób i błędów. W niektórych przypadkach jasne elementy kory drzew, odbijające promieniowanie słoneczne, lub bardzo ciemne fragmenty chmur, wymagały ręcznej poprawy wyników. Ponadto dla zdjęć, na których kontrast między roślinnością a niebem był nieduży, wykorzystano inną metodę klasyfikacji – w oparciu o barwy. Polega ona na manualnym wskazaniu maksymalnie 12 obszarów reprezentujących klasę „roślinność” i 12 obszarów reprezentujących klasę „niebo”. Zgodnie ze wskazanymi obszarami, w oparciu o odcień, nasycenie i intensywność barw tworzone są sygnatury klas, na podstawie których dokonywana jest klasyfikacja obrazowań. Dopiero wówczas, gdy wszystkie obrazy zostały sprawdzone i poprawnie sklasyfikowane, przystąpiono do dalszego etapu analiz.

14.2.2.3. Obliczenie promieniowania docierającego do dna lasu

Założeniem, leżącym u podstaw analiz ilości promieniowania docierającego do dna lasu na podstawie zdjęć hemisferycznych jest to, że dociera ono przez otwarcia znajdujące się w okapie drzewostanu (Rich, 1989). Otwarcia umożliwiają swobodny przepływ całkowitego promieniowania, na które składa się promieniowanie rozproszone i bezpośrednie. O promieniowaniu bezpośrednim mówimy wówczas, gdy promieniowanie słoneczne wnika bez przeszkód do wnętrza lasu, natomiast promieniowanie rozproszone jest promieniowaniem pośrednim, rozpraszonym przez atmosferę. W przypadku analizy zdjęć hemisferycznych, pomija się promieniowanie przepuszczane przez liście lub przez nie rozpraszane. Analiza promieniowania słonecznego zakłada więc sumowanie promieniowania bezpośredniego i rozproszonego w danym miejscu pomiarowym.

Promieniowanie bezpośrednie dla określonego miejsca zależy przede wszystkim od względnego położenia słońca, które ulega zmianie w ciągu dnia i roku (Rich, 1989). Aby móc je określić dla każdego zdjęcia hemisferycznego należy podać datę i czas jego wykonania, współrzędne geograficzne i wysokość miejsca w którym zdjęcie było wykonane, oraz orientację zdjęcia. Informacje te pobierane są w sposób automatyczny z metadanych wykonanych w terenie zdjęć. Ponadto konieczne jest podanie strefy czasowej, w jakiej wykonywane były zdjęcia, deklinacji magnetycznej różnej dla danego roku pomiarowego oraz długości okresu wegetacyjnego. Na podstawie wprowadzonych danych, na obrazowaniu wrysowywany jest pozorny ruch słońca we wskazanym przedziale czasowym. Następnie dla pikseli sklasyfikowanych jako niebo i pokrywających się bezpośrednio z liniami pozornego ruchu

słońca, zakłada się, że promieniowanie do dna lasu dociera w postaci niezmięnionej i równe jest promieniowaniu docierającemu do górnej granicy drzewostanu. Natomiast w przypadku pikseli sklasyfikowanych jako roślinność, promieniowanie jest całkowicie blokowane i nie dociera do dna lasu. Na tej podstawie obliczane jest dzienne promieniowanie bezpośrednie docierające do dna lasu.

Promieniowanie rozproszone początkowo mierzone jest dla górnej granicy drzewostanu przy wykorzystaniu modeli rozpraszania promieniowania w atmosferze dla czystego nieba (Rich i in., 1999). Następnie na zobrazowanie nakładana jest siatka 18 koncentrycznych pierścieni podzielonych na 8 równych sekcji. Dla każdego fragmentu siatki nakładana jest wartość promieniowania rozproszonego docierającego do górnej granicy drzewostanu, a następnie obliczane jest promieniowanie rozproszone docierające do dna lasu przy wykorzystaniu zmiennych takich jak udział pikseli sklasyfikowanych jako niebo dla danego fragmentu pierścienia, powierzchni analizowanego fragmentu pierścienia w stosunku do całkowitego pola widzenia soczewki oraz kąt wysokości i kąt zenitalny dla środka koncentrycznych pierścieni (WinSCANOPY, 2014).

14.2.3. Budowa modeli nasłonecznienia

W projekcie zbudowano 3 modele nasłonecznienia: model promieniowania całkowitego oraz modele promieniowania bezpośredniego i rozproszonego. Modele predykcji nasłonecznienia zbudowano, na podstawie 4 zmiennych niezależnych, metodą regresji wielorakiej, która jest proponowana w opracowaniu Olpendy (2018). Modele promieniowania bezpośredniego i całkowitego zbudowano w oparciu o 3 zmienne niezależne: LPI, RHmean i RH_{DBH} median, natomiast do modelu promieniowania rozproszonego dodano zmienną R1.

Budowę modeli zrealizowano z 3 głównych etapach. Pierwszym z nich było obliczenie wartości zmiennych niezależnych, na podstawie danych lidarowych, dla 96 kołowych powierzchni referencyjnych w promieniu 9 m (254 m²). Promień 9 m ustalono jako optymalny dla pozyskania statystyk lidarowych (Olpenda, 2018). Mając wartości nasłonecznienia z powierzchni referencyjnych oraz wartości zmiennych niezależnych, zbudowano 3 wyżej wymienione modele nasłonecznienia. Ostatnim etapem była ocena dokładności modeli. W tym celu obliczono współczynnik determinacji R² oraz pierwiastkowy błąd średniokwadratowy (ang. RMSE) i średni błąd absolutny (ang. MAE). Powyższe kroki przeprowadzono dla danych referencyjnych i ALS z 2015 i 2019 roku.

14.2.4. Implementacja modeli nasłonecznienia

Wdrożenie modeli nasłonecznienia przeprowadzono w kilku krokach. Na początku wygenerowano wektorową siatkę kwadratów o boku 16 m (256 m² – co odpowiada promieniowi pozyskania charakterystyk ALS – 9 m) w granicach obszaru Puszczy Białowiejskiej – łącznie 2 414 460 obiektów. Następnie dla każdego obiektu z siatki obliczono wartości zmiennych niezależnych. Kolejnym krokiem było obliczenie wartości nasłonecznienia w ramach każdego obiektu. Ostatni etap obejmował konwersję siatki wektorowej na raster

o rozdzielczości 16 m i wymaskowanie (usunięcie pikseli) luk i obszarów nieleśnych z uwagi na to, że modele nasłonecznienia dotyczą wyłącznie drzewostanów. Ze względu na dużą ilość danych do przetworzenia, procesy zautomatyzowano, posługując się językiem R. Wdrożenie modeli przeprowadzono w ten sam sposób dla danych z 2015 i 2019 roku.

14.3. Wyniki

14.3.1. Referencyjne wartości nasłonecznienia

Całkowite promieniowanie docierające do dna lasu obliczane jest na podstawie sumy promieniowania bezpośredniego i rozproszonego. Dla badanych powierzchni, zarówno w roku 2015 jak i 2019, średnia ilość całkowitego promieniowania docierającego do dna lasu wynosiła ok. 4 (mol m⁻² dzień⁻¹). Wartości maksymalne dla każdego z komponentów nasłonecznienia są wyższe w 2019 roku (tab. 14.1). Największą różnicę w promieniowaniu między wskazanymi latami (ok. 20 i 12 mol m⁻² dzień⁻¹), zanotowano dla dwóch powierzchni, na których występowały już w 2015 roku gniazda kornikowe. Natomiast średnia różnica w całkowitym promieniowaniu docierającym do dna lasu między rokiem 2015 i 2019 wyniosła ok. 1,9 mola.

Tabela 14.1. Statystyki dotyczące referencyjnych wartości nasłonecznienia w latach 2015 i 2019

Statystyki	Promieniowanie bezpośrednie		Promieniowanie rozproszone		Promieniowanie całkowite	
	[mol m ⁻² dzień ⁻¹]		[mol m ⁻² dzień ⁻¹]		[mol m ⁻² dzień ⁻¹]	
	2015	2019	2015	2019	2015	2019
Średnia	3,43	3,31	0,52	0,51	3,95	3,82
Odch. stan.	2,90	3,52	0,36	0,54	3,23	4,03
Rozstęp	16,99	19,60	2,01	2,60	18,97	22,05
Min	0,51	0,37	0,09	0,14	0,63	0,66
Max	17,50	19,97	2,10	2,74	19,60	22,70

14.3.2. Modele nasłonecznienia

Zgodnie z metodyką opisaną w podrozdziale 14.2.3 zbudowano 3 modele nasłonecznienia: bezpośredniego, rozproszonego i całkowitego. Gotowe modele mają następującą postać:

	Promieniowanie bezpośrednie (ang. <i>direct</i>)
2015	$-1,8571 + (0,2044*LPI) + (0,1287*RH_{mean}) + (7,5213*RH_{DBH_{median}})$
2019	$-1,2489 + (0,2185*LPI) + (0,1019*RH_{mean}) + (-2,2297*RH_{DBH_{median}})$
	Promieniowanie rozproszone (ang. <i>diffuse</i>)
2015	$0,1507 + (0,0277*LPI) + (0,0151*RH_{mean}) + (0,8429*RH_{DBH_{median}}) + (-0,0068*R1\%)$
2019	$-0,1054 + (0,0296*LPI) + (0,0041*RH_{mean}) + (-0,0935*RH_{DBH_{median}}) + (0,0024*R1\%)$
	Promieniowanie całkowite (ang. <i>global</i>)
2015	$-1,9440 + (0,2306*LPI) + (0,1416*RH_{mean}) + (8,2668*RH_{DBH_{median}})$
2019	$-1,2555 + (0,2493*LPI) + (0,1061*RH_{mean}) + (-2,3561*RH_{DBH_{median}})$

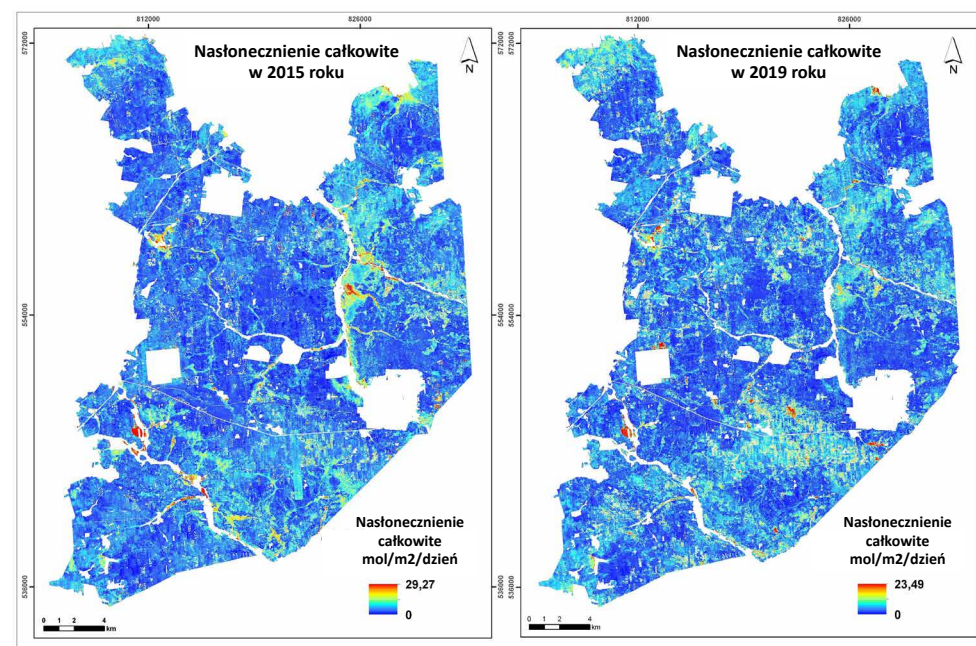
Dla modeli z 2015 roku wartości współczynnika R^2 zawierają się w przedziale od 0,842 dla modelu bezpośredniego do 0,877 dla modelu rozproszonego. Im bliżej wartości 1, tym dokładniejszy jest model, co można sprawdzić, porównując wartości błędów procentowych, RMSE i MAE. Dla modelu bezpośredniego RMSE i MAE wynoszą odpowiednio 33,32% i 23,29%, natomiast dla modelu rozproszonego 24,28% i 18,38%. Dla modeli z 2019 roku wartości dokładności współczynnika R^2 są nieco wyższe, ale obserwuje się też wyższe wartości błędów MAE i RMSE (tab. 14.2).

Tabela 14.2. Wartości dokładności modeli nasłonecznienia

Miary dokładności	Promieniowanie bezpośrednie		Promieniowanie rozproszone		Promieniowanie całkowite	
	[mol m ⁻² dzień ⁻¹]		[mol m ⁻² dzień ⁻¹]		[mol m ⁻² dzień ⁻¹]	
	2015	2019	2015	2019	2015	2019
R²	0,842	0,848	0,877	0,898	0,860	0,864
Dopasowany R²	0,837	0,843	0,871	0,894	0,856	0,860
RMSE	1,144	1,366	0,126	0,170	1,201	1,475
RMSE [%]	33,32	41,29	24,28	33,52	30,38	38,65
MAE	0,799	0,931	0,096	0,112	0,859	1,005
MAE [%]	23,29	28,13	18,38	22,04	21,73	26,35

14.3.3. Wdrożenie modeli nasłonecznienia

Finalnym produktem wdrożenia modeli nasłonecznienia na obszar Puszczy Białowiejskiej są mapy nasłonecznienia powstałe w sposób opisany w podrozdziale *Implementacja modeli nasłonecznienia*. Poniżej przedstawiono mapy nasłonecznienia całkowitego dla 2015 i 2019 roku (ryc. 14.1).



Rycina 14.1. Mapy nasłonecznienia całkowitego dla 2015 i 2019 roku

W 2015 roku średnia wartość nasłonecznienia całkowitego wyniosła 3,13 (mol m⁻² dzień⁻¹), natomiast w 2019 roku była wyższa i wyniosła 3,26 (mol m⁻² dzień⁻¹). Wartości średnie wskazują, że w 2019 roku pod okap drzewostanów docierało więcej światła słonecznego.

W 2015 roku maksymalna wartość nasłonecznienia wyniosła 29,27 (mol m⁻² dzień⁻¹) i była wyższa niż w 2019 – 23,49 (mol m⁻² dzień⁻¹), jednak tak wysokie wartości występują na obszarach o luźnym zwarciu, w których wartości nasłonecznienia mogą być przeszacowane. Modele budowane były w oparciu o powierzchnie referencyjne, na których zwarcie drzewostanów było co najmniej umiarkowane.

14.4. Dyskusja

W projekcie wielokrotnie wykorzystano dane lotniczego skanowania laserowego do analiz topograficznych czy drzewostanowych. Jedną z takich analiz było badanie chmury punktów pod kątem szacowania ilości promieniowania słonecznego docierającego do dna lasu. Badania w zakresie oceny zmiennych (charakterystyk) lidarowych istotnych z punktu widzenia modelowania nasłonecznienia przeprowadzono w ramach pracy doktorskiej przy użyciu danych z projektu (Olpenda, 2018). W ramach testów, spośród 18 zmiennych wybrano 4, które istotnie miały wpływ na dokładność budowanego modelu regresji. Wybrane statystyki wykorzystano w projekcie jako zmienne niezależne do budowy modeli regresji wielorakiej. Zbudowano po 3 modele, będące komponentami nasłonecznienia: model promieniowania bezpośredniego, rozproszonego i całkowitego dla dwóch terminów pozyskania danych: 2015 i 2019. Osiągnięto przy tym wysokie wartości współczynnika dopasowania R^2 w zakresie 0,842 – 0,898. Wynikiem implementacji modeli były mapy wartości promieniowania słonecznego docierającego do dna lasu na obszarze Puszczy Białowieskiej.

Istnieje silna zależność między światłem słonecznym docierającym pod okap drzewostanu a charakterystykami lidarowymi (Olpenda, 2018). LPI jako wskaźnik przenikania impulsów laserowych był z powodzeniem wykorzystywany w badaniu nasłonecznienia. W pracy Nyman i in. (2017) dokładność R^2 dla modelu zbudowanego na podstawie LPI wyniosła 0.61. Autor zaznacza, że ta dokładność mogłaby być wyższa przy zwiększonej dokładności danych lidarowych. Z kolei wyniki innej pracy (Bode i in., 2014) prezentują znacznie wyższe dokładności, bo $R^2 = 0,90$ dla modelu bezpośredniego i $R^2 = 0,92$ dla modelu całkowitego. Natomiast stosunkowo niska wartość została uzyskana w przypadku modelu rozproszonego, jedynie $R^2 = 0,31$. Wskaźniki wysokościowe (RH_{mean} , RH_{DBH} , median) są jednymi z najprostszych miar opisujących strukturę roślinności, a więc sprawdzają się również w modelowaniu nasłonecznienia (Olpenda, 2018). Wskaźnik R1 jak dotąd nie był używany do celów modelowania promieniowania słonecznego. Dopiero Olpenda (2018) przedstawił pozytywny wpływ tego wskaźnika na zwiększenie dokładności modelu rozproszonego. Autor wykazał również, że im więcej zmiennych lidarowych, tym model jest dokładniejszy. Model liniowy zbudowany wyłącznie na wskaźniku LPI osiągał zadowalającą dokładność ($R^2 = 0,78$ dla modelu rozproszonego), jednak zastosowanie regresji wielorakiej z 4 wskaźnikami znacznie poprawiło jego dokładność ($R^2 = 0,83$). Pozostałymi zmiennymi były wskaźniki bazujące na wysokościach odbić lasera: RH_{mean} i RH_{DBH} , median, jak również wskaźnik ilorazowy R1 opisujący udział procentowy pierwszych odbić.

Na przestrzeni kilku lat w Puszczy Białowieskiej zaszło wiele istotnych zmian. Można było m.in. zaobserwować dynamikę luk, tj. pojawianie się, rozszerzanie, zarastanie, czy dynamikę drzewostanów, co można było zauważyć w odnawianiu się czy wypadaniu drzew. Wszystkie te zjawiska mają wpływ na wielkość nasłonecznienia dna lasu. Z tego względu charakterystyka ta nie powinna być interpretowana samodzielnie. Powstałe mapy nasłonecznienia należy rozpatrywać lokalnie, np. w konkretnym drzewostanie, który poddawany jest analizom. Znane cechy analizowanego obszaru, takie jak np.: wysokość terenu n.p.m., gatunek dominujący, otoczenie, obecność luki lub jej brak czy typ siedliska stanowią niejako kontekst dla odczytanych z map wartości nasłonecznienia. Szczególnie ma to znaczenie przy porównywaniu wartości nasłonecznienia w pewnych odstępach czasu. Przy uwzględnieniu dodatkowych informacji można wyjaśnić, dlaczego w danym miejscu wartość nasłonecznienia zwiększyła się, a w innym uległa znacznemu zmniejszeniu.

14.5. Podsumowanie

Lotnicze skanowanie laserowe jest narzędziem, które można wykorzystać do modelowania wartości nasłonecznienia pod okapem drzewostanu dużego kompleksu leśnego. W literaturze jest wskazywane jako to źródło danych, które dostarcza informacji o strukturze drzewostanu, co jest niezbędne w procesie szacowania warunków świetlnych pod okapem. Dzięki wykorzystaniu tej technologii, uzyskujemy informacje o warunkach świetlnych dla dużego obszaru w krótkim czasie oraz informacje w miejscach trudno dostępnych i w miejscach charakteryzujących się różnymi warunkami drzewostanowymi. Wyniki otrzymujemy jako średnie dzienne wartości nasłonecznienia wyrażone w jednostce $\text{mol m}^{-2} \text{dzień}^{-1}$.

W projekcie zbudowano 3 modele nasłonecznienia dla danych z 2015 i 2019 roku. Finalnie uzyskano mapy nasłonecznienia pod okapem drzewostanu dla obu terminów. Informacje o dostępie światła słonecznego możemy wykorzystać m.in. do: charakterystyki mikroklimatu w wybranym obszarze lasu, obserwacji dynamiki lasu pod kątem odnowienia czy obserwacji zmiany ilości energii słonecznej pod koronami drzew między analizowanymi okresami.

Wyniki przedstawione w niniejszej pracy potwierdzają, że dane lotniczego skanowania laserowego mogą być wykorzystywane w leśnictwie do badań o różnym charakterze i stopniu szczegółowości. Predykcja nasłonecznienia w lesie jest jednym z zadań, które byłoby czasochłonne i kosztowne do wykonania przy korzystaniu wyłącznie z wyników pracy terenowej.

Literatura

- Anderson M.C. 1964. Studies of the woodland light climate: II. The photographic computation of light conditions. *Journal of Ecology*, 52(3): 643.
- Becker P., Erhart D. W., Smith A.P. 1989. Analysis of forest light environments part I. Computerized estimation of solar radiation from hemispherical canopy photographs. *Agricultural and Forest Meteorology*, 44(3–4): 217–232.
- Bode C. A., Limm M.P., Power M.E., Finlay J.C. 2014. Subcanopy Solar Radiation model: Predicting solar radiation across a heavily vegetated landscape using LiDAR and GIS solar radiation models. *Remote Sensing of Environment*, 154: 387–397. DOI: 10.1016/j.rse.2014.01.028.
- Bonhomme R., Varlet Grancher C., Chartier M. 1974. The use of hemispherical photographs for determining the leaf area index of young crops. *Photosynthetica*, 8: 299–301.
- Chianucci F., Cutini A. 2012. Digital hemispherical photography for estimating forest canopy properties: current controversies and opportunities. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, 5(6): 290–295.
- Comeau P. 2000. Measuring light in the forest (Extension Note 42). Victoria, Canada: B. C. Ministry of Forests.

- Evans G. C., Coombe D.E. 1959. Hemispherical and Woodland Canopy Photography and the Light Climate. *Journal of Ecology*, 47(1): 103–113.
- Frazer G. W., Fournier R.A., Trofymow J.A., Hall R.J. 2001. A comparison of digital and film fisheye photography for analysis of forest canopy structure and gap light transmission. *Agricultural and Forest Meteorology*, 109: 249–263.
- Hardy J. P., Melloh R., Koenig G., Marks D., Winstral A., Pomeroy J.W., Link T. 2004. Solar radiation transmission through conifer canopies. *Agricultural and Forest Meteorology*, 126, (3–4): 257–270.
- Hopkinson C., Chasmer L. 2007. Using discrete laser pulse return intensity to model canopy transmittance. *The Photogrammetric Journal of Finland*, 20(2): 16–26.
- Jennings S. B., Brown A. G., Sheil D. 1999. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(1).
- Jonekheere I., Nackaerts K., Muys B., Coppin P. 2005. Assessment of automatic gap fraction estimation of forests from digital hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 132(1): 96–114.
- Leblanc S. G., Chen J. M., Fernandes R., Deering D. W., Conley A. 2005. Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 129(3–4): 187–207.
- Macfarlane C., Arndt S.K., Livesley S.J., Edgar A.C., White D.A., Adams M.A., Eamus D. 2007. Estimation of leaf area index in eucalypt forest with vertical foliage, using cover and fullframe fisheye photography. *Forest Ecology and Management*, 242 (2–3): 756–763.
- Mallet C., Bretar F. 2009. Full-waveform topographic lidar: State-of-the-art. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 64(1): 1–16. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2008.09.007.
- Mielcarek M., Kamińska A., Stereńczak K. 2020. Digital aerial photogrammetry (DAP) and airborne laser scanning (ALS) as sources of information about tree height – comparisons of the accuracy of remote sensing methods for tree height estimation. *Remote Sensing*, 12, 1808. DOI: 10.3390/rs12111808.
- Nyman P., Metzen D., Hawthorne S.N.D., Duff T.J., Inbar A., Lane P.N.J., Sheridan G.J. 2017. Evaluating models of shortwave radiation below Eucalyptus canopies in SE Australia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 246: 51–63. DOI: 10.1016/j.agrfor.2017.05.025.
- Olpenda A.S. 2018. Modeling light conditions in mixed stands using airborne LiDAR data: 1026 Białowieża Forest example, A PhD Dissertation. Warsaw University of Life Sciences 1027 – SGGW, Warsaw, Poland.
- Olpenda A., Stereńczak K., Będkowski K. 2018. Modeling Solar Radiation in the Forest Using Remote Sensing Data: A Review of Approaches and Opportunities. *Remote Sensing*, 10(5), 694. DOI: 10.3390/rs10050694.
- Olpenda A., Stereńczak K., Będkowski K. 2019. Estimation of Sub-canopy Solar Radiation from LiDAR Discrete Returns in Mixed Temporal Forest of Białowieża, Poland. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 79: 116–132.
- Rich P.M. 1989. *A Manual for Analysis of Hemispherical Canopy Photography*. Los Alamos National Laboratory, New Mexico, (LA-11733-M), 92.
- Rich P.M. 1990. Characterizing plant canopies with hemispherical photographs. *Remote Sensing Reviews*, 5(1): 13–29.
- Rich P.M., Clark D.B., Clark D.A., Oberbauer S.F. 1993. Long-term study of solar radiation regimes in a tropical wet forest using quantum sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*, 65(1–2): 107–127.
- Rich P., Wood J., Vieglais D., Burek J., Webb N. 1999. *Hemiview User Manual 2.1*. Delta-T Devices, Ltd.
- Reitberger J., Schnörr C., Krzystek P., Stilla U. 2011. 3D segmentation of full waveform LIDAR data for single tree detection using normalized cut. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. XXXVII. Part B3a. Beijing.
- Schleppi P., Paquette A. 2017. Solar Radiation in Forests: Theory for Hemispherical Photography. [In:] R.A. Fournier, R.J. Hall (Eds.), *Hemispherical Photography in Forest Science: Theory, Methods, Applications*, 28: 15–52. Dordrecht: Springer Netherlands. DOI: 10.1007/978-94-024-1098-3_2.
- Soudani K., Trautmann J., Walter J.M.N. 2002. Leaf area index and canopy stratification in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *International Journal of Remote Sensing*, 23: 3605–3618.
- Welles J. M., Cohen S. 1996. Canopy structure measurement by gap fraction analysis using commercial instrumentation. *Journal of Experimental Botany*, 47(9): 1335–1342.
- WinSCANOPY, 2014. *Technical Manual for Canopy Analysis*. Regent Instrument Canada.

15. Identyfikacja i kartowanie zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych

Jan Marek Matuszkiewicz¹, Rafał Paluch², Adam Szulc²,
Miłosz Mielcarek³, Maciej Lisiewicz³, Łukasz Kuberski²,
Krzysztof Stereńczak³

¹ Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Krakowskie Przedmieście 30, 00-927 Warszawa. jm.matuszkiewi@uw.edu.pl

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Lasów Naturalnych, ul. Park Dyrekcyjny 6, 17-230 Białowieża

³ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{r.paluch, a.szulc, m.mielcarek, m.lisiewicz, l.kuberski, k.sterenczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Niniejsza publikacja jest pierwszą próbą identyfikacji zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej oraz opracowania ich mapy na podstawie najnowszych danych zdalnych i naziemnych. Zastosowano klasyfikację zespołów leśnych w ujęciu J.M. Matuszkiewicza (2008), wedle której zinterpretowano zdjęcia fitysocjologiczne pochodzące z materiałów inwentaryzacji przyrodniczo-kulturowej Puszczy Białowieskiej (Gawryś 2016; Czerepko i in. 2021) w zakresie roślinności rzeczywistej i potencjalnej, rozpoznając 12 zespołów leśnych o bardzo zróżnicowanej reprezentacji, z dominacją grądu. Do analizy zastosowano dostępne materiały zdalne, m. in. lotnicze skanowanie laserowe, zobrażenia hiperspektralne oraz dane GIS w postaci wektorowej mapy siedliskowej. Dokładność mapy zweryfikowano w terenie i oceniono na około 70%. Metody zdalne charakteryzowały się największą dokładnością dla olsów, łęgów i grądów świeżych (ponad 85%), a najmniejszą dla borów i borów mieszanych. Niewielką dokładność stwierdzono w przypadku leśnych zbiorowisk zastępczych na siedliskach borów mieszanych i zbiorczej niejednorodnej grupy leśnych zbiorowisk zastępczych na zróżnicowanych siedliskach. Oceniono ważność wejściowych predyktorów dla klasyfikacji zbiorowisk leśnych na podstawie pomiarów uzyskanych przez algorytm Random Forest. Wybrano 30 najważniejszych zmiennych, które między innymi dotyczą procentowego udziału sosny oraz olszy w składzie gatunkowym. Pozostałe zmienne charakteryzują się nieco mniejszą ważnością, jednak pominięcie którejkolwiek z nich skutkowało obniżeniem dokładności klasyfikacji. Potwierdzono wysoki potencjał danych zdalnych tj.: danych lotniczego skanowania laserowego oraz zobrażeń lotniczych hiperspektralnych w dziedzinie opracowania map fitysocjologicznych oraz wykazano ich pewne ograniczenia. Zdalne techniki pomiarowe dobrze informują o składzie i strukturze drzewostanów, a przy tym wyróżnia je bezinwazyjność, powtarzalność, szybkość pozyskania danych, ciągłość i spójność pozyskanej informacji oraz obiektywizm, natomiast ich ograniczenia wynikają z braku możliwości dostatecznej precyzyjnego rozpoznawania składu gatunków runa zbiorowisk leśnych.

15.1. Wstęp

Puszcza Białowieska to unikatowy i niezwykle cenny obiekt przyrodniczy, w którym od bardzo dawna są prowadzone długo- i krótkookresowe badania ekologiczne, ważne dla poznawania procesów naturalnych zachodzących w ekosystemach leśnych strefy umiarkowanej (Paczoski 1930, Matuszkiewicz 1952, Faliński 1986, Sokołowski 2004, Miścicki 2012, Paluch 2015, Jaroszewicz i in. 2019, Brzeziecki i in. 2020, Czerepko i in. 2021, Matuszkiewicz i in. 2021). Istotny wkład wnoszą tutaj badania roślinności, realizowane systematycznie od ponad 100 lat. Nieocenioną i wielce zasłużoną postacią, „ojcem” polskiej fitysocjologii był prof. J. Paczoski, który opracował jedno z najbardziej znanych dzieł dotyczących Puszczy Białowieskiej pt. „Lasy Białowieży” (Paczoski 1930). To bardzo obszerna monografia, ukazująca zarówno ideę „socjologii roślin” (obecnie fitysocjologii), założenia koncepcji badawczych i naukowych, ale również bardzo szczegółowy opis i klasyfikację jednostek fitysocjologicznych całej Puszczy Białowieskiej w analizowanym okresie (obecnie podzielonej na części polską i białoruską). Ich nazwy zmieniały się wraz z rozwojem nauki, dokonano wielu uaktualnień, ale wtedy były to ważne podwaliny nowej nauki, zwanej fitysocjologią. „Lasy Białowieży” to bardzo ważne i unikatowe dzieło, przedstawiające obraz Puszczy z lat 20. ubiegłego wieku wraz z opisem wszechstronnych i żmudnych badań na powierzchniach badawczych. Niestety, zrekonstruowanie tych badań jest praktycznie niemożliwe z powodu braku dostatecznych danych lokalizacyjnych.

Następnym bardzo istotnym opisem prac fitysocjologicznych realizowanych w Puszczy jest wybitne opracowanie monograficzne prof. W. Matuszkiewicza pt. „Zespoły leśne Białowieskiego Parku Narodowego” (Matuszkiewicz 1952). Dzieło zawiera bardzo szczegółową charakterystykę i opis tendencji rozwojowych wyróżnionych jednostek syntaksonomicznych w warunkach naturalnych, wpływając również na rozwój nauk leśnych. W dwa lata po wydaniu charakterystyki zespołów BPN Władysław Matuszkiewicz wraz z żoną Anielą opublikowali także pierwszą mapę rozmieszczenia tych jednostek na terenie Parku (Matuszkiewicz i Matuszkiewicz 1954). Dalsza sztafeta wybitnych badaczy roślinności Puszczy Białowieskiej rozwijała się w gronie uczniów prof. W. Matuszkiewicza, czyli przede wszystkim prof. J. Falińskiego i prof. A. Sokołowskiego, kontynuujących koncepcje swojego nauczyciela i mistrza. Sokołowski (1993) w oparciu o bardzo bogaty materiał fitysocjologiczny (kilka tysięcy zdjęć fitysocjologicznych) oraz dane glebowo-siedliskowe dokonał opracowania mapy zespołów leśnych Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego PN. Dotychczas jednakże nie opracowano mapy fitysocjologicznej zbiorowisk leśnych dla całego obszaru polskiej części Puszczy Białowieskiej. Mapa ta jest więc bardzo potrzebna. W ramach projektu Life+ ForBioSensing zaplanowano opracowanie takiej mapy wraz z identyfikacją drzew metodami zdalnymi, co jest jednym z ważnych celów projektu. Założona dokładność identyfikacji drzew wynosiła powyżej 80%, jednak opierając się tylko na danych zdalnych nie można dokonać pełnej identyfikacji zbiorowisk leśnych Puszczy, charakteryzującej się dużą złożonością struktury drzewostanów, wielowarstwowością i dynamicznymi zmianami składu gatunkowego. Wykonano więc naziemne prace fitysocjologiczne oraz pozyskano aktualne materiały fitysocjologiczne z innych źródeł, jako uzupełnienie danych. Realizacja projektu, którego główna idea dotyczyła wyboru optymalnych i połączenia danych zdalnych z naziemnymi, daje szansę na opracowanie po raz pierwszy mapy zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej. Narzędzie to może służyć, po dokonaniu powtórnych badań, do analizy zmian roślinności. Będzie można również je doskonalić.

Mapa ta jest częścią opracowań monitoringu drzewostanów Puszczy, jako jej uzupełnienie i tło intensywnych zmian wywołanych głównie skutkami gradacji kornika drukarza. Warstwa drzew jest bowiem najważniejszym składnikiem zbiorowiska leśnego przede wszystkim w warunkach naturalnych. Dla identyfikacji zbiorowisk leśnych konieczne było rozpoznanie składu gatunkowego dolnych warstw drzewostanu, krzewów i przede wszystkim runa, których jednak nie da się obecnie zidentyfikować metodami zdalnymi.

Głównym celem pracy było opracowanie, po raz pierwszy, mapy zbiorowisk leśnych polskiej części Puszczy Białowieskiej, przy wykorzystaniu dostępnych danych teledetekcyjnych oraz sprecyzowanie metodyki tworzenia mapy na tych podstawach.

15.2. Materiały i metody

15.2.1. Materiały fitosocjologiczne służące do identyfikacji przestrzennych jednostek roślinności

Podstawowym materiałem dla naziemnej charakterystyki roślinności był zestaw zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w ramach Inwentaryzacji przyrodniczo-kulturowej Puszczy Białowieskiej (Czerepko i in. 2021) prowadzonej przez DGLP w latach 2016-2018 na 1391 stałych powierzchniach rozmieszczonych w regularnej siatce, o odległościach punktów 650 m. W ramach niniejszego projektu wykorzystano zestaw zdjęć z roku 2018. Powierzchnia kołowa zdjęcia fitosocjologicznego wynosiła 4 ary (400 m²). Do określenia ilościowości poszczególnych gatunków budujących zbiorowisko zastosowano kombinowaną skalę Braun-Blanqueta. Charakterystyka geobotaniczna płatu w postaci zdjęcia fitosocjologicznego tworzona była poprzez syntezę zdjęć fitosocjologicznych z wiosny oraz z lata; zawierała ona także fitosocjologiczną identyfikację aktualnego zbiorowiska roślinnego oraz rozpoznanie potencjalnej roślinności naturalnej, przy czym stosowano fitosocjologiczną klasyfikację przyjętą dla inwentaryzacji (Gawryś 2016), w głównym zarysie opartą na regionalnym ujęciu zespołów według A. Sokołowskiego (1980, 1993, 2004). Według tej klasyfikacji wśród 1391 zdjęć fitosocjologicznych rozpoznano 26 zespołów, częściowo trudnych do odróżnienia, zarówno w terenie, jak i w materiałach fitosocjologicznych, a ponadto różne leśne zbiorowiska zastępcze oraz zbiorowiska nieleśne. Z tych powodów powyższy zbiór zdjęć został w ramach niniejszego opracowania poddany weryfikacji syntaksonomicznej (przejście na prostszy system syntaksonomiczny wg Matuszkiewicza) oraz selekcji ze względu na potrzeby zastosowanych metod i zredukowany do liczby 682, stanowiąc podstawę naziemnej informacji o zbiorowiskach roślinnych.

15.2.2. Dane geoprzestrzenne i teledetekcyjne

W niniejszym opracowaniu wykorzystano trzy rodzaje danych przestrzennych: (i) dane lotniczego skanowania laserowego; (ii) zobrazenia hiperspektralne oraz (iii) dane GIS w postaci wektorowej mapy siedliskowej. Charakterystyka wykorzystanych danych przestrzennych:

1) Chmura punktów ALS pozyskana została w dwóch terminach: w listopadzie i grudniu 2015 r. (skaner: Riegl LMS-680i) oraz w sierpniu 2019 r. (skaner Riegl VQ-780i). Na bazie chmury punktów pozyskanej w 2015 r. wygenerowano numeryczny model terenu (NMT) – raster o rozdzielczości 5 m wynierpolowano z lotniczych danych skanowania laserowego, wykorzystując punkty sklasyfikowane jako grunt (Mielcarek i in., 2020). W oparciu o wygenerowany NMT dokonano charakterystyki topografii terenu. Z kolei, dane ALS pozyskane w 2019 r. posłużyły do oszacowania wybranych parametrów biometrycznych drzewostanów (tab. 15.1).

2) Zobrazenia hiperspektralne pozyskano w sierpniu i wrześniu 2019 r. za pomocą skanera HySpex VS-725 (złożonego z zestawu skanerów – dwóch SWIR-384 i jednego VNIR-1800). W oparciu o pozyskane zobrazenia hiperspektralne wygenerowano mapę gatunkową - raster o rozdzielczości 2 m, przedstawiający pokrycie terenu przez poszczególne gatunki drzew, tj.: brzozy, dęby, grab, lipę, olszę, sosnę, świerk oraz inne (Modzelewska i in., 2021).

3) W opracowaniu wykorzystano także cyfrową mapę siedliskową w postaci wektorowej. Mapa obrazująca rozmieszczenie typów siedliskowych lasu opracowana została w ramach prac związanych z przygotowaniem planu urządzania lasu dla nadleśnictw puszczańskich w 2012 roku. Analogiczna mapa Białowieskiego PN nie była dostępna.

Utworzono poligonową warstwę wektorową w postaci siatki kwadratów o boku 50 m, która swoim zasięgiem przestrzennym pokrywała cały obszar Puszczy Białowieskiej. W kolejnym kroku, do każdego oczka siatki przypisano informacje dotyczące warunków siedliskowych, drzewostanowych i topograficznych (tab. 15.1) pozyskanych w oparciu o dane teledetekcyjne.

15.2.3. Zbiór zmiennych objaśniających (predyktorów)

Choć niektóre z metod uczenia maszynowego są w stanie radzić sobie z danymi wielowymiarowymi, posiadającymi dużą liczbę predyktorów różnego rodzaju danych, to jednak dokładność klasyfikacji pozostaje stosunkowo niezmienna, gdy używane są tylko najważniejsze zmienne predykcyjne (Millard i Richardson 2013). W niniejszej pracy ważność każdej zmiennej obliczona została na podstawie indeksu ważności Gini'ego. Wśród obliczonych zmiennych, niektóre były silnie skorelowane między sobą. Wykorzystując współczynnik korelacji Pearsona do określenia korelacji pomiędzy parami zmiennych, zaczynając od najważniejszej zmiennej, kolejno usuwano zmienne silnie skorelowane ($r > 0,8$), pozostawiając zbiór najważniejszych i nieskorelowanych predyktorów. Tabela 1 przedstawia zmienne, które zostały ostatecznie wybrane do klasyfikacji zbiorowisk leśnych.

Tabela 15.1. Zmienne topograficzne i drzewostanowe wykorzystane do klasyfikacji zbiorowisk leśnych

Typ zmiennej	Zmienna	Opis
Topograficzne	Wysokość śr. terenu [m n.p.m.]	Średnia wysokość terenu w poligonie (50 m x 50 m) obliczona na podstawie numerycznego modelu terenu (5,0 m) interpolowanego z danych ALS.
	Wysokość śr. z WMK	Średnia wysokość drzew/obiektów w poligonie obliczona na podstawie wysokościowego modelu koron.
	Nachylenie [stopnie]	Średnie nachylenie terenu w poligonie obliczone na podstawie numerycznego modelu terenu (5,0 m).
	Wystawa (Skidmore 1989)	Kierunki świata (obliczeń dokonano dla kierunków głównych i pośrednich: N, N-E, E, S-E, S, S-W, W, N-W) obliczone na podstawie numerycznego modelu terenu (5,0 m). Do poligonu przypisano wartość występującą najczęściej.
	SWI (Boehner i Selige 2006)	Wskaźnik wilgotności terenu przedstawiający potencjalny wpływ topografii terenu na procesy hydrologiczne zachodzące na danym obszarze. Obliczono na podstawie numerycznego modelu terenu (5,0 m).
	Ekspozycja na wiatr (Boehner i Antonic 2009)	Wskaźnik obrazujący jak bardzo dana lokalizacja narażona jest na działanie wiatru. Jest to indeks bezwymiarowy: wartości poniżej 1 wskazują obszary osłonięte przed wiatrem, a wartości powyżej 1 wskazują obszary narażone na działanie wiatru. Obliczono na podstawie numerycznego modelu terenu (5,0 m).
	Wskaźnik pozycji topograficznej (Jennes 2006)	Względne położenie topograficzne poszczególnych poligonów (oczek siatki) obliczone jako różnica pomiędzy wysokością danego oczka siatki, a średnią wysokością terenu w obrębie określonego sąsiedztwa. Wskaźnik obliczono dla promienia = 200 m na podstawie numerycznego modelu terenu (5,0 m). Wyodrębniono 3 klasy: 1 – lokalizacje wyższe niż średnia wysokość w zadanej okolicy (TPI > śr.+odch.std.) 2 – obszary płaskie, o nachyleniu bliskim 0 (śr.-odch.std. < TPI < śr.+odch.std.) 3 – lokalizacje niższe niż średnia wysokość w zadanej okolicy (TPI < śr.-odch.std.). Do poligonu przypisano wartość występującą najczęściej.

Drzewostanowe	Opis	Opis
Udział typów siedliskowych lasu [%]	Procent powierzchni poligonu pokryty przez dany TSL (Bb, Bśw, Bw, BMśw, BMw, LMśw, LMw, Lśw, Lw, Ol, OIJ).	
Udział gatunków [%]	Procent powierzchni poligonu pokryty przez dany gatunek drzewa (brzoza, dąb, grab, lipa, olsza, sosna, świerk, inne liściaste).	
Udział drzew [%]	Procent powierzchni poligonu pokrytej przez drzewa.	
Wysokość śr. drzew [m]	Średnia wysokość drzew w poligonie określona na podstawie uśrednionej wysokości drzew (segmentów) zlokalizowanych w danym poligonie.	
Liczba drzew	Liczba drzew w poligonie obliczona na podstawie segmentacji (Stereńczak i in. 2020) wykonanej z wykorzystaniem danych ALS.	
Struktura lasu	Informacja nt. budowy pionowej drzewostanów uzyskana z danych ALS. Wyróżniono dwie klasy drzewostanów: jednopiętrowe i wielopiętrowe. Do poligonu przypisano klasę, która miała większy udział powierzchniowy w danym poligonie.	

15.2.4. Metoda klasyfikacji i weryfikacji

W celu przeprowadzenia klasyfikacji do identyfikacji zbiorowisk leśnych, wybrany został algorytm Lasu Losowego (ang. *Random Forest - RF*), który należy do metod zespołowych (Breiman 2001) i jest zbiorem drzew klasyfikacyjnych o podziałach binarnych. Podstawowy algorytm drzewa klasyfikacyjnego tworzy jedno drzewo klasyfikacyjne automatycznie na podstawie danych treningowych. W metodzie RF tworzona jest duża liczba drzew klasyfikacyjnych, a każde z nich zwraca decyzję prawdopodobieństw klasyfikacji. Decyzje z drzew wchodzących w skład lasu traktowane są jako głosy, a finalnie otrzymywana jest decyzja, która uzyskała najwięcej głosów. Każde drzewo klasyfikacyjne jest tworzone na losowej próbie n obserwacji pobieranych ze zwracaniem ze zbioru treningowego. W każdym węźle drzewa, m zmiennych z M (całkowita liczba zmiennych) jest wybieranych losowo i używanych do znalezienia najlepszego podziału. W celu uniknięcia nadmiernego dopasowania modelu klasyfikacyjnego, przeprowadzono 5-krotną walidację krzyżową powtórzoną 20 razy. W wyniku otrzymano średnie wskaźniki dokładności klasyfikacji. Proces klasyfikacji przeprowadzono przy użyciu pakietu *caret* w języku R (R Core Team 2020). Dokładność klasyfikacji oceniano za pomocą następujących wskaźników: dokładności ogólnej (OA), współczynnika Kappa (κ), dokładności producenta (PA) i dokładności użytkownika (UA) (Cohen 1960; Story i Congalton 1986). Dodatkowo, dla danych z diagnozą fitosocjologiczną naziemną powstałą w wyniku weryfikacji terenowej wylosowanych obiektów, dla każdej z klas obliczono wskaźnik F1 według następującego wzoru:

$$F1 = \frac{2 * PA * UA}{PA + UA}$$



Rycina 15.1. Zespół ekspertów w trakcie terenowej weryfikacji zbiorowisk leśnych (od lewej: dr hab. inż. Rafał Paluch prof. IBL, prof. dr hab. Jan Marek Matuszkiewicz, mgr Adam Szulc) (fot. Łukasz Kuberski)

W celu oceny dokładności automatycznej klasyfikacji zbiorowisk leśnych wykonano weryfikację terenową na losowej próbie kwadratów o boku 50 m. Obszar Puszczy podzielono na 20 równych pod względem powierzchni podobszarów. Do badań terenowych wylosowano 20 transektów o długości 1300 m każdy (obejmujących ciąg kwadratów) położonych pomiędzy sąsiednimi zdjęciami fitosocjologicznymi. Ogółem sprawdzono ponad 509 kwadratów pod względem poprawności zdalnej diagnozy (ryc. 15.1.).

W ostatnim etapie procesu tworzenia mapy zbiorowisk zredukowano zasięg przestrzenny mapy do obszarów leśnych. W tym celu wykorzystano informacje pochodzące z Leśnej Mapy Numerycznej. Finalnym produktem przeprowadzonych analiz była mapa zbiorowisk leśnych w postaci rastra o rozdzielczości 50 m.

15.3. Wyniki

15.3.1. Identyfikacja zbiorowisk leśnych jako jednostek kartograficznych mapy

Dla potrzeb niniejszego opracowania przyjęto znacznie prostszą, niż w pierwotnych materiałach, ogólnopolską klasyfikację zespołów leśnych wg. Matuszkiewicza (2001), wedle której zidentyfikowano zdjęcia fitosocjologiczne w zakresie roślinności rzeczywistej

i potencjalnej, rozpoznając 12 zespołów leśnych o bardzo zróżnicowanej reprezentacji, z dominacją grądu (*Tilio-Carpinetum*), który podzielono dodatkowo na dwa warianty siedliskowe: świeży i wilgotny. Przy tym w części przypadków rozpoznanie zespołu dotyczyło zarówno roślinności rzeczywistej jak i roślinności potencjalnej, a w części jedynie potencjalnej (charakterystyka siedliska), tj. gdy roślinność rzeczywista prezentowała sobą bądź leśne zbiorowiska zastępcze (LZZ), bądź roślinność nieleśną. Dla dalszych etapów opracowania przyjęto minimalną liczebność zdjęć dla kategorii zbiorowisk, które będą uwzględniane przy opracowaniu mapy, co pozwoliło przyjąć 12 kategorii podstawowych, tj. 8 zespołów leśnych, w tym jeden podzielony na dwa warianty (jak niżej) oraz trzy kategorie leśnych zbiorowisk zastępczych, dwie jednoznacznie określone w zakresie potencjalnej roślinności naturalnej i jedną zbiorczą. Te kategorie roślinności przyjęto jako jednostki kartograficzne tworzonej mapy.

W wyniku analizy zbioru zdjęć fitosocjologicznych zidentyfikowano następujące zbiorowiska leśne (w ujęciu Matuszkiewicza 2001) o charakterze naturalnym.

1. Bory świeże - *Peucedano-Pinetum* (W.Mat. 1962) W.Mat. i J.Mat. 1973
2. Bory wilgotne - *Molinio-Pinetum* W.Mat. i J.Mat. 1973
3. Bory bagienne - *Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929
4. Bory mieszane świeże - *Quercus roboris-Pinetum* (W.Mat. 1981), J.Mat. 1988
5. Bory mieszane wilgotne - *Quercus-Piceetum* W.Mat. i Pol. 1955
6. Grądy świeże - *Tilio-Carpinetum* świeże Tracz. 1962
7. Grądy wilgotne - *Tilio-Carpinetum* wilgotne Tracz. 1962
8. Łęgi jesionowo-olszowe - *Fraxino-Alnetum* W.Mat. 1952
9. Olsy - *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Gór.(1975) 1987

Siedem z powyższych jednostek odpowiada ściśle zespołowi roślinnemu jako jednostce hierarchicznej klasyfikacji, natomiast w przypadku grądów przyjęto wewnętrzny podział zespołu na dwie postaci ekologiczne, grupujące wyróżniane w ramach *Tilio-Carpinetum* podzespoły: do grądów świeżych zaliczono podzespoły *T-C typicum* i *T-C calamagrostietosum* (w większości), do grądów wilgotnych - *T-C stachyetosum*, *T-C circaetosum*, *T-C caricetosum remotae* i *T-C allietosum*. W powyższym zestawieniu znalazły się wyłącznie te jednostki fitosocjologiczne, dla których liczba zdjęć była wyższa niż 20. Zbiorowiska o niższej liczbie reprezentujących je zdjęć w dalszych analizach pominięto. Znalazły się w tej kategorii tak rzadko spotykane zespoły jak: *Sphagno girgensohnii-Piceetum* i *Potentillo albae-Quercetum* oraz równorzędne zespołom zbiorowiska *Quercus robur* – *Carex elongata* i *Betula pubescens* – *Thelypteris palustris*.

W zbiorze zdjęć uwzględniono także występowanie leśnych zbiorowisk zastępczych (LZZ) o różnym stopniu odkształcenia struktury drzewostanu, składu gatunkowego i stosunków ilościowych w warstwach przyziemnych. Zbiorowiska te mogły być ukształtowane przez gospodarkę leśną (zwłaszcza przez cięcia i nasadzenia) lub też poprzez procesy przyrodnicze, takie jak wiatrolomy lub gradacje fitofagów. Przy rozpatrywaniu tej grupy zbiorowisk

uwzględniono ich powiązania siedliskowo-dynamiczne z odpowiednimi zbiorowiskami naturalnymi, poprzez rozpoznanie potencjalnej roślinności naturalnej. W tym zakresie wyróżniono dwie jednostki: LZZ na siedliskach boru mieszanego świeżego – *Quercus roboris-Pinetum* i LZZ na siedliskach grądu świeżego - *Tilio-Carpinetum* świeże. Leśne zbiorowiska zastępcze na innych siedliskach niż dwa wyżej wymienione znalazły miejsce w kategorii „LZZ_inne”. Zatem łącznie wyróżniono 12 jednostek kartograficznych, które uwzględniono na wynikowej mapie zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej zamieszczonej w Załączniku nr 7.

Następnie dokonano przeglądu zbioru zdjęć i wybrano reprezentację wyróżnionych kategorii. Spośród 1391 analizowanych zdjęć 682 zostało zidentyfikowanych z jedną z 12 kategorii zbiorowisk leśnych (tab 15.2.). Ten zbiór zdjęć stanowił fitosocjologiczny materiał z badań naziemnych w procedurach kalibracji diagnozy roślinności rzeczywistej.

Tabela 15.2. Zbiorowiska leśne uwzględnione w procesie klasyfikacji zdjęć fitosocjologicznych

Jednostka kartograficzna (Zbiorowisko leśne)	Liczba zdjęć
<i>Fraxino-Alnetum</i>	79
<i>Molinio-Pinetum</i>	28
<i>Peucedano-Pinetum</i>	36
<i>Quercus roboris-Pinetum (Qr-P)</i>	81
<i>Quercus Piceetum</i>	25
<i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	47
<i>Tilio-Carpinetum</i> świeży (T-C)	86
<i>Tilio-Carpinetum</i> wilgotny	88
<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	36
LZZ na siedlisku <i>Qr-P</i>	49
LZZ na siedlisku T-C	105
LZZ na siedliskach innych	22

15.3.2. Wyniki klasyfikacji - dane treningowe

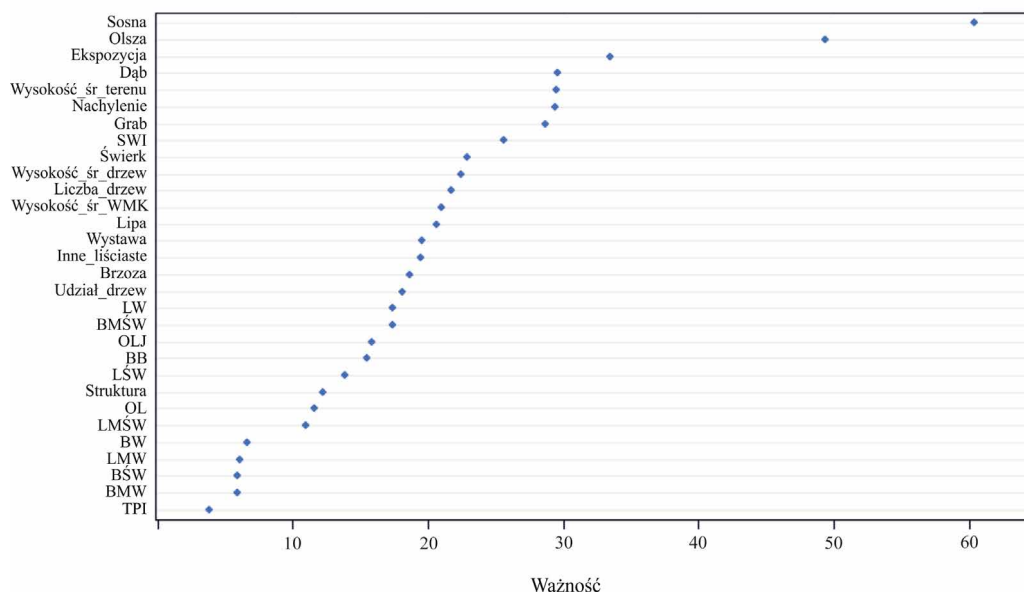
W procesie klasyfikacji zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej, wykorzystanych zostało 682 powierzchni badawczych podzielonych na 12 poszczególnych klas (odpowiadających wyróżnionym typom zbiorowisk leśnych - patrz tab. 15.2.). W tabeli 15.3., przedstawiona została dokładność całkowita przeprowadzonej klasyfikacji oraz dokładność dla poszczególnych zbiorowisk. Dokładność całkowita oraz współczynnik Kappa, biorąc pod uwagę zróżnicowanie wewnątrz klas oraz ich liczebność, cechują się relatywnie wysoką dokładnością, odpowiednio 60,0% oraz 0,554. Na uwagę zasługuje fakt, że wyniki klasyfikacji charakteryzowały się niską zmiennością. Odchylenie standardowe dokładności całkowitej i Kappa wyniosły odpowiednio 0,6% i 0,007. Dokładność klasyfikacji znacząco różniła się

w poszczególnych klasach. Najwyższe dokładności producenta oraz użytkownika odnotowano dla zbiorowiska *Vaccinio uliginosi-Pinetum* (odpowiednio 81,7% i 71,7%). Natomiast najniższe dokładności odnotowano dla klasy LZZ_inne (7,8% i 33,3%). Zbiorowiska leśne charakteryzujące się niską liczebnością często cechowały się niską dokładnością klasyfikacji, tj. *Molinio-Pinetum*, *Quercus Piceetum* czy LZZ_inne.

Tabela 15.3. Dokładność klasyfikacji metodą Random Forest dla danych treningowych. Tabela zawiera wartości średnie, minimalne i maksymalne czterech miar dokładności: dokładności całkowitej (OA), współczynnika Kappa, dokładności producenta (PA), dokładności użytkownika (UA) z 20 powtórzeń. Wartości w nawiasie są wartościami średnimi odchylenia standardowego

	Śr. (odch. st.)	Min.	Maks.
Dokładność całkowita (OA)	60,0 (0,6)	58,8	61,1
Współczynnik Kappa	0,554 (0,007)	0,500	0,600
PA_ <i>Fraxino-Alnetum</i>	79,1 (1,7)	75,9	82,3
UA_ <i>Fraxino-Alnetum</i>	63,9 (1,6)	61,4	66,7
PA_ <i>Molinio-Pinetum</i>	40,9 (2,2)	35,7	42,9
UA_ <i>Molinio-Pinetum</i>	44,9 (3,6)	38,7	50,0
PA_ <i>Peucedano-Pinetum</i>	60,1 (3,2)	55,6	66,7
UA_ <i>Peucedano-Pinetum</i>	53,0 (3,0)	47,6	63,2
PA_ <i>Quercus Piceetum</i>	42,4 (3,3)	36,0	48,0
UA_ <i>Quercus Piceetum</i>	58,6 (5,0)	52,6	68,8
PA_ <i>Quercus roboris-Pinetum</i>	66,0 (2,3)	61,7	70,4
UA_ <i>Quercus roboris-Pinetum</i>	52,8 (1,7)	48,6	55,7
PA_ <i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	62,9 (2,9)	57,4	68,1
UA_ <i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	66,7 (2,1)	63,6	70,5
PA_ <i>Tilio-Carpinetum</i> świeży	75,2 (3,2)	67,4	79,1
UA_ <i>Tilio-Carpinetum</i> świeży	67,0 (1,5)	64,4	69,8
PA_ <i>Tilio-Carpinetum</i> wilgotny	71,6 (1,2)	69,3	75,0
UA_ <i>Tilio-Carpinetum</i> wilgotny	68,0 (1,3)	66,3	71,1
PA_ <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	81,7 (2,1)	77,8	86,1
UA_ <i>Vaccinio uliginosi-Pinetum</i>	71,7 (1,4)	68,3	73,2
PA_LZZ_ <i>Quercus roboris-Pinetum</i>	22,4 (4,0)	14,3	28,6
UA_LZZ_ <i>Quercus roboris-Pinetum</i>	39,3 (4,9)	31,8	48,1
PA_LZZ_ <i>Tilio-Carpinetum</i> świeży	55,1 (2,4)	50,6	60,7
UA_LZZ_ <i>Tilio-Carpinetum</i> świeży	56,7 (2,6)	52,2	61,5
PA_LZZ_inne	7,8 (1,8)	5,3	10,5
UA_LZZ_inne	33,3 (8,8)	18,2	50,0

Zbadana została ważność wejściowych predyktorów dla klasyfikacji zbiorowisk leśnych. Wybranych zostało 30 najistotniejszych zmiennych (ryc. 15.2.). Spośród wszystkich zmiennych, najważniejsze zmienne to: procentowy udział sosny oraz olszy w składzie gatunkowym danego oczka siatki. Choć pozostałe zmienne charakteryzują się mniejszą ważnością, to pominięcie którejkolwiek z nich, skutkowało obniżeniem się dokładności klasyfikacji.



Rycina 15.2. Najważniejsze zmienne z algorytmu Random Forest uszeregowane według wskaźnika ważności Gini'ego

15.3.3. Porównanie wyników klasyfikacji z danymi weryfikacyjnymi

Średnia dokładność określenia zbiorowiska leśnego metodami zdalnymi wynosiła 0,69 (tab. 15.4.). Wartość ta była wyrażona poprzez średnią ważoną parametrów dokładności użytkownika i producenta (waga – liczba obiektów w analizowanym zbiorowisku leśnym).

Największą dokładnością użytkownika i producenta, czyli zgodnością między diagnozą zdalną i naziemną, charakteryzowały się zbiorowiska olsów (*Ribeso nigri-Alnetum*). Potwierdza to również wysoka wartość wskaźnika F1, blisko 0,9 (tab. 15.4.).

Tabela 15.4. Dokładność określenia zbiorowisk leśnych na podstawie danych zdalnych w porównaniu z diagnozą fitosocjologiczną naziemną powstałą w wyniku weryfikacji terenowej wylosowanych obiektów (kwadratów o boku 50 m)

Zbiorowisko leśne	UA	PA	F1	Liczba obiektów
<i>Peucedano-Pinetum</i>	0,33	0,75	0,46	9
<i>Molinio-Pinetum</i>	0,5	1	0,67	6
<i>Quercu roboris-Pinetum</i>	0,82	0,43	0,57	34
<i>Tilio-Carpinetum</i> świeży	0,68	0,89	0,77	159
<i>Tilio-Carpinetum</i> wilgotny	0,79	0,57	0,66	71
<i>Ribeso nigri-Alnetum</i>	0,94	0,85	0,89	31
<i>Fraxino-Alnetum</i>	0,84	0,74	0,79	58
LZZ <i>Quercu roboris-Pinetum</i>	0,03	0,17	0,04	40
LZZ <i>Tilio-Carpinetum</i> świeży	0,82	0,61	0,7	78
LZZ inne	0,07	1	0,13	15
Średnia arytmetyczna	0,53	0,64	0,57	502
Średnia ważona	0,68	0,69		

Nieco niższą dokładność wykazano dla łęgów (*Fraxino-Alnetum*) i grądów świeżych (*Tilio-Carpinetum*). Wartości F1 dla danych klas wyniosły odpowiednio 0,79 i 0,77. Gorzej rozróżniano grądy wilgotne, leśne zbiorowiska zastępcze grądów świeżych oraz bory wilgotne (*Molinio-Pinetum*). Pozostałe analizowane zbiorowiska (bory świeże *Peucedano-Pinetum*, bory mieszane *Quercu roboris-Pinetum*) charakteryzowały się niższą dokładnością od średniej (odpowiednio 0,46 i 0,56). Analizowana dokładność użytkownika, osiągnęła bardzo małą wartość dla leśnych zbiorowisk zastępczych borów mieszanych (0,03) i w zbiorczej kategorii LZZ_inne (0,07), skupiającej zniekształcone zbiorowiska o różnym charakterze. Dokładność producenta była tutaj zdecydowanie większa. Podsumowująca wartość wskaźnika F1 charakteryzująca dokładność podanych wyżej zbiorowisk miała również bardzo niewielkie wartości (0,04 i 0,13). Niektóre stosunkowo rzadkie zbiorowiska leśne np. bory mieszane bagienne czy bory bagienne, nie wystąpiły w badanej próbie, więc nie można było ich poddać powyższemu analizom.

15.4 Dyskusja

Lasy Puszczy Białowieskiej cechują się wysokim stopniem naturalności, w bardzo wielu obszarach są naturalne lub zbliżone do naturalnych w fazie rozwojowej terminalnej lub optymalnej (Sokołowski 2004, Brzezicki i in. 2020, Jaroszewicz i in. 2020). Stosunkowo niewielka część (około 30%) wykazuje cechy zniekształceń lub podlega stopniowemu unaturalnieniu. Wiele zbiorowisk leśnych już w wieku około 60-70 lat posiada cechy lasów „unaturalnionych”, o składzie gatunkowym roślinności wszystkich warstw fitocenozy zawierającym prawie wszystkie składniki starych lasów (Sokołowski i Paluch 2006, Czerepko i in. 2021). Pokazuje to szybką regenerację ekosystemów leśnych Puszczy po zakłóceniach

zarówno naturalnych, jak i antropogenicznych. Wysoka naturalność lasów Puszczy, czyli zgodność składu gatunkowego i struktury drzewostanu z pozostałymi elementami fitocenozy (a także w znacznej części z warunkami glebowymi) pozwoliła na zwiększenie możliwości wykorzystania danych zdalnych (w szczególności zdalnej identyfikacji gatunków drzew, ich wysokości i innych parametrów) do opracowania mapy zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej. Mimo tego postawione zadanie było trudne, gdyż lasy te charakteryzują się dużą złożonością budowy i struktury, mozaikowością siedlisk i dynamicznymi zmianami wywołanymi gradacją kornika drukarza. Dane teledetekcyjne są wykorzystywane do analiz roślinności od niedawna. Typowym przykładem takiego działania było wykorzystanie danych zebranych w projekcie Life+ ForBioSensing do tworzenia mapy zespołów nieleśnych jednego z uroczysk Białowieskiego PN (Borkowska 2016). W szczególności wykazano tam dużą przydatność ortofotomapy i numerycznego modelu terenu. Techniki zdalne przyczyniły się do znacznego usprawnienia prac, bowiem było możliwe dotarcie w każde miejsce analizowanego obszaru z dokładnością do 0,5 m, bez konieczności wyznaczania powierzchni badawczej w terenie (Borkowska 2016). Dużo większym wyzwaniem jest opracowanie mapy zespołów leśnych. Przeprowadzone dotychczas badania dotyczące wykorzystania danych teledetekcyjnych w mapowaniu typów lasu oraz zbiorowisk leśnych wskazują na wysoki potencjał danych zdalnych, tj.: danych lotniczego skanowania laserowego oraz lotniczych obrazów hiperspektralnych w dziedzinie fitosocjologii. Zdalne techniki pomiarowe w porównaniu do metod naziemnych wyróżnia bezinwazyjność, powtarzalność, prędkość pozyskania danych, a także ciągłość i spójność pozyskanej informacji. Ponadto, jak zauważyli Pesaresi i in. (2020a), zastosowanie teledetekcji umożliwia wydzielenie i wyróżnienie zbiorowisk roślinnych w sposób obiektywny, eliminując tym samym jedną z największych wad metody fitosocjologicznej – subiektywizm. Warto przy tym podkreślić, iż metody klasyfikacji zbiorowisk roślinnych oparte o dane teledetekcyjne charakteryzuje relatywnie wysoka dokładność. Agrillo i in. (2021) opracowali metodykę, w której dzięki integracji różnego rodzaju danych (m.in.: obrazy Sentinel-2, dane klimatyczne, topograficzne) uzyskali następującą dokładność klasyfikacji siedlisk leśnych: 91% dla zimo-zielonych lasów liściastych; 76% dla lasów iglastych oraz 68% dla lasów liściastych. Z kolei Pesaresi (2020b) raportuje dokładność rozpoznawania zbiorowisk roślinnych (wyszczególniono 4 klasy zbiorowisk) z wykorzystaniem danych zdalnych na poziomie 87,5%. Wyniki, uzyskane w ramach niniejszej pracy, przy znacznie większym zróżnicowaniu roślinności leśnej na jednostki kartograficzne, nie odbiegają znacząco od tych prezentowanych przez Pesaresiego (2020) oraz Agrillo i in. (2021), co niejako potwierdza wysoki potencjał danych zdalnych w mapowaniu leśnych zbiorowisk roślinnych.

Niniejsza publikacja stanowi pierwszą próbę opracowania mapy zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej na podstawie dostępnych danych zdalnych i naziemnych. Dokładność opracowania zweryfikowano w terenie i oceniono na około 70%. Dokładność wyznaczenia niektórych zbiorowisk np. łągów, olsów i grądów przekroczyła 85%. Jest to wynik dobry. Błędy koncentrowały się w grupie podobnych wzajemnie zbiorowisk borów i borów mieszanych, a zwłaszcza leśnych zbiorowisk zastępczych z nimi związanych, które w regionie północno-wschodniej Polski różnią się nieznacznie zarówno w materiałach naziemnych, jak i zdalnych.

15.5. Podsumowanie

- Zastosowane metody zdalne pozwoliły na opracowanie pierwszej mapy zbiorowisk leśnych całej Puszczy Białowieskiej. Dokładność opracowania zweryfikowano w terenie i oceniono na około 70%.
- Metody zdalne charakteryzowały się największą dokładnością dla olsów, łągów i grądów świeżych, a najmniejszą dla borów i borów mieszanych. Niewielką dokładność stwierdzono w przypadku leśnych zbiorowisk zastępczych borów mieszanych i zbiorczej niejednorodnej grupy leśnych zbiorowisk zastępczych LZZ-inne.
- Oceniono ważność wejściowych predyktorów dla klasyfikacji zbiorowisk leśnych na podstawie algorytmu Random Forest. Wybrano 30 najważniejszych zmiennych. Najważniejsze zmienne dotyczą procentowego udziału sosny oraz olszy w składzie gatunkowym. Choć pozostałe zmienne charakteryzują się mniejszą ważnością, to pominięcie którejkolwiek z nich skutkowało obniżeniem się dokładności klasyfikacji.
- Potwierdzono wysoki potencjał danych zdalnych tj. danych lotniczego skanowania laserowego oraz lotniczych danych hiperspektralnych, w dziedzinie opracowania map fitosocjologicznych. Zdalne techniki pomiarowe wyróżnia bezinwazyjność, powtarzalność, prędkość pozyskania danych, ciągłość i spójność pozyskanej informacji oraz obiektywizm.

Literatura

- Agrillo E., Filippini F., Pezzarossa A., Casella L., Smiraglia D., Orasi A., Attorre F., Taramelli A. 2021. Earth Observation and Biodiversity Big Data for Forest Habitat Types Classification and Mapping. *Remote Sensing*, 13, 1231. DOI: 10.3390/rs13071231.
- Boehner J., Antonic O. 2009. Land-surface parameters specific to topo-climatology. In: Hengl, T., Reuter, H. *Geomorphometry – Concepts, Software, Applications. Developments in Soil Science*, 33: 195–226.
- Boehner J., Selige T. 2006. Spatial prediction of soil attributes using terrain analysis and climate regionalisation. [W:] *SAGA - Analysis and Modelling Applications*. Goettinger Geographische Abhandlungen, Boehner J., McCloy K.R., Strobl J. (red.), Goettingen: 13–28.
- Borkowska L. 2016. Długoterminowe obserwacje na Uroczysku Reski – wykorzystanie tradycyjnych i nowoczesnych metod badawczych. [W:] *Aktualny stan Puszczy Białowieskiej na podstawie wstępnych wyników projektu Life +ForBioSensing*, Stereńczak K., Paluch R., Zin E. (red.): 81–82.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology*, 108, 1138–1154. DOI:10.1111/1365-2745.13367.

- Breiman L. 2001. Random Forests. *Mach. Learn.*: 5–32.
- Cohen J. 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20: 37–46. DOI: 10.1177/001316446002000104.
- Corbane C., Lang S., Pipkins K., Alleaume S., Deshayes M., García Millán V.E., Strasser T., Vanden Borre J., Toon S., Michael F. 2015. Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status—New opportunities and challenges. *International Journal of Applied Earth Observation*, 37: 7–16.
- Czerepko J., Gawryś R., Mańk K., Janek M., Tabor J., Skalski Ł. 2021. The influence of the forest management in the Białowieża forest on the species structure of the forest community. *Forest Ecology and Management*, 15. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119363.
- Faliński J.B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. *Ecological studies in Białowieża Forest*. Geobotany, 8: 1–537 Dr W. Junk Publishers Dordrecht/Boston/Lancaster
- Gawryś R. 2016. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej - skrypt opracowany w Instytucie Badawczym Leśnictwa na potrzeby inwentaryzacji przyrodniczej 2016–2018.
- Grabska E., Hostert P., Pflugmacher D., Ostapowicz K. 2019. Forest Stand Species Mapping Using the Sentinel-2 Time Series. *Remote Sensing*, 11, 1197.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O., Gutowski J.M., Samojlik T., Zimny M., Latałowa M. 2019. Białowieża Forest—A relic of the high naturalness of European forests. *Forests*, 10, 849; doi:10.3390/f10100849
- Matuszkiewicz J.M. 2008. Zespoły leśne Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., Affek A.N., Kowalska A. 2021. Current and potential carbon stock in the forest communities of the Białowieża Biosphere Reserve. *Forest Ecology and Management*, 502, 119702. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119702.
- Matuszkiewicz W. 1952. Zespoły leśne Białowieskiego Parku Narodowego. *Annales UMCS, Sec.C suppl.* 6, 218 s.
- Matuszkiewicz W., Matuszkiewicz A. 1954. Die Verbreitung der Waldassoziationen des Nationalparks von Białowieża. *Ekologia Polska*, 2(1): 33–60.
- Mielcarek M., Kamińska A., Stereńczak K. 2020. Digital Aerial Photogrammetry (DAP) and Airborne Laser Scanning (ALS) as Sources of Information about Tree Height: Comparisons of the Accuracy of Remote Sensing Methods for Tree Height Estimation. *Remote Sensing*, 12(11):1808. DOI: 10.3390/rs12111808.
- Millard K., Richardson M. 2013. Wetland mapping with LiDAR derivatives, SAR polarimetric decompositions, and LiDAR-SAR fusion using a random forest classifier. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 39: 290–307. DOI: 10.5589/m13-038.
- Miścicki S. 2012. Dynamika naturalnych faz rozwojowych drzewostanów w Białowieskim Parku Narodowym. *Sylvan*, 156(8): 616–626.
- Modzelewska A., Kamińska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2021. Multitemporal hyperspectral tree species classification in the Białowieża Forest World Heritage site. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94(3), 464–476.
- Paczoski J. 1930. *Lasy Białowieży*. Państwowa Rada Ochrony Przyrody. Monogr. Nauk. 1, 575 s.
- Paluch R. 2015. Long-term changes of tree species composition in natural stands of the Białowieża Forest. *Sylvan*, 159, 278–288. DOI:10.26202/sylvan.2014083.
- Pesaresi S., Mancini A., Casavecchia S. 2020a. Recognition and Characterization of Forest Plant Communities through Remote-Sensing NDVI Time Series. *Diversity*, 12(8): 313. DOI: 10.3390/d12080313.
- Pesaresi S., Mancini A., Quattrini G., Casavecchia S. 2020b. Mapping mediterranean forest plant associations and habitats with functional principal component analysis using Landsat 8 NDVI time series. *Remote Sensing*, 12, 1132.
- R Core Team 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Sokołowski A.W., Paluch R. 2006. Wpływ zrębu zupełnego i sztucznego odnowienia sosną na skład roślinności boru świeżego w Puszczy Białowieskiej. *Sylvan*, 10: 12–19.
- Sokołowski A.W. 1980. Zbiorowiska leśne północno-wschodniej Polski. *Monographiae Botanicae*, 60: 1–205.
- Sokołowski A.W. 1993. Fitosocjologiczna charakterystyka zbiorowisk leśnych Białowieskiego Parku Narodowego. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody*, 12(3): 5–190.
- Sokołowski A.W. 2004. *Lasy Puszczy Białowieskiej*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż., Lisiewicz M., Heurich M. 2020. Mapping individual trees with airborne laser scanning data in an European lowland forest using a self-calibration algorithm. *International Journal of Applied Earth Observation*, 93, 102191.
- Story M., Congalton R.G. 1986. Accuracy assessment: a user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52, 397–399.

IV. Podsumowanie i propozycje dalszych działań

16. Monitorowanie dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej - możliwości zastosowania teledetekcji, na podstawie wyników projektu Life+ ForBioSensing

Krzysztof Stereńczak¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
k.sterenczak@ibles.waw.pl

Abstrakt

Wyzwania jakie stoją przed leśnictwem, a związane ze zmianami klimatu, wymagają aktualnej i precyzyjnej informacji o lasach. Informacje te mogą być dostarczane w efekcie pomiarów naziemnych lub z wykorzystaniem teledetekcji. Oba podejścia mają swoje pozytywne i negatywne aspekty, często też są komplementarne. Wybór optymalnego rozwiązania zależy od celu inwentaryzacji oraz wielkości obiektu inwentaryzowanego.

W niniejszym rozdziale omówiono wyniki analizy zastosowanych w projekcie LIFE+ ForBioSensing danych terenowych i teledetekcyjnych. Krótko scharakteryzowano cel wykorzystania danych oraz otrzymane wyniki. Wykazano zalety i wady pomiarów naziemnych, a także opisano możliwości zastosowania danych teledetekcyjnych w monitorowaniu dynamiki drzewostanów.

W efekcie przeprowadzonych analiz sformułowano wnioski dotyczące potencjalnego systemu monitorowania dynamiki drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. Zaproponowano by pozyskanie danych i pomiary terenowe odbywały się w cyklu pięcioletnim, a do ich prowadzenia oraz przetworzenia wykorzystano efekty projektu Life+ ForBioSensing. Dzięki temu możliwe będzie wykorzystanie dużego zasobu informacji pozyskanych w ramach projektu i potraktowanie ich jako punktu odniesienia do przyszłych analiz obszaru Puszczy Białowieskiej.

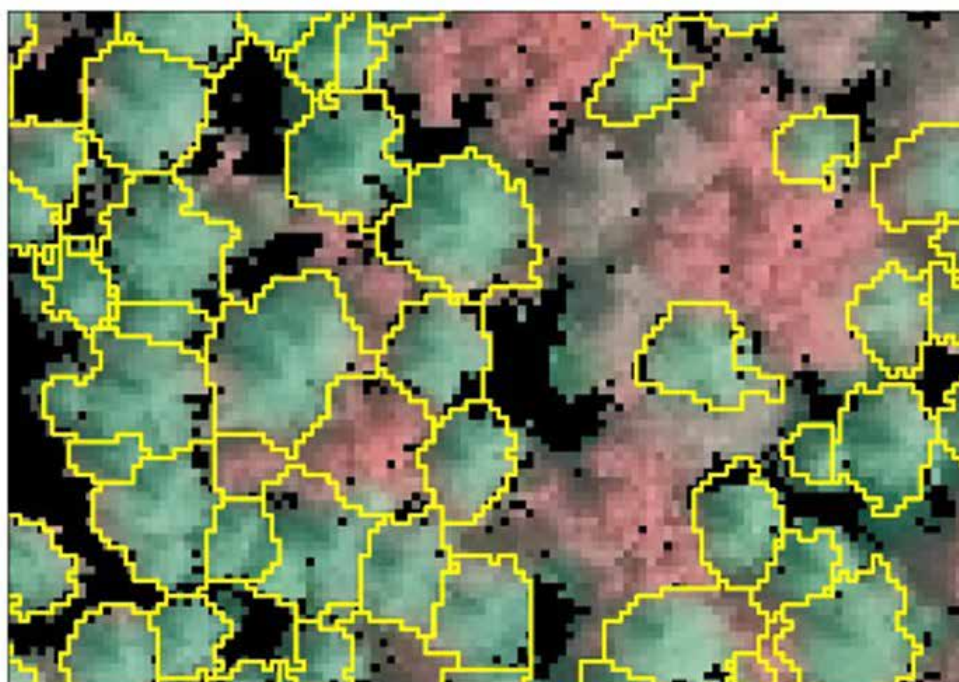
Słowa kluczowe: system monitorowania, teledetekcja, zarządzanie lasami, ochrona obszarów leśnych

16.1. Wstęp

Inwentaryzacja zasobów leśnych z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych prowadzona jest już od dziesięcioleci. Na przestrzeni lat rodzaj danych oraz zaawansowanie metod wykorzystywanych w inwentaryzacji zdecydowanie się rozwinęły, dzięki czemu możliwe są bardzo zaawansowane analizy i pozyskiwanie zupełnie nowych informacji. W zależności od tego, jakie dane zostaną zastosowane, możliwy jest różny poziom inwentaryzacji obszarów leśnych, od pojedynczych drzew po całe kontynenty. Inwentaryzacja wykonana kilkakrotnie dla danego obszaru jest elementem monitorowania dynamiki drzewostanów, gdyż umożliwia analizę kierunków zmian zachodzących w danym lesie. Monitorowanie stanu zdrowotnego drzew i drzewostanów z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych prowadzone jest praktycznie od początku pojawienia się obrazów barwnych, czyli takich, które umożliwiały, na podstawie koloru liści/iąg, obserwowanie odbarwień spowodowanych działaniem czynników biotycznych i abiotycznych. W literaturze istnieje szereg przykładów monitoringu obszarów leśnych, wykonywanego w różnej skali czasowej i przestrzennej (Franklin 2001; White i in., 2005; Wulder i in., 2006; Senf i in., 2017; Stereńczak i in., 2017, 2019; Grabska i in., 2019).

Każdy pułap pozyskania danych teledetekcyjnych ma swoje mocne i słabe strony. Analizy prowadzone z wykorzystaniem – głównie niskorozdzielczych – danych satelitarnych mogą mieć zasięg całego globu. Są one bardzo istotne z punktu widzenia analizy globalnych procesów, jak np. zmiany powierzchni lasów na Ziemi czy globalnego obiegu węgla w ekosystemach (Tang i in., 2019; Zhao i in., 2021). Charakter i natura analiz globalnych sprawia, że nie należy spodziewać się ich wysokiej precyzji w skali lokalnej. Wynika to z faktu, iż często analizy globalne prowadzone są na rastrze o dużej wielkości, np. jednego stopnia, albo kilometra kwadratowego (Santoro i in., 2015). Monitoring prowadzony lokalnie – na przykład w skali drzewostanów, parków narodowych czy nadleśnictw – z wykorzystaniem wysokorozdzielczych danych teledetekcyjnych umożliwia analizę z wykorzystaniem informacji o pojedynczych drzewach (Kandare i in., 2017; Stereńczak i in., 2017). Często w literaturze dla tego typu analizy używa się określenia „leśnictwo precyzyjne” (Moskal i in., 2009). Takie analizy są zdecydowanie bardziej szczegółowe od tych z wykorzystaniem niskorozdzielczych danych satelitarnych i dostarczają informacji, która może być wykorzystana w praktyce do zarządzania nawet najmniejszymi fragmentami lasu (Będkowski i in., 2011). Podstawową wadą analiz wykorzystujących wysokorozdzielcze dane teledetekcyjne jest ich cena, na którą składa się koszt pozyskania i przetworzenia danych. Nierzadko częstotliwość powtórzenia procesu pozyskania danych teledetekcyjnych ograniczona jest właśnie głównie kosztami.

Aby właściwie i najlepiej, jak to możliwe, prowadzić monitoring dynamiki drzewostanów, stosowana jest często integracja różnego rodzaju danych teledetekcyjnych (ryc. 16.1). Najczęściej spotykanym wariantem jest zintegrowanie informacji strukturalnej z informacją spektralną czyli połączenie analizy danych skanowania laserowego z analizami cyfrowych obrazów lotniczych lub satelitarnych (Fassnacht i in., 2016; Kamińska i in., 2016). Taka integracja umożliwia maksymalne wykorzystanie możliwości technologii teledetekcyjnych aktualnie dostępnych. We wcześniejszych rozdziałach niniejszej monografii opisana została duża liczba różnego rodzaju danych teledetekcyjnych (por. rozdz. 9–15). Każdy rodzaj danych ma swoje zalety i wady, różne koszty pozyskania, a także wymagania co do niezbędnego know-how, umożliwiającego ich przetwarzanie.



Ryc. 16.1. Przykład integracji danych lotniczego skanowania laserowego (ALS, ang. Airborne Laser Scanning) i zdjęcia barwnego w podczerwieni (CIR z ang. Color Infrared). Żółte linie oznaczają zasięg poszczególnych koron drzew, określony na podstawie segmentacji danych ALS. Na tle obrazu CIR (czerwono-zielone kolory) zaprezentowano zasięg koron tylko drzew zamarłych (kolor zielony)

Jednak rodzaj danych to nie wszystko. Inna, nie mniej istotna kwestia to dostępność danych, które można pozyskać w kolejnych terminach. Jednorazowe pozyskanie danych i określenie parametrów drzew i drzewostanów to zasadniczo inwentaryzacja. Aby powiedzieć coś więcej o tym, co zmienia się w danym drzewostanie, niezbędne jest uzyskanie informacji przynajmniej z drugiej inwentaryzacji, a to – w zależności od danych – uwarunkowane jest wieloma aspektami. Dane z platform satelitarnych mogą być pozyskiwane regularnie, a podstawowym ograniczeniem ich dostępności jest częstotliwość przelotu platformy nad określonym miejscem i stopień zachmurzenia danego obszaru. W przypadku nalotów wykonywanych samolotem, tylko budżet i warunki pogodowe ograniczają częstotliwość pozyskania danych. Nieco mniejsze ograniczenia związane z warunkami pogodowymi i obecnością chmur dotyczą opisywanych powyżej danych lotniczego skanowania laserowego i danych radarowych. Nie mniej we wszystkich analizach, w których celem jest opis dynamiki lasu, należy podjąć decyzję o tym, jakie dane i jak często powinny zostać pozyskane, aby odpowiedzieć na konkretne pytania w ramach zaplanowanego budżetu.

Zastosowanie różnych technologii ściśle związane jest również z ich operacyjnością. Dane lotniczego skanowania laserowego można pozyskiwać praktycznie przez całą dobę. Ograniczeniem jest tylko silny wiatr i występujący opad atmosferyczny oraz duża wilgotność obiektów, które są skanowane. Wszystkie dane spektralne (wielo- i hiper-) mogą być pozyskiwane jedynie w ciągu dnia, przy słonecznej pogodzie, przy odpowiednim kącie padania promieni słonecznych i prawie bezwietrznej pogodzie. Oznacza to dość dużo ograniczeń

w uzyskaniu tych danych poprzez zawężenie czasu, w jakim dane te mogą zostać pozyskane – czy to w ciągu dnia, czy w ciągu roku. Należy również zwrócić uwagę na to, że chmury powodują wyłączenie części obszaru zdjęcia z analiz, a w skrajnym przypadku – gdy zajmują całą obszar – w ogóle uniemożliwiają pozyskanie danych. Dane satelitarne pozyskiwane są z czynnych w danym okresie satelitów. To, czy obraz zostanie pozyskany, jest przede wszystkim uzależnione od częstotliwości rewizyt satelity nad określonym obszarem Ziemi oraz brakiem zachmurzenia. Poza tym satelity realizują zadania militarne, dlatego zdarza się, że pomimo iż wszystkie warunki są optymalne, satelita nawet znajdujący się nad danym obszarem, wykonuje inne zadania, a nie zlecenie cywilne.

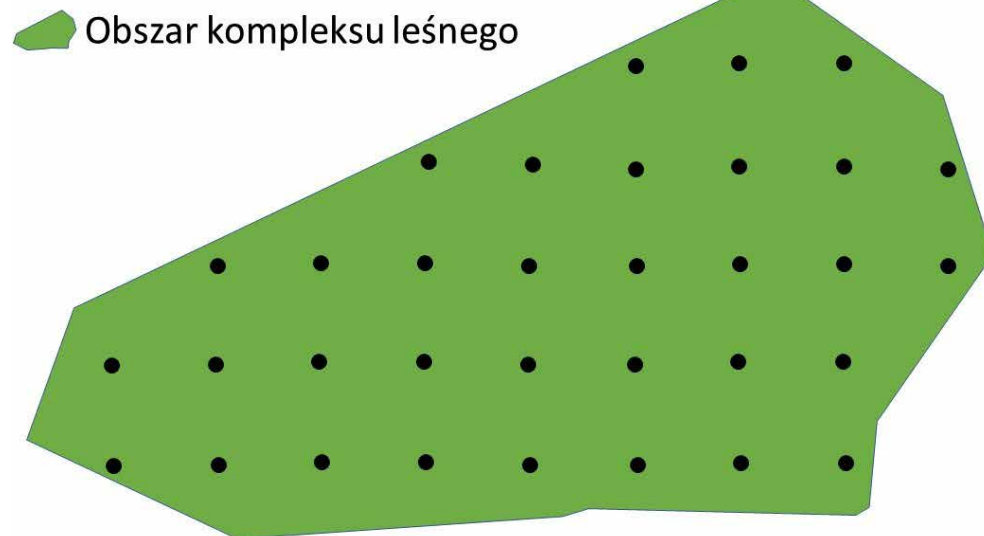
Poza czynnikami związanymi z samą technologią, istotnym elementem w monitorowaniu obszarów leśnych z wykorzystaniem teledetekcji jest również struktura pionowa i pozioma, zróżnicowanie gatunkowe, a także wielkość obiektu leśnego będącego przedmiotem analiz (Cochran, 1977; Kangas i Maltamo, 2006; Modzelewska i in., 2017; Grabska i Socha 2021; Ilarionova i in., 2021). Monitorowanie klasycznych, jednogatunkowych i jednopiętrowych plantacji drzew szybko rosnących co do zasady wydaje się zadaniem prostszym niż monitorowania lasów o zróżnicowanym składzie gatunkowym i wielopiętrowej strukturze. O ile w pierwszym przypadku możemy założyć, że monitorować można wszystkie drzewa (Leite i in., 2020), o tyle w drugim przypadku wiemy, że drzewa znajdującego się pod okapem piętra dominującego nie będziemy w stanie szczegółowo opisać. Stąd wynikają ograniczenia możliwości zastosowania teledetekcji w różnego rodzaju ekosystemach leśnych na świecie (Modzelewska i in. 2020, 2021).

Kolejnym wyzwaniem związanym z monitorowaniem obszarów leśnych przy zastosowaniu danych teledetekcyjnych jest porównanie jego efektów do monitoringu prowadzonego metodami naziemnymi, czyli z wykorzystaniem pomiarów terenowych. Metody naziemne charakteryzują się większą szczegółowością – opisują one wiele cech drzew i drzewostanów, których dane teledetekcyjne, na aktualnym poziomie rozwoju, nie mogą uchwycić (Ganivet i Bloomberg, 2019). Z kolei tradycyjne pomiary terenowe ograniczają się zazwyczaj do pozyskania informacji na małych powierzchniach próbnych, które stanowią ułamek powierzchni obiektu monitorowanego (ryc. 16.2). Dlatego, aby opisać cały obiekt, wykorzystywane są metody statystyczne (por. rozdz. 4). W związku z tym dobór próby, jej liczebność oraz rozkład przestrzenny mają istotne znaczenie z punktu widzenia właściwej charakterystyki całego analizowanego obszaru. W przypadku wykorzystania danych teledetekcyjnych posiadamy pełną i ciągłą informację o całej badanej powierzchni leśnej.

Na podstawie danych teledetekcyjnych możemy określać pewne cechy wprost – np. wykorzystując dane ALS (ang. Airborne Laser Scanning, lotnicze skanowanie laserowe) do pomiaru wysokości terenu lub drzew (Mielcarek 2020) – lub budować modele (zależności) między zmiennymi określonymi na podstawie danych teledetekcyjnych, a rzeczywistymi wartościami danej cechy (Parkitna i in., 2021). W tym podejściu dane uzyskane z pomiarów na naziemnych powierzchniach próbnych traktowane są w modelowaniu jako dane referencyjne. Za pomocą danych teledetekcyjnych i modelu można oszacować wartość konkretnej cechy lasu dla obszaru pokrytego danymi zebranymi w konkretnym nalocie teledetekcyjnym. Jednak uchwycenie wszystkich cech pojedynczego drzewa czy charakterystyk niższych warstw lasu z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych nie zawsze jest możliwe. Skonfrontowanie wyników inwentaryzacji wykonanej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych z wynikami inwentaryzacji naziemnej jest trudne i może być wykonywane w bardzo ograniczonej skali, najczęściej na obszarze powierzchni próbnych założonych w terenie.

Wiążą się z tym różnego rodzaju problemy dotyczące chociażby tego, że drzewa należące do danej powierzchni próbnej w pomiarach naziemnych kwalifikowane są na podstawie położenia pnia, a przy analizie danych teledetekcyjnych często wykorzystuje się albo wierzchołek, albo centroid korony drzewa (Miścicki i Stereńczak, 2013). Osobnym problemem jest pewna różnica w definicjach, na przykład wysokości średniej czy wysokości górnej drzewostanu - mierzonej w terenie lub określonej za pomocą danych teledetekcyjnych. Nie zawsze udaje się cechy taksacyjne zdefiniować w ten sam sposób dla obu typów pomiaru.

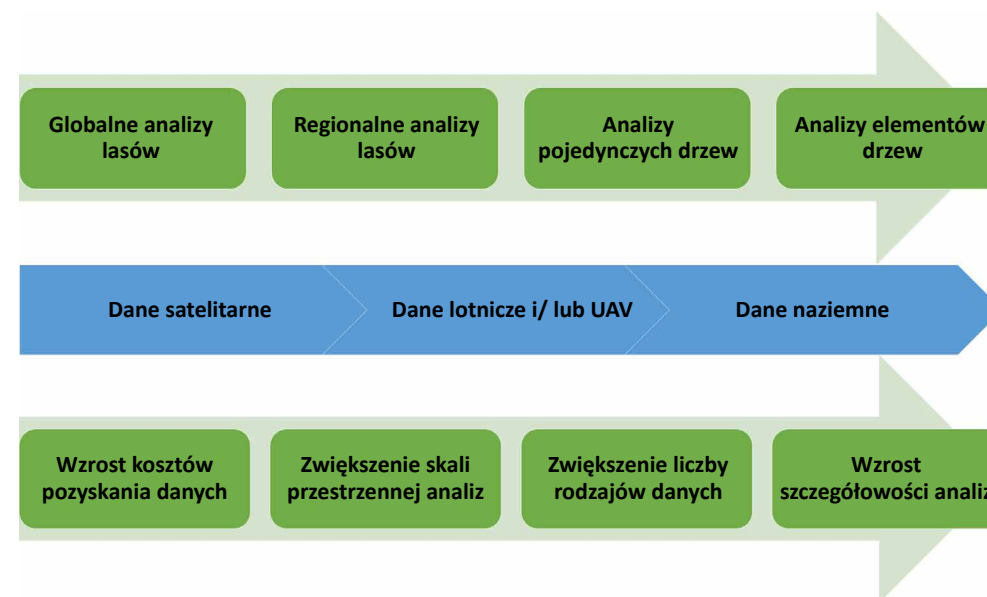
- Powierzchnie próbne (500m²)



Ryc 16.2. Wizualna prezentacja tradycyjnego sposobu określania cech drzew i drzewostanów na danym obszarze leśnym (regularna siatka powierzchni próbnych)

Platformy do zbioru danych teledetekcyjnych mają różną operacyjność, która zależy od tego, jaki obszar w określonym czasie może zostać sfotografowany/odwzorowany w danych określonego rodzaju (ryc. 16.3). Najmniejszą operacyjność mają teledetekcyjne technologie naziemne czyli zdjęcia cyfrowe różnego rodzaju lub dane skanowania laserowego (TLS – Terrestrial Laser Scanning, MLS – Mobile Laser Scanning, HLS – Handheld Laser Scanning, BLS – Backpack Laser Scanning). W projekcie ForBioSensing testowane było naziemne skanowanie laserowe. Technologia ta umożliwia pozyskanie danych dla kilku–kilkunastu powierzchni monitoringowych w ciągu jednego dnia. Wydajność technologii TLS zależy w dużej mierze od ukształtowania terenu oraz od struktury inwentaryzowanego lasu. Wśród systemów lotniczych najmniejszą operacyjność mają te umieszczone na bezzałogowych systemach latających. W zależności od typu platformy (wornikowiec lub płatowiec) możliwe jest pozyskanie danych dla obszaru o wielkości od kilkudziesięciu do kilkuset hektarów w ramach jednego lotu trwającego do kilkudziesięciu minut. Wykonywanie nalołów formami bezzałogowymi związane jest jednak z dużą liczbą ograniczeń formalnych, przez co pozyskanie tego typu danych nie zawsze może być możliwe. Platformy te są też bardzo czułe na warunki atmosferyczne. Większą operacyjność mają systemy umieszczone na samolotach,

bowiem mogą pozyskać dane dla kilkudziesięciu lub kilkuset kilometrów kwadratowych. Głównym ograniczeniem przy wykorzystaniu samolotów są warunki pogodowe, mogące uniemożliwić wykonanie nalołu gwarantującego pozyskanie danych o wyspecyfikowanej jakości. Największą operacyjność mają systemy satelitarne, które obrazują tysiące kilometrów kwadratowych Ziemi dziennie. Wraz ze wzrostem poziomu, z którego pozyskiwane są dane teledetekcyjne, maleje ich szczegółowość, bowiem przy zbyt dużej terenowej wielkości pikseli określanie pewnych charakterystyk drzewostanów jest niemożliwe.



Ryc. 16.3. Zależność między poziomem/technologią zbioru danych teledetekcyjnych (niebieski wiersz) a powierzchnią, dla której pozyskano dane teledetekcyjne (górny zielony wiersz) i wyzwaniem, z jakimi należy się liczyć przy przetwarzaniu tych danych (dolny zielony wiersz)

Wykorzystanie danych teledetekcyjnych w monitorowaniu dynamiki drzewostanów wiąże się z reguły z kosztami pozyskania tych danych. Szczególnym przypadkiem jest monitoring wykorzystujący darmowe dane satelitarne (Shafeian i in. 2021), na przykład system Copernicus. Niestety ze względu na małą rozdzielczość tych danych liczba analiz możliwa do wykonania z ich pomocą jest ograniczona. Jeśli spojrzymy na koszty danych obrazowych, to zależą one głównie od ich rozdzielczości przestrzennej i spektralnej. Generalnie im mniejszy jest piksel i im więcej kanałów spektralnych mają zbierane obrazy, tym ich koszt jest wyższy. W skrajnym przypadku koszty danych satelitarnych mogą być wyższe od kosztów wykonania nalołu fotogrametrycznego nad danym obiektem.

W projekcie Life+ ForBioSensing zebrano szereg danych teledetekcyjnych pozyskiwanych z różnych poziomów oraz w różnym czasie w okresie między 2015, a 2019 rokiem. Celem zbierania tak złożonego zestawu danych teledetekcyjnych była próba odpowiedzi na pytanie, które z nich są najbardziej odpowiednie, ze względu na dokładność i koszty, do rozwiązania określonych problemów analitycznych i badawczych. W trakcie prowadzonych analiz szukano

odpowiedzi na pytanie, jaki system monitorowania lasu powinien zostać wdrożony w Puszczy Białowieskiej, aby w optymalny sposób zarządzać tym cennym przyrodniczo obszarem.

16.2. Obraz Puszczy Białowieskiej na podstawie pomiarów naziemnych i metod teledetekcyjnych

Aby móc sformułować wnioski o tym, jak analizować dane o drzewostanach na obszarze Puszczy Białowieskiej i monitorować określone procesy w nich zachodzące, w pierwszej kolejności podsumowano efekty monitoringu z wykorzystaniem pomiarów naziemnych i metod teledetekcyjnych. Zwrócono uwagę na istotne różnice i podobieństwo zastosowanych metod.

16.2.1 Zasobność drzewostanów Puszczy Białowieskiej

W ramach projektu określono zasobność żywych drzew w polskiej części Puszczy Białowieskiej (por. rozdz. 4 i 9). W roku 2015 średnia zasobność drzewostanów określona na podstawie danych z powierzchni monitoringowych zinventaryzowanych tradycyjnie bliska była $400 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Analizy teledetekcyjne wskazały bardzo podobne wyniki, szczególnie w 2015 roku, kiedy to średnią zasobność określono na ich podstawie na poziomie $405,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. W 2019 roku za pomocą danych teledetekcyjnych oszacowano średnią zasobność drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieskiej na około $377 \text{ m}^3/\text{ha}$, a na podstawie danych terenowych na około $360 \text{ m}^3/\text{ha}$. Rok 2019 charakteryzowała różnica mniej niż 5% od średniej zasobności określonej dwoma różnymi sposobami. Różnice w 2019 roku mogą być związane z tym, że nie wszystkie ubytki, czyli martwe drzewa lub drzewa pozyskane w ramach prac gospodarczych zostały właściwie uchwycone z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. Szczególnie może to dotyczyć niższych warstw drzewostanu, których zmiany nie były w pełni zobrazowane danymi teledetekcyjnymi.

16.2.2 Zasobność martwego drewna

Średnia zasobność martwego drewna w polskiej części Puszczy Białowieskiej w roku 2019, w oparciu o dane naziemne (por. rozdz. 6), wyniosła $113,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (drewno martwe stojące i leżące łącznie). W okresie 2015–2019 miąższość zamarłych stojących drzew określona na podstawie danych terenowych wyniosła 4,173 miliona m^3 , z czego 2,750 miliona m^3 (66%) przypadło na świerk. Podobne wyniki uzyskano z danych teledetekcyjnych, mianowicie 4,023 miliona m^3 wyniosła miąższość zamarłych drzew w okresie 2015–2019, z czego 2,499 miliona m^3 (62%) przypadło na świerk. Do wartości określonych na podstawie danych teledetekcyjnych należy dodać około 6,7% liczby drzew określonych na podstawie teledetekcji, gdyż tyle wyniósł błąd systematyczny przy określaniu liczby martwych świerków (Stereńczak i in. 2020b).

Metody naziemne umożliwiają nie tylko inwentaryzację zasobności drewna martwych drzew stojących lub leżących, ale także pozwalają na określenie stopnia ich rozkładu (por. rozdz. 4 i 6). Niestety możliwości inwentaryzacji martwych drzew leżących przy pomocy danych teledetekcyjnych są ograniczone i rzadko możliwe do zastosowania w drzewostanie.

Obecnie niemożliwe jest określenie z wykorzystaniem zastosowanych w projekcie powietrznych technologii teledetekcyjnych stopnia rozkładu drzew. Dane uzyskane zdalnie umożliwiają inwentaryzację martwych drzew stojących, o ile ich korony są na tyle duże, by przy określonej rozdzielczości przestrzennej mogły zostać zarejestrowane. Zaprezentowane wyniki zastosowania różnych metod pomiarowych są bardzo zbieżne, choć powstały w zupełnie inny sposób. Dla pomiarów naziemnych oszacowano wartość zasobności martwego drewna na podstawie analizy statystycznej danych pochodzących z naziemnych powierzchni monitoringowych. Przy wykorzystaniu danych teledetekcyjnych wskazano lokalizację pojedynczych martwych drzew, więc poza ogólną ich liczbą i miąższością, zaprezentowano również ich przestrzenny rozkład.

16.2.3 Skład gatunkowy

Określenie składu gatunkowego drzewostanów danego obszaru leśnego jest wyzwaniem zarówno w oparciu o dane teledetekcyjne, jak i metody naziemne. Teledetekcja umożliwia klasyfikację tych drzew, które widoczne są z góry, a które nie zawsze znajdują się np. w pierwszym piętrze drzewostanu. Ponadto bez dodatkowej informacji wysokościowej niemożliwe jest wskazanie, który ze znalezionych gatunków drzew znajduje się w danej warstwie drzewostanu. Co więcej, dane teledetekcyjne mają ograniczone możliwości wykorzystania w klasyfikacji drzew znajdujących się pod okapem drzewostanu. Takie obrazowe dane z reguły dostarczają informacji powierzchniowej. Metody naziemne wykorzystujące powierzchnie próbne umożliwiają precyzyjne rozpoznanie gatunków oraz określenie ich udziału miąższościowego. Są to jednak dane charakteryzujące konkretne ograniczone pod względem powierzchni obszary (tj. powierzchnie próbne), co – szczególnie w przypadku lasów o złożonej strukturze – może nie w pełni odzwierciedlać skład gatunkowy danego kompleksu leśnego. Na podstawie różnych danych określono udział poszczególnych gatunków w polskiej części Puszczy Białowieskiej w 2015 i 2019 roku (tab. 16.1).

Tabela 16.1. Zestawienie obliczonych udziałów poszczególnych dominujących gatunków drzew polskiej części Puszczy Białowieskiej określonych przy pomocy metod naziemnych (powierzchnie monitoringowe) i teledetekcyjnych (dane hiperspektralne) (por. rozdz. 4 i 12)

Gatunek	2015		2019	
	Powierzchnie monitoringowe, udział miąższościowy [%]	Dane hiperspektralne, udział powierzchniowy [%]	Powierzchnie monitoringowe, udział miąższościowy [%]	Dane hiperspektralne, udział powierzchniowy [%]
Świerk	32	22	20	12
Sosna	19	18	23	20
Brzoza	7	7	7	7
Dąb	11	11	14	13
Grab	9	10	11	13
Lipa	3	7	3	8
Olsza	14	19	17	21
Inne	5	6	5	6

Określenie składu gatunkowego drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieskiej w latach 2015 i 2019 wykonane z wykorzystaniem pomiarów naziemnych oraz danych teledetekcyjnych wykazało nieco odmienny udział poszczególnych gatunków. Na poziomie ogólnym dane te można porównywać w bardzo ograniczonym zakresie. Jednak szczegółowe porównanie powierzchniowe, przeprowadzone w ramach opracowywania metody wykorzystania danych hiperspektralnych w klasyfikacji gatunkowej, wykazały dużą zgodność wyników klasyfikacji teledetekcyjnej z pomiarami naziemnymi na powierzchniach monitoringowych (Modzelewska i in., 2018).

16.2.4 Porównanie obu perspektyw analiz dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej

Porównując możliwości wykorzystania danych zbieranych w sposób tradycyjny z zastosowaniem powierzchni próbnych i danych teledetekcyjnych, z reguły należy podkreślić, że dzięki tym pierwszym zdobywana jest bardzo precyzyjna i lokalna informacja o drzewostanie. Szczególnie jest to istotne w kontekście analizy młodego pokolenia czyli informacji na temat ilości nalotu, zajmowanej przezeń powierzchni, składu gatunkowego, jakości oraz poziomu ewentualnych uszkodzeń. Te wszystkie dane nie są możliwe do uzyskania z zastosowaniem lotniczych czy satelitarnych platform teledetekcyjnych. W tym zakresie dane lotniczego skanowania laserowego mogą co najwyżej umożliwić detekcję niższych warstw drzewostanu (Leiterer i in., 2015), jednak nie pozwolą na skwantyfikowanie i precyzyjny opis pojedynczych młodych drzew. Dlatego też trudno jest precyzyjnie wnioskować o tym, jak będą wyglądać drzewostany za kilkadziesiąt lat, bazując tylko na danych teledetekcyjnych.

Technologią, która w pewnym zakresie może zrekompensować niedostatki lotniczych lub satelitarnych danych teledetekcyjnych, jest naziemne skanowanie laserowe (Krok i in. 2020). W projekcie wykonano analizę pojedynczych chmur punktów, pozyskiwanych ze stanowiskumieszczonych na środku powierzchni próbnych. Przeprowadzone analizy wykazały duży potencjał tych danych, ale jednocześnie potwierdziły, że aby można było mówić o ewidentnej wartości dodanej z wykorzystania tych danych, należy wykonywać skanowanie z kilku stanowisk na powierzchni próbnej, a analizę przeprowadzać po wcześniejszej detekcji pojedynczych drzew (por. rozdz. 10 i 11). Możliwości detekcji pojedynczych drzew są jednak ograniczone i uzależnione od gęstości skanowania. W związku z tym mało prawdopodobne jest, aby na aktualnym etapie rozwoju technologii i możliwości przetwarzania danych udało się opisać najmłodsze pokolenie drzew przy pomocy naziemnego skanowania laserowego. Niemniej jednak detekcja drzew o pierśnicy ≥ 7 cm jest już możliwa i pozwala na precyzyjne określenie ich cech biometrycznych oraz na analizy interakcji między sąsiednimi drzewami (Krok i in., 2020).

Dane teledetekcyjne umożliwiają pozyskanie nowych, wcześniej nieosiągalnych informacji. W projekcie przeanalizowano między innymi wielkość i przestrzenny rozkład luk, strukturę pionową drzewostanów oraz określono wielkość dochodzącego do dna lasu promieniowania słonecznego (por. rozdz. 9 i 14). Uzyskane w ten sposób informacje mają istotne znaczenie w analizach dynamiki drzewostanów, gdyż mówią one o czynnikach warunkujących mikroklimat wewnątrz lasu i stwarzających korzystne warunki do rozwoju wybranych gatunków drzew (Sapkota i in., 2009; Brzeziecki i in., 2020), przez co mogą wskazywać potencjał do zmian składu gatunkowego drzewostanów Puszczy Białowieskiej.

Należy podkreślić, że większość przedstawionych w niniejszej monografii opracowań jest komplementarna. Wskazuje to, że integracja różnego rodzaju danych naziemnych i danych teledetekcyjnych umożliwia wnioskowanie o aktualnym stanie Puszczy Białowieskiej w sposób kompleksowy, z uwzględnieniem wielu czynników. Pozwala również na wskazanie przyszłych potencjalnych zmian w składzie gatunkowym i strukturze lasów tego terenu. Integracja ww. danych – poza wieloma innymi analizami – umożliwiła, pierwszy raz w historii, identyfikację i kartowanie zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej (por. rozdz. 15).

Ważną konkluzją z prac wykonanych w ramach projektu jest to, że dwie perspektywy patrzenia na las wymagają ścisłej definicji określanych cech i przejrzystej metodyki ich określania. Zmiana technologii oraz perspektywy opisu lasu w przypadku pewnych elementów uniemożliwia porównywanie wyników wprost (tab. 16.1, por. podrozdz. 16.2.3). W związku z tym istotnym jest, aby zawsze przy określonej cesze dodawać źródło jej definicji oraz dane, na podstawie których cecha ta została określona.

16.3. Monitorowanie dynamiki lasu z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych

W efekcie przeprowadzonych w projekcie analiz oraz na podstawie dostępnej wiedzy dokonano oceny poszczególnych pojedynczych zestawów danych teledetekcyjnych pod kątem ich użyteczności w określaniu wybranych charakterystyk lasu (tab. 16.2). Rozległość Puszczy Białowieskiej, czasowa niedostępność jej fragmentów ze względu na występowanie siedlisk podmokłych oraz ograniczenia w dostępie do pewnych jej części związane z ich statusem ochronnym, powodują, że każdy zasób danych teledetekcyjnych można uznać za istotną wartość dodaną do klasycznego monitoringu prowadzonego z wykorzystaniem naziemnych powierzchni próbnych.

Najwartościowszymi danymi okazały się dane lotniczego skanowania laserowego (ALS). Miały one szerokie zastosowanie w szacowaniu zasobności drzewostanów oraz określaniu innych cech taksacyjnych, opisie struktury pionowej, analizie luk, a także – po wykonaniu segmentacji – w monitorowaniu zamierania drzew, głównie świerka, na całym obszarze Puszczy Białowieskiej (Kamińska i in., 2018, 2020, 2021; Stereńczak i in., 2017, 2019, 2020a i 2020b). Co istotne, dane teledetekcyjne wykorzystano również w klasyfikacji grup gatunkowych (Modzelewska i in. 2020, 2021). Ponadto przeanalizowano użyteczność danych teledetekcyjnych pozyskanych w okresie bezlistnym i w sezonie wegetacyjnym (Kamińska i in., 2018, 2021). Opracowane metody przetwarzania danych teledetekcyjnych oraz przeprowadzone analizy były istotnym wkładem projektu do rozwoju metod analiz środowiska leśnego.

Chmura punktów pozyskana z lotniczych zdjęć wielospektralnych wykorzystana została testowo do detekcji luk oraz w określaniu wysokości pojedynczych drzew (Mielcarek i in., 2020). Biorąc pod uwagę te doświadczenia można stwierdzić, że chmura fotogrametryczna uogólnia kształt koron drzew, nie do końca odzwierciedla powierzchnię koron w miejscach zacienionych i zaniża wysokość pojedynczych drzew. W związku z tym w ograniczonym zakresie zastąpić może dane pozyskane z lotniczego skanowania laserowego. W przypadku

chmury uzyskanej ze zdjęć wielospektralnych (ang. *Image Matching*), gdy posiadamy informację spektralną, jej użyteczność jest powiększona o dodatkowe możliwości wykorzystania tej informacji.

Lotnicze dane wielospektralne wykorzystywane były przede wszystkim w detekcji martwych drzew, głównie świerka (Stereńczak i in., 2017; Kamińska i in., 2018). Ich zaletą była wysoka rozdzielczość przestrzenna, która umożliwiła łatwą integrację tych danych z segmentami uzyskanymi z danych lotniczego skanowania laserowego. Dość częste pozyskanie danych wielospektralnych (średnio trzy razy w sezonie) umożliwiło monitorowanie dynamiki gradacji kornika drukarza. Analiza tych danych dostarczyła istotnych informacji o rozkładzie przestrzennym i różnicy w intensywności gradacji na obszarze polskiej części Puszczy Białowieskiej.

Satelitarne dane wielospektralne w projekcie wykorzystywane były początkowo do monitorowania dynamiki gradacji kornika drukarza. Niestety w czasie trwania projektu okazało się, że niemożliwe jest pozyskanie trzech zestawów danych satelitarnych dla obszaru polskiej części Puszczy Białowieskiej w jednym sezonie wegetacyjnym. W efekcie w projekcie zrezygnowano z wykorzystywania danych satelitarnych na rzecz wielospektralnych danych lotniczych. Aspekt dostępności danych satelitarnych jest często pomijany, a ma niestety duże znaczenie praktyczne. Polska znajduje się w obszarze, gdzie notuje się około 60% dni w roku z zachmurzeniem. W praktyce oznacza to – gdy wyłączymy okres późnej jesieni, zimy i wczesnej wiosny – że pozostaje niewiele dni, w których istnieje możliwość pozyskania optycznych danych satelitarnych. W związku z tym, szczególnie w przypadku systemów o niskiej rozdzielczości czasowej, może okazać się, że trudno jest w ogóle pozyskać dane. Czysto teoretycznie dostępne są na rynku dane komercyjnych wysokorozdzielczych systemów satelitarnych które, jak np. satelity firmy Planet, mogą dostarczać obraz Ziemi niemalże codziennie.

Podsumowując, na rynku istnieje bardzo wiele systemów satelitarnych o różnych możliwościach, czyli o różnej rozdzielczości czasowej, przestrzennej, radiometrycznej i spektralnej. Z reguły systemy udostępniające dane nieodpłatnie mają małą rozdzielczość czasową, przestrzenną i spektralną. Satelity komercyjne mogą wykonać zdjęcie Ziemi praktycznie każdego dnia, o ile pozwolą na to warunki pogodowe, mogą mieć bardzo wysoką rozdzielczość oraz dużą liczbę kanałów spektralnych, ale ich pozyskanie wiąże się często z bardzo wysokimi kosztami.

Dane hiperspektralne wykorzystywane były w projekcie przede wszystkim do klasyfikacji gatunkowej oraz do detekcji martwych drzew. Uzyskane dane miały rozdzielność przestrzenną 2,5 i 5 m, co było kompromisem między parametrami danych a ich kosztami. Należy obiektywnie stwierdzić, że zobrazowania hiperspektralne były relatywnie kosztownymi danymi, wśród tych, które wykorzystano w analizach Puszczy Białowieskiej w projekcie ForBioSensing. Zastosowanie tego typu danych na tak dużym obszarze było pierwszym w skali co najmniej Europy. Przeprowadzone analizy umożliwiły odpowiedź na kilka podstawowych pytań dotyczących możliwości wykorzystania tych danych w monitorowaniu różnorodnych pod względem składu gatunkowego lasów strefy umiarkowanej (Modzelewska i in., 2020, 2021) oraz w monitorowaniu dynamiki gradacji kornika drukarza (Stereńczak i in., 2019). Uzyskane poziomy dokładności klasyfikacji potwierdziły przydatność tych danych w praktycznym zarządzaniu i w ochronie obszarów leśnych. Jednak zastosowanie tego typu danych wymaga dużej wiedzy oraz – jak na razie – dużego budżetu.

Dane naziemnego skanowania laserowego pozyskane zostały w projekcie w ograniczonym zakresie i w związku z tym ich analiza ograniczyła się do wybranych aspektów (por. rozdz. 10 i 11). Ze względu na charakter pozyskanych danych niemożliwe było ich pełne wykorzystanie w analizie pojedynczych drzew. Zdecydowano się więc na przetworzenie całej chmury punktów i na analizę wybranych cech taksacyjnych drzewostanów (zagęszczenie, zasobność, pierśnicowe pole przekroju). Uzyskane wyniki pokazały, że nawet chmura punktów pozyskana tylko z jednego stanowiska może dostarczyć informacje niezbędne do właściwego skwantyfikowania wymienionych wyżej cech, a także zarejestrować ich zmiany w czasie. Dużym mankamentem naziemnego skanowania laserowego jest niestety to, że pozyskuje ono informacje dla dość ograniczonego obszaru, przez co bardzo trudno jest je wykorzystać w większej skali przestrzennej. Dodatkowym utrudnieniem jest też ograniczona liczba narzędzi dedykowanych do analizy danych naziemnego skanowania laserowego.

Tabela 16.2. Ocena materiałów teledetekcyjnych wykorzystanych w projekcie LIFE+ ForBioSensing pod względem ich przydatności do opisu wybranych charakterystyk lasu (wartość 5 oznacza największą przydatność, wartość 0 – brak przydatności)

	Lotnicze skanowanie laserowe (ALS)	Chmura punktów ze zdjęć lotniczych	Lotnicze dane wielospektralne (RGBIR)	Satelitarne dane wielospektralne (RGBIR)	Lotnicze dane hiperspektralne	Naziemne skanowanie laserowe (TLS)
Zasobność drzewostanu	5	4	2	2	3	2
Inne cechy taksacyjne drzewostanu	5	4	3	2	3	2
Skład gatunkowy	4	2	2	2	5	2
Struktura pionowa drzewostanu	5	2	0	0	2	4
Struktura pozioma drzewostanu	5	4	3	2	3	4
Zdrowotność drzew	4	2	5	4	5	2
Detekcja i analiza wielkości luk	5	4	3	3	3	2

Z punktu widzenia potrzeby określenia wybranych cech drzew i drzewostanów, najlepszym zestawem danych jest chmura punktów pozyskana w efekcie wykorzystania lotniczego skanowania laserowego (tab. 16.3). Ze względu na aktualne ceny danych oraz gęstość chmury punktów, wydaje się, że w najbliższym czasie trudno będzie dane te zastąpić innymi. Nasz projekt potwierdził również, że mimo złożoności struktury drzewostanów Puszczy Białowieskiej, zastosowanie danych lotniczego skanowania laserowego umożliwiło bardzo wiele analiz, a integracja tych danych z innymi nie dawała aż tak znaczącej poprawy wyników, by opłacało się takowe dane zamawiać. Optymalnym byłoby – poza danymi ALS – pozyskiwanie jednocześnie danych lotniczych CIR. Wykorzystanie tych dwóch zestawów danych wydaje się optymalnym rozwiązaniem w inwentaryzacji i monitorowaniu drzewostanów.

Alternatywą dla chmury ALS w określaniu cech taksacyjnych może być albo chmura punktów uzyskana ze zdjęć lotniczych, albo dane hiperspektralne. Chmura punktów pozyskana z lotniczych zdjęć wielospektralnych może w pewnych zakresach posłużyć do opisu struktury lasu oraz do inwentaryzacji wybranych cech drzew i drzewostanów (wysokość, zagęszczenie, itp.). Niestety chmura ta nie charakteryzuje struktury drzewostanu, a jedynie opisuje górną jego powierzchnię, przez co ma ograniczone zastosowanie w opisie struktury pionowej drzewostanów. Z kolei jej atut stanowi to, że w analizach, poza informacją geometryczną, możliwe jest wykorzystanie także informacji radiometrycznej, szczególnie w kontekście określania stanu zdrowotnego drzew (Kamińska i in., 2018).

Dane hiperspektralne, ze względu na bardzo dużą liczbę kanałów spektralnych dane te z powodzeniem wykorzystać można do detekcji gatunków oraz do określenia kondycji drzew i drzewostanów. Koszty tych danych warunkują ich praktyczne wykorzystanie, m.in. dlatego, że mają wpływ na ich rozdzielczość przestrzenną, która z kolei ogranicza dokładność wykonywanych analiz.

Dane naziemnego skanowania laserowego mają obecnie raczej bardzo ograniczone możliwości zastosowania w praktyce, za to duży potencjał w badaniach naukowych, które dotyczą aspektów związanych z architekturą drzew, ich wzrostem oraz interakcjami między sąsiadującymi ze sobą drzewami. Szersze zastosowanie tych danych na pewno nastąpi, gdy pojawią się dedykowane narzędzia, umożliwiające automatyzację procesu ich przetwarzania oraz dające możliwość określania cech pojedynczych drzew.

Tabela 16.3. Wskazanie optymalnych pod kątem dokładności i kosztów materiałów teledetekcyjnych wykorzystanych w projekcie Life+ ForBioSensing w określaniu wybranych charakterystyk lasów (lotnicze skanowanie laserowe – ALS, zdjęcia w kompozycji z kanałem podczerwonym – CIR)

	Optymalny i alternatywny zestaw danych dla najdokładniejszej inwentaryzacji	Optymalny pod względem ekonomicznym zestaw danych zapewniających wiarygodną informację
Zasobność drzewostanu	ALS, ALS + lotnicze dane hiperspektralne	Chmura punktów ze zdjęć lotniczych
Inne cechy taksacyjne drzewostanu	ALS, ALS + lotnicze dane hiperspektralne	Chmura punktów ze zdjęć lotniczych
Skład gatunkowy	lotnicze dane hiperspektralne, lotnicze dane hiperspektralne + ALS	Wielospektralne dane satelitarne
Struktura pionowa drzewostanu	ALS	ALS
Struktura pozioma drzewostanu	ALS	Chmura punktów ze zdjęć lotniczych
Zdrowotność drzew	ALS+CIR, CIR (z dowolnego pałapu)	CIR (z dowolnego pałapu)
Detekcja i analiza wielkości luk	ALS	Chmura punktów ze zdjęć lotniczych

Pozyskanie, kontrola i przetworzenie danych teledetekcyjnych oznacza konieczność poniesienia kosztów. Generalnie dane o większej rozdzielczości/gęstości oraz pozyskane z większym pokryciem poprzecznym i podłużnym są droższe. W projekcie ForBioSensing średni koszt danych satelitarnych Pléiades oraz lotniczych danych wielospektralnych wyniósł około 0,9 zł ha⁻¹, dane lotniczego skanowania laserowego kosztowały około 3 zł ha⁻¹, a dane hiperspektralne około 4 zł ha⁻¹. Przy projektowaniu systemu monitorowania drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych, poza kosztami, należy wziąć pod uwagę także:

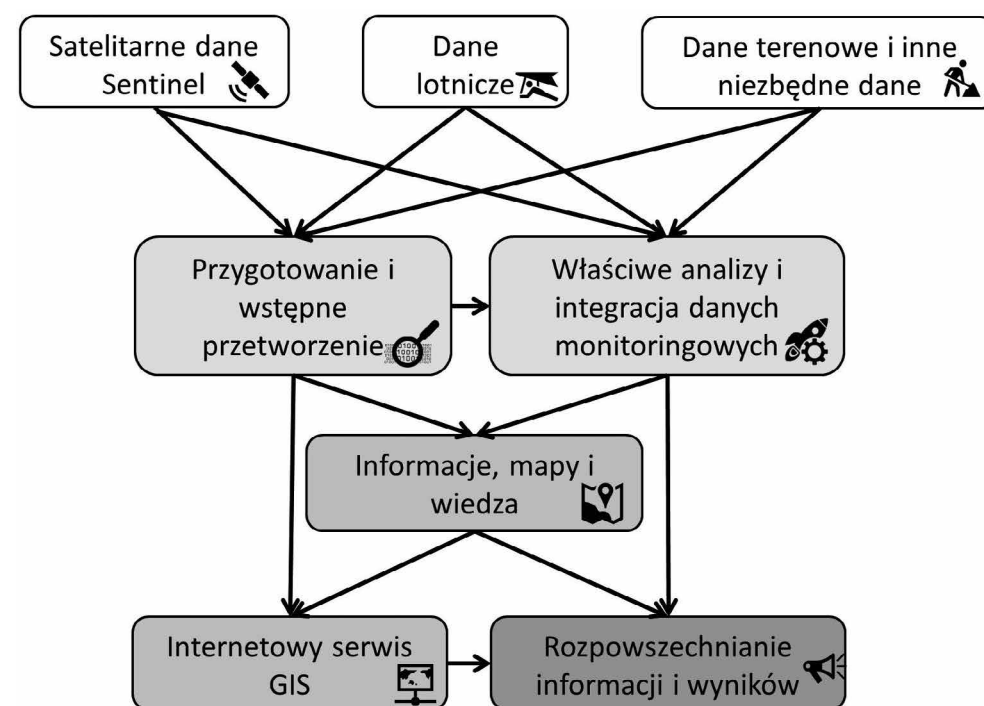
- Kto będzie użytkownikiem systemu?
- Jakie know-how charakteryzuje zasoby osobowe instytucji odpowiedzialnej za prowadzenie monitoringu?
- Jakie zadania system ma realizować?
- Jakie elementy ekosystemu leśnego mają podlegać monitoringowi?
- Jaka powinna być minimalna jednostka powierzchni, dla której generowane będą wyniki analizy (np. piksel o boku równym 20 m czy może poziom wydzielenia)?
- Jaka powinna być częstotliwość dostarczania informacji?
- Jaki jest budżet przedsięwzięcia?
- Kto będzie przetwarzał dane i tworzył mapy z niezbędnymi informacjami?
- Ile czasu jest niezbędne od pozyskania danych do dostarczenia produktów analiz?

Odpowiedzi na powyższe i wiele innych pytań pozwolą na właściwe zaplanowanie i prowadzenie monitoringu drzewostanów. W tej kwestii wszystkie jednostki odpowiedzialne za zarządzanie obszarem Puszczy Białowieskiej powinny się porozumieć i wypracować optymalne rozwiązanie, odpowiadające ich wspólnym potrzebom.

16.4. Optymalny sposób monitorowania polskiej części Puszczy Białowieskiej

Optymalny sposób monitorowania Puszczy Białowieskiej (ryc. 16.4) powinien mieć następujące cechy:

- Pomiary naziemne wykonywane co 5 lat zgodnie z metodyką opracowaną w projekcie ForBioSensing czyli pomiar cech biometrycznych drzew stojących żywych i martwych oraz pomiar i klasyfikacja drewna martwego leżącego;
- Wykorzystanie w inwentaryzacji regularnej sieci powierzchni próbnych projektu Life+ ForBioSensing, zagęszczonej przez Lasy Państwowe w ramach inwentaryzacji przyrodniczych wykonanych w latach 2015–2017;
- Powierzchnie próbne o powierzchni co najmniej pięciu arów, choć biorąc pod uwagę rozmiary starych drzew w Puszczy Białowieskiej, można postulować, aby ich powierzchnia została powiększona; na powiększonej powierzchni można by mierzyć drzewa o pierśnicy min. 15 cm;
- Co 5 lat pozyskanie danych lotniczego skanowania laserowego i obrazów lotniczych CIR;
- W trybie ciągłym prowadzona analiza danych satelitarnych Sentinel albo innych nieodpłatnych danych satelitarnych o pikselu nie większym niż u danych Sentinel (terenowa wielkość piksela = 10 m);
- W przypadku wystąpienia gradacji lub innego zjawiska katastroficznego należy lokalnie zamówić wysokorozdzielcze dane lotnicze lub dane pozyskane przez bezzałogowy system latający (BSL);
- Całość danych naziemnych może być gromadzona z wykorzystaniem aplikacji opracowanej w projekcie Life+ ForBioSensing (por. rozdz. 4) i przechowywana w bazie danych;
- Kontrolę danych oraz szacowanie cech taksacyjnych można prowadzić z wykorzystaniem programu ALSGator, opracowanego w ramach projektu REMBIOFOR, a wdrażanego w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe.



Ryc. 16.4 Schemat graficzny możliwego do zastosowania na terenie polskiej części Puszczy Białowieskiej systemu monitorowania dynamiki drzewostanów z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych

Odpowiednio zaplanowany system monitoringu gwarantowałby aktualną i precyzyjną informację o drzewostanach polskiej części Puszczy Białowieskiej oraz o kierunkach i dynamice zachodzących w nich zmian. Jednocześnie tak zaplanowany system umożliwiłby monitorowanie procesu regeneracji drzewostanów po największej w historii tego obszaru gradacji kornika drukarza (Stereńczak i in., 2020). Poza tym system monitoringu teledetekcyjnego wykorzystałby w pełni efekty projektu LIFE+ ForBioSensing, w ramach którego zapoczątkowano monitorowanie drzewostanów Puszczy Białowieskiej z precyzją odniesioną do każdego pojedynczego drzewa widocznego z góry. Biorąc pod uwagę unikatowość tego obszaru oraz już zebrane dla niego dane istotnym elementem monitoringu byłoby rozbudowanie już istniejącego geoportalu, stworzonego w ramach projektu Life+ ForBioSensing. Taki geoportal z jednej strony gromadziłby wszystkie dane przestrzenne na temat Puszczy Białowieskiej w jednym miejscu, a z drugiej strony pozwoliłby analizować zachodzące na tym terenie zmiany w odniesieniu do pojedynczych drzew.

16.5. Podsumowanie

Puszcza Białowieska jest kompleksem leśnym, który, niezależnie od swojego statusu prawnego, powinien być przedmiotem szczególnej troski, gdyż w naszej strefie klimatycznej niewiele jest tak różnorodnych obszarów leśnych, gdzie nadal obserwować można naturalne procesy. Zapoczątkowany w ramach projektu LIFE+ ForBioSensing system monitorowania drzewostanów polskiej części Puszczy Białowieskiej oraz opracowane metody i narzędzia sprawiają, że kontynuacja prowadzenia monitoringu tego terenu jest możliwa i znacznie mniej kosztowna niż gdyby rozpoczynać ten proces od nowa. Poza tym w projekcie bardzo szczegółowo opisano strukturę drzewostanów od 2015 roku, ze szczególnym uwzględnieniem efektów gradacji kornika drukarza, a więc kolejne inwentaryzacje dostarczyłyby danych o dynamice drzewostanów i kierunkach zachodzących w nich zmian.

Pozyskane w ramach projektu dane oraz wyniki ich przetworzeń były bardzo cenne i dostarczyły nowej, obszernej wiedzy. Wyrazem tego jest fakt, że zostały one wykorzystane w praktyce prawie 80 razy, co potwierdzają podpisane licencje. Pozwoliły one również na uzyskanie nowej wiedzy i przyczyniły się do rozwoju metod analizy danych teledetekcyjnych. Wyrazem tego jest 27 prac naukowych o łącznym współczynniku wpływu (inaczej: mierze oddziaływania, ang. Impact Factor) IF=153 (stan na grudzień 2021 roku).

Zachodzące aktualnie zmiany klimatu, występowanie różnego rodzaju czynników biotycznych i abiotycznych, które mogą powodować masowe zamieranie drzew, a także rosnące zainteresowanie społeczeństwa stanem lasów w Polsce wymaga aktualnych i precyzyjnych danych. Dobrze zaplanowany monitoring może pomóc w obecnych wyzwaniach, jak również przygotować może jednostki zarządzające Puszcą Białowieską na wyzwania przyszłości.

Literatura

- Będkowski K. (red.), Adamczyk J., Kamińska G., Karaszkiwicz W., Korpetta D., Mozgawa J., Olenderek H., Stereńczak K., Tracz W., Zarzecka M. 2011. Las w rastrowym modelu danych przestrzennych. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Brzeziecki B., Woods K., Bolibok L., Zajączkowski J., Drozdowski S., Bielak K., Żybura H. 2020. Over 80 years without major disturbance, late-successional Białowieża woodlands exhibit complex dynamism, with coherent compositional shifts towards true old-growth conditions. *Journal of Ecology*, 108:1138–1154.
- Cochran W.G. 1977. *Sampling techniques*. John Wiley & Sons, New York.
- Fassnacht F.E., Latifi H., Stereńczak K., Modzelewska A., Lefsky M., Waser L.T., Straub C., Ghosh A. 2016. Review of studies on tree species classification from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment* 186, 64–87. DOI: 10.1016/j.rse.2016.08.013.
- Franklin S.E. 2001. *Remote sensing for sustainable forest management*. Boca Raton, Florida: CRC Press.

- Ganivet E., Bloomberg M. 2019. Towards rapid assessments of tree species diversity and structure in fragmented tropical forests: A review of perspectives offered by remotely-sensed and field-based data. *Forest Ecology and Management*, 432: 40–53.
- Grabska E., Socha J. 2021. Evaluating the effect of stand properties and site conditions on the forest reflectance from Sentinel-2 time series. *PLoS ONE* 16(3): e0248459. DOI: 10.1371/journal.pone.0248459.
- Ørka H.O., Frizzera L., Næsset E., 2017. Prediction of Species-Specific Volume Using Different Inventory Approaches by Fusing Airborne Laser Scanning and Hyperspectral Data. *Remote Sensing*, 9(5), 1–19.
- Illarionova S., Trekin A., Ignatiev V., Oseledets I. 2020. Neural-Based Hierarchical Approach for Detailed Dominant Forest Species Classification by Multispectral Satellite Imagery. *IEEE of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 14: 1810–1820.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K., Kraszewski B., Sadkowski R. 2018. Species-related single dead tree detection using multi-temporal ALS data and CIR imagery. *Remote Sensing of Environment*, 219: 31–43. DOI: 10.1016/j.rse.2018.10.005.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2020. Habitat and stand factors related to spatial dynamics of Norway spruce dieback driven by *Ips typographus* (L.) in the Białowieża Forest District. *Forest Ecology and Management*, 476, 118432. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118432.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Kraszewski B., Stereńczak K. 2021. Mass outbreaks and factors related to the spatial dynamics of spruce bark beetle (*Ips typographus*) dieback considering diverse management regimes in the Białowieża forest. *Forest Ecology and Management*, 498, 119530. DOI: 10.1016/j.foreco.2021.119530.
- Kamińska A., Lisiewicz M., Stereńczak K. 2021. Single Tree Classification Using Multi-Temporal ALS Data and CIR Imagery in Mixed Old-Growth Forest in Poland. *Remote Sensing*, 13, 5101. DOI: 10.3390/rs13245101.
- Kandare K., Dalponte M., Grabska, E.; Hostert, P.; Pflugmacher, D.; Ostapowicz, K. 2019. Forest Stand Species Mapping Using the Sentinel-2 Time Series. *Remote Sensing*, 11, 1197.
- Kangas A., Maltamo M. 2006. *Forest Inventory: Methodology and Applications*. Springer, 368 p. ISBN 9781402043819.
- Krok G., Kraszewski B., Stereńczak K. 2020. Zastosowanie naziemnego skanowania laserowego w inwentaryzacji lasu – przegląd wybranych zagadnień. *Leśne Prace Badawcze*, 81(4): 175–194. DOI: 10.2478/frp-2020-0021.
- Leite R.V., Silva C.A., Mohan M., Cardil A., Almeida, D.R.A.d., Carvalho S.d.P.C.e., Jaafar W.S.W.M., Guerra-Hernández J., Weiskittel A., Hudak A.T., Broadbent E.N., Prata G., Valbuena R., Leite H.G., Taqueti M.F., Soares A.A.V., Scolforo H.F., Amaral C.H.d., Dalla Corte A.P., Klauberg C. 2020. Individual Tree Attribute Estimation and Uniformity Assessment in Fast-Growing Eucalyptus spp. Forest Plantations Using Lidar and Linear Mixed-Effects Models. *Remote Sensing*, 12, 3599. DOI: 10.3390/rs12213599.

- Leiterer R., Torabzadeh H., Furrer R., Schaepman M.E., Morsdorf F. 2015. Towards Automated Characterization of Canopy Layering in Mixed Temperate Forests Using Airborne Laser Scanning. *Forests*, 6: 4146–4167. DOI: 10.3390/f6114146.
- Mielcarek M., Kamińska A., Stereńczak K. 2020. Digital aerial photogrammetry (DAP) and airborne laser scanning (ALS) as sources of information about tree height - comparisons of the accuracy of remote sensing methods for tree height estimation. *Remote Sensing*, 12, 1808. DOI:10.3390/rs12111808.
- Miścicki S., Stereńczak K. 2013. Określanie miąższości i zagęszczenia drzew w drzewostanach Centralnej Polski na podstawie danych lotniczego skanowania laserowego w dwufazowej metodzie inwentaryzacji zapasu. *Leśne Prace Badawcze*, 74(2): 127–136. DOI: 10.2478/frp-2013-0013.
- Modzelewska A., Stereńczak K., Mierczyk M., Maciuk S., Bałazy R., Zawila-Niedźwiecki T. 2017. Sensitivity of Vegetation Indices in Relation to Parameters of Norway Spruce Stands. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, 59(2): 85–98.
- Modzelewska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2020. Tree Species Identification within an extensive forest area using airborne hyperspectral data. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation* 84, 101960. DOI: 10.1016/j.jag.2019.101960.
- Modzelewska A., Kamińska A., Fassnacht F.E., Stereńczak K. 2021. Multitemporal hyperspectral tree species classification in the Białowieża Forest World Heritage site, Forestry. *An International Journal of Forest Research*, 94(3): 464–476. DOI: 10.1093/forestry/cpaa048.
- Moskal L.M., Erdody T., Kato A., Richardson J., Zheng G., Briggs D. 2009. Lidar Applications in Precision Forestry. *Proceedings SilviLaser*, 11: 154–163.
- Parkitna K., Krok G., Lisańczuk M., Mitelsztedt K., Ukalski K., Magnussen S., Markiewicz A., Miścicki S., Stereńczak K. 2021. Modelling growing stock volume of forest stands with the use of selected LiDAR Area Based Approaches in various predictive models. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, cpab011, DOI: 10.1093/forestry/cpab01.
- Santoro M., Beaudoin A., Beer C., Cartus O., Fransson J.E., Hall R.J. et al. 2015. Forest growing stock volume of the northern hemisphere: Spatially explicit estimates for 2010 derived from Envisat ASAR. *Remote Sensing of Environment*, 168: 316–334.
- Senf C., Seidl R., Hostert P. 2017. Remote sensing of forest insect disturbances: Current state and future directions. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 60: 49–60.
- Sapkota I.P., Tigabu M., Odén P.C. 2009. Species diversity and regeneration of old-growth seasonally dry *Shorea robusta* forests following gap formation. *Journal of Forestry Research*, 20: 7–14.
- Shafeian E., Fassnacht F.E., Latifi H., 2021. Mapping fractional woody cover in an extensive semi-arid woodland area at different spatial grains with Sentinel-2 and very high-resolution data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 105 102621.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż. 2017. Inventory of standing dead trees in the surroundings of communication routes – The contribution of remote sensing to potential risk assessments. *Forest Ecology and Management*, 402, 76–91. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.07.018.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Modzelewska A., Kraszewski B., Fassnacht F.E., Hilszczański J. 2019. Intra-annual *Ips typographus* outbreak monitoring using multi-temporal GIS analysis based on hyperspectral and ALS data in the Białowieża Forests. *Forest Ecology and Management*, 442, 105–116.
- Stereńczak K., Kraszewski B., Mielcarek M., Piasecka Ż., Lisiewicz M., Heurich M. 2020a. Mapping individual trees with airborne laser scanning data in an European lowland forest using a self-calibration algorithm. *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 93, 102191. DOI: 10.1016/j.jag.2020.102191.
- Stereńczak K., Mielcarek M., Kamińska A., Kraszewski B., Piasecka Ż., Miścicki S., Heurich M. 2020b. Influence of selected habitat and stand factors on bark beetle *Ips typographus* (L.) outbreak in the Białowieża Forest. *Forest Ecology and Management*, 459, 117826. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117826.
- Tang H., Armston J., Hancock S., Marselis S., Goetz S., Dubayah R. 2019. Characterizing global forest canopy cover distribution using spaceborne lidar. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111262.
- White J.C., Wulder M.A., Brooks D., Reich R., Wheate R.D. 2005. Detection of red attack stage mountain pine beetle infestation with high spatial resolution satellite imagery. *Remote Sensing of Environment* 96: 340–351. DOI: 10.1016/j.rse.2005.03.007.
- Wulder M.A., Dymond C.C., White J.C., Leckie D.G., Carroll A.L., 2006. Surveying mountain pine beetle damage of forests: A review of remote sensing opportunities. *Forest Ecology and Management*, 221: 27–41. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.09.021.
- Zhao J., Xie H., Ma J., Wang K. 2021. Integrated remote sensing and model approach for impact assessment of future climate change on the carbon budget of global forest ecosystems. *Global and Planetary Change*, 203: 103542.

17. Upowszechnianie wyników projektu ForBioSensing

Wirginia Duranowska¹, Damian Korzybski², Krzysztof Stereńczak²

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Informacja Naukowa i Promocja, Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn {w.duranowska, d.korzybski, k.stereczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

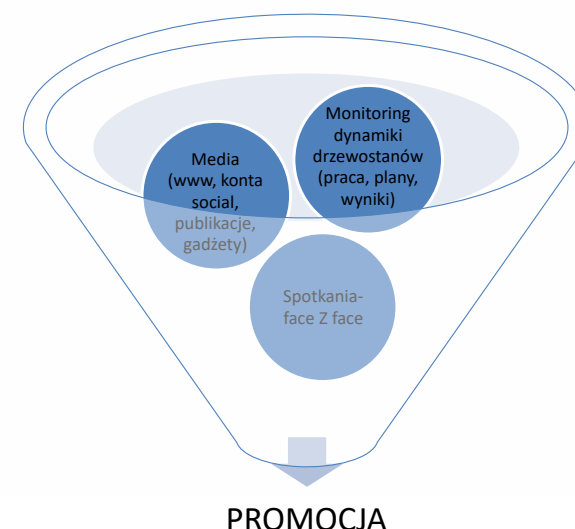
Niniejszy rozdział opisuje działania, które zostały zaplanowane i wykonane w projekcie, a mające na celu upowszechnianie wyników projektu. Zostały scharakteryzowane wszystkie wykorzystywane kanały komunikacji, zarówno bezpośrednie jak i pośrednie. Opisano upowszechnianie projektu z wykorzystaniem takich narzędzi jak: strona internetowa projektu, media społecznościowe, audycje telewizyjne, audycje radiowe, filmy upowszechniające, spotkania bezpośrednie, ulotki, wydawnictwa książkowe, gadżety projektowe, kalendarze, koszulki, publikacje naukowe. W ramach prowadzonych działań upowszechniających wykorzystujących narzędzia komunikacji pośredniej, w ciągu 6 lat trwania projektu, informacje dotarły do udokumentowanej liczby, co najmniej 5 milionów odbiorców. Wykorzystując narzędzia komunikacji bezpośredniej informacje o projekcie zaprezentowano blisko 15 tys. odbiorców na 134 różnego rodzaju spotkaniach. Doświadczenia opisane w niniejszym rozdziale mogą być przydatne dla innych Beneficjentów przystępujących do realizacji projektów współfinansowanych z Programu LIFE+.

Słowa kluczowe: promocja projektu, komunikacja w projekcie, media społecznościowe,

Wstęp

W projekcie ForBioSensing zaplanowano do zrealizowania, zgodnie z polityką Unii Europejskiej oraz założeniami projektu LIFE+, szeroką promocję działań i wyników projektu. Obywatele Unii Europejskiej mają prawo do wiedzy, na temat sposobu wykorzystania zasobów finansowych UE, jak i uzyskanych w efekcie wyników. UE wymaga więc informowania opinii publicznej (i wszystkich odbiorców rezultatów projektu), a także osób i podmiotów uczestniczących o wszelkich postępach w realizacji. W ramach projektu ForBioSensing wykonano wiele działań o charakterze promocyjnym, które zostały zaplanowane już w złożonej aplikacji. Zostały one zdefiniowane i sparametryzowane w specjalnie do tego celu dedykowanym fragmencie wniosku, gdzie określono właściwe wskaźniki realizacji konkretnych zadań. Celem rozdziału jest przedstawienie metod i technik upowszechniania projektu ForBioSensing w ramach prowadzonych działań promocyjnych oraz przedstawienie osiągniętych (zdaniem Beneficjenta – bardzo wysokich), mierzalnych efektów tych działań. Zespół ForBioSensing, pragnie podzielić się doświadczeniami związanymi z wykonanymi pracami nad promocją projektu. Przedstawione dalej sposoby upowszechniania mogą stać się inspiracją dla Beneficjentów podejmujących wyzwanie przeprowadzenia projektu współfinansowanego z Programu LIFE.

W trakcie podejmowania działalności promocyjnej ForBioSensing podjęto się wielu działań upowszechniających, począwszy od obligatoryjnych, jakimi są: strona internetowa projektu, stosowanie znaków promocyjnych na dokumentach projektowych, ustawienie tablic informacyjnych, a skończywszy na aktywnościach nieobowiązkowych, takich, jak m.in.: wystawienie tablic informacyjnych w siedzibach organizacji wspierających, roll-up'ów – widocznych na stoiskach, podczas wydarzeń w których pracownicy projektu brali udział, czy filmów promocyjnych, dostępnych w Internecie oraz wyświetlanych na konferencjach i wykładach. ForBioSensing występuje również w wielu innych audio- i wizualnych formach promocji. Na promocję projektu składają się trzy komponenty: wiedza, którą promowano, media, których używano w promocji oraz spotkania osobiste z różnymi interesariuszami, które miały charakter interakcyjny (ryc. 17.1.).



Rycina 17.1. Komponenty promocji w projekcie ForBioSensing

Wszelkie komunikaty związane z projektem (praca, plany, wyniki), przekazywane za pomocą mass mediów oraz innych nośników informacji nazywamy komunikacją pośrednią. Dzięki tej formie komunikowania się w projekcie, zrealizowano następujące wskaźniki promocyjne:

1. Wykonanie tablic informacyjnych (ryc. 2), które umieszczone zostały w siedzibach IBL (Sękocin Stary i Białowieża), siedzibach Interesariuszy: Białowieskim Parku Narodowym i w nadleśnictwach oraz na terenie w pobliżu miejsca realizacji projektu. Montaż tablic informacyjnych o projekcie na terenie Puszczy Białowieskiej, oprócz obowiązkowego umieszczenia tablic w siedzibie Beneficjenta, wykonano w miejscach popularnych, zarówno wśród odwiedzających Puszczę turystów, jak i osób zamieszkujących okoliczne miejscowości. Łącznie zainstalowano 10 tablic w następujących lokalizacjach: Nadleśnictwo Białowieża (uroczysko Stara Białowieża, ośrodek Edukacji Leśnej Jagiellońskie, rezerwat Pokazowy Żubrów), Nadle-

śnictwo Hajnówka (stacja początkowa Leśnej Kolejki Wąskotorowej, teren siedziby Nadleśnictwa), Nadleśnictwo Browsk (uroczysko Świnoroje), gmina Białowieża (parking przy ul. Kolejowej), Zakład Lasów Naturalnych w Białowieży (przed budynkiem ZLN w Białowieży oraz wewnątrz budynku), IBL w Sękocinie Starym (tablica na terenie IBL oraz wewnątrz budynku głównego IBL).



Rycina 17.2. Tablica informacyjna w projekcie ForBioSensing. Źródło. FBS

2. Wykonanie filmów upowszechniających działania projektowe. Zadaniem filmów było pokazanie wzrostu Puszczy, a dokładnie przyrostu i wzrostu drzew Puszczy. Zastosowane zostały w nich techniki zbierania obrazu w długich przedziałach czasu, by z pojedynczych klatek stworzyć dynamiczny obraz dokumentujący procesy wzrostu drzew w Puszczy. Filmy zostały wykorzystane w promocji projektu oraz udostępnione w sieci, gdzie zdobyły szerokie grono fanów i odbiorców. Produkcje (filmy, spoty, relacje ze spotkań) zrealizowane zostały na wielu etapach prac zespołu ForBioSensing. Dzięki temu odbiorcy mogą poznać drzewostany Puszczy Białowieżskiej widziane z perspektywy: naukowca, przyrodnika, a także pracownika terenowego. Bogactwo leśnego krajobrazu oraz otaczająca bioróżnorodność, krok po kroku pozwalają zdobyć odpowiedź na jedno z najważniejszych pytań sformułowanych w projekcie: „Jak las się zmienia?”. Filmy zostały wyemitowane w telewizji regionalnej. Poza ewidentną rolę promocyjną, stały się dobrym sposobem przekazania

społeczności lokalnej informacji o programie LIFE+ oraz o wynikach projektu. Od początku projektu ForBioSensing, powstały następujące produkcje filmowe:

- „Życie drzewa” (prod. Parkos Media), w sposób przystępny dla odbiorcy, pokazuje jak wiele funkcji realizuje drzewo: stoi na straży bioróżnorodności, dostarcza tlen, zapewnia ludziom drewno.
- Cykl filmów pt. „Poznać Puszcę Białowieżską” (prod. Parkos Media), dzięki nim można poznać ideę i cel projektu, dowiedzieć się więcej o metodach zdalnych obserwacji lasu stosowanych podczas jego realizacji, a także przyjrzeć się codziennej pracy zespołu terenowego.
- „Las się zmienia!” (prod. Parkos Media), w którym dokonano podsumowania 6-letnich prac zrealizowanych w projekcie. Przybliżono specyfikę wykorzystywania teledetekcji w leśnictwie, przedstawiono wyniki prac - a wraz z nimi cele, do których mogą zostać wykorzystane i już są stosowane dane ForBioSensing.

Wszystkie produkcje można obejrzeć za pośrednictwem platformy Youtube: https://www.youtube.com/channel/UC9aRcGf_wZs8GpnPg0Cikmg/videos

Szczególnie efektowną produkcją, ukazującą ekosystem leśny w niestandardowy sposób, bez obecności człowieka, jest film „Życie drzewa”. Taka forma przedstawiania przyrody znalazła uznanie w środowisku profesjonalnych twórców. Z dumą prezentujemy nagrodę, którą otrzymali twórcy produkcji wykonanej na potrzeby projektu ForBioSensing. Nagroda została przyznana w kategorii “film o charakterze edukacyjnym”. Podczas XVIII edycji Międzynarodowego Festiwalu Filmów Przyrodniczych im. W. Puchalskiego w Łodzi, który odbył się w dniach 22-25 września 2020 roku w formie online, konkurowało ze sobą 29 znakomitych produkcji z różnych części świata, m.in z: Serbii, Iranu, Niemiec, Holandii oraz Belgii.



Rycina 17.3. Przedstawiciele firmy Parkos, zdobywcy nagrody 18 MFFP dla filmu „Życie drzewa”
Źródło: I.Prokopiuk

Fragmenty filmu zostały wyemitowane 5 listopada 2020 roku na antenie Teleexpressu (ryc. 17.4.). W programie zwrócono uwagę na fakt, że drzewa są domem wielu gatunków zwierząt, a ich wartość przyrodnicza wzrasta wraz z wiekiem.

05.11.2020, 17:00

publikacja: 05.11.2020, 17:00



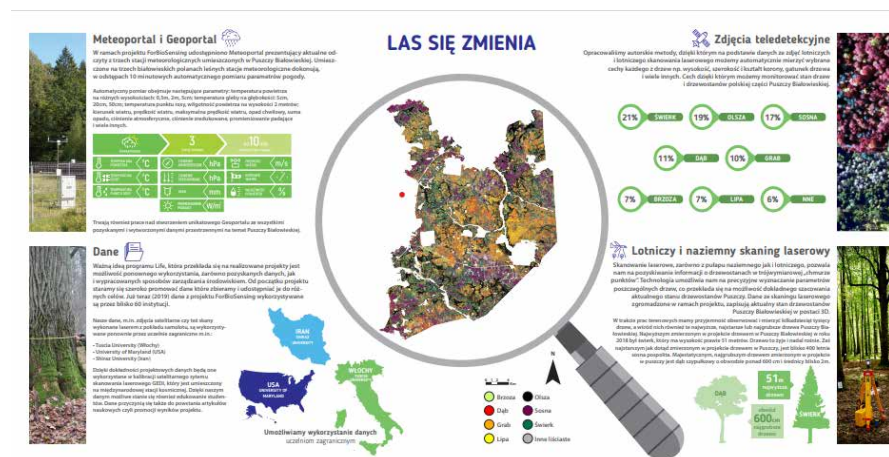
Rycina 17.4. Fragment filmu emitowanego w Teleexpresie. Źródło: TVP

3. Wydanie niniejszej, dwujęzycznej publikacji, dotyczącej drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Atrakcyjna wizualnie i merytorycznie publikacja ma za zadanie opisanie zmian zachodzących w Puszczy w szerokiej perspektywie czasowej. W ten sposób podsumowane zostały wyniki. W ramach projektu zgromadzony został niepowtarzalny materiał oraz ogrom nowych doświadczeń. Książka ta będzie rozprawiana bezpłatnie, część nakładu przekazana zostanie do biblioteki IBL, zbiorów BPN oraz lokalnych bibliotek.
4. Przygotowanie i druk 12-stronicowych kalendarzy A2 (ryc. 17.5.). Jednym z corocznie realizowanych działań w projekcie ForBioSensing było wydanie kalendarza projektowego. Przygotowanie kalendarzy jest bardzo praktycznym sposobem promocji. Na kolejnych kartach widoczne są piękne zdjęcia Puszczy, ale nie tylko, bo również i efekty prac, które powstają w kolejnych latach projektu. Wraz z pojawianiem się zobrazowań cyfrowych – map i wizualizacji, na kalendarzach w kolejnych latach, zaczęły przeważać prezentacje wyników. Kalendarze ForBioSensing docierały corocznie do ponad 600 osób.



Rycina 17.5. Okładka kalendarza projektowego z 2020 roku. Źródło: FBS

5. Przygotowanie, tłumaczenie i druk materiałów informacyjnych o projekcie w dwóch językach (PL i EN). Te kilkunastostronicowe ulotki o projekcie (przygotowano różne wersje – wyprodukowano 22 500 sztuk), informowały o celach i założeniach projektu oraz jego wynikach (ryc. 17.6.). Zastosowano wysoki poziom graficzny opracowania, zapewniono jakość papieru oraz atrakcyjne fotografie. Materiały informacyjne zostały rozprowadzone we wszelkich dostępnych miejscach potencjalnej promocji projektu – punktach informacji turystycznej, siedzibach administracji państwowej i samorządowej, szkołach itp. Druga seria materiałów promocyjnych została zaktualizowana o uzyskane wyniki.



Rycina 17.6. Fragment ulotki FBS. Źródło: FBS

6. Koszulki z logo projektu i logo instrumentu finansowego LIFE+ były rozprowadzane w ramach spotkań, głównie w szkołach i w trakcie konferencji. Wyprodukowano 1700 szt. (2 edycje – po 850 w każdej). Grafika, która pojawiła się na nich została zaprojektowana przez 14-letnią wolontariuszkę, Dominikę (ryc. 17.7.). Jej dzieło przedstawia prace terenowe wykonywane w ramach naszego projektu.



Rycina 17.7. Koszulki projektowe. Źródło: FBS

7. Realizacja cyklu pięciu audycji radiowych i ich emisja w regionalnych stacjach radiowych. Audycje miały za zadanie przedstawienie celów i efektów projektu oraz umożliwienie radiosłuchaczom wzięcia czynnego udziału w dyskusji w tej sprawie. Audycje zostały poprowadzone przez Polskie Radio Białystok, a efekty audycji można usłyszeć za pośrednictwem witryny, w zakładce audycje: <https://www.radio.bialystok.pl/ekosfera/index/id/150434>.
8. Publikacje naukowe. Doświadczenie i zaangażowanie w prace badawcze zespołu ForBioSensing oraz współpracujących z nimi zespołów naukowych, od wielu lat skutkuje powstawaniem publikacji, prezentacji oraz doniesień konferencyjnych. Przekazujemy Państwu dostęp do publikacji naukowych dotychczas powstałych w projekcie. Znaleźć można tam pozycje m.in. z zakresu zastosowania geoinformatyki w leśnictwie dot. oceny zdrowotności drzewostanów, identyfikacji gatunków, czy też określania cech pojedynczych drzew. W poniższym linku znajduje się spis tych publikacji. Serdecznie zachęcamy do ich lektury: <http://www.forbiosensing.pl/publikacje-naukowe>. Podsumowując, na koniec 2021 w ramach lub w efekcie projektu powstało 27 prac naukowych o łącznym IF 153 i sumarycznej liczbie punktów ministerialnych 3109. Prace publikowane były m.in. w następujących czasopismach

naukowych: Nature, Nature Communication, The Proceedings of the National Academy of Sciences, Remote Sensing of Environment, Forest Ecology and Management, International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation, Nature Scientific Data, Remote Sensing, International Journal of Remote Sensing, Forestry: An International Journal of Forest Research i Forests. Poza tym powstało kilkanaście prac popularno-naukowych i rozdziałów monografii.

9. Raport Laika. Publikacja ta zawiera informacje o projekcie dla odbiorcy nieposiadającego wykształcenia przyrodniczego. Raport ten opisuje najważniejsze zadania realizowanego projektu – cele, działania i wyniki. Został on opracowany pod koniec realizacji projektu, w języku polskim i angielskim.
10. Identyfikacja wizualna projektu (ryc. 17.8.). Wszystkie formy promocji: zaplanowane działania i wyniki uzyskane w projekcie, w ramach projektu LIFE+ ForBioSensing, opatrzone zostały identyfikacją wizualną projektu. Oznacza to, że zrealizowane produkty promocji m.in.: wystawienie tablic informacyjnych, roll-up'y, filmy promocyjne, ulotki itd. zawierają następujące logotypy: LIFE+, NFOŚiGW, IBL oraz logo projektu ForBioSensing, a także: nazwę projektu, nr umowy, informację o źródłach finansowania projektu. Wszystkie te oznaczenia, pomagają czytelnie zidentyfikować projekt ForBioSensing.



Rycina 17.8. Okładka ulotki projektu ForBioSensing. Źródło: FBS

11. Aktualne informacje o działalności projektu na www i kontach social media. Kolejnym działaniem promocyjnym jest prowadzenie i aktualizowanie na bieżąco informacji na temat projektu i publikowanie ich na kanałach: stronie internetowej projektu oraz kontach social media. Działania te obejmują takie konta i narzędzia jak:

- Aktualizowanie na bieżąco strony www projektu: www.forbiosensing.pl.
- Aktualizowanie na bieżąco profili projektu na portalach społecznościowych: Facebook, Twitter, Instagram, kanał YouTube.
- Prowadzenie serwisu internetowego (Meteoportal) prezentującego aktualny stan kilkunastu parametrów meteorologicznych rejestrowanych na bieżąco w trzech lokalizacjach Puszczy Białowieskiej. Serwis jest dostępny pod adresem: <http://www.forbiosensing.pl/meteoportal>.

Strona www. Stale aktualizowana strona internetowa projektu, zawierająca informacje o jego założeniach i celach, źródle finansowania, postępach w realizacji założeń projektu oraz działaniach w zakresie realizacji projektu - to najlepszy sposób na promocję projektu ze względu na jej powszechną dostępność. Na stronie wielokrotnie informowano odbiorców o najważniejszych wydarzeniach w projekcie, planowanych działaniach, spotkaniach oraz przekazywaniu danych. Od początku projektu treści zawarte na stronie uzyskały 164 482 odsłony.



Rycina 17.9. Strona internetowa projektu ForBioSensing. Źródło. FBS

Facebook. To jedno z mediów o największym zasięgu odbiorców. Posiada swoich stałych czytelników (tzw. fanów), którzy cyklicznie “lubią” oraz “udostępniają” publikowane treści. W ciągu ostatnich lat na fanpage’u projektu www.facebook.com/forbiosensing stworzono stałe cykle postów, dotyczące codziennej pracy zespołu projektowego i opisujących puszczańską przyrodę. Do stałych postów należą cykle:

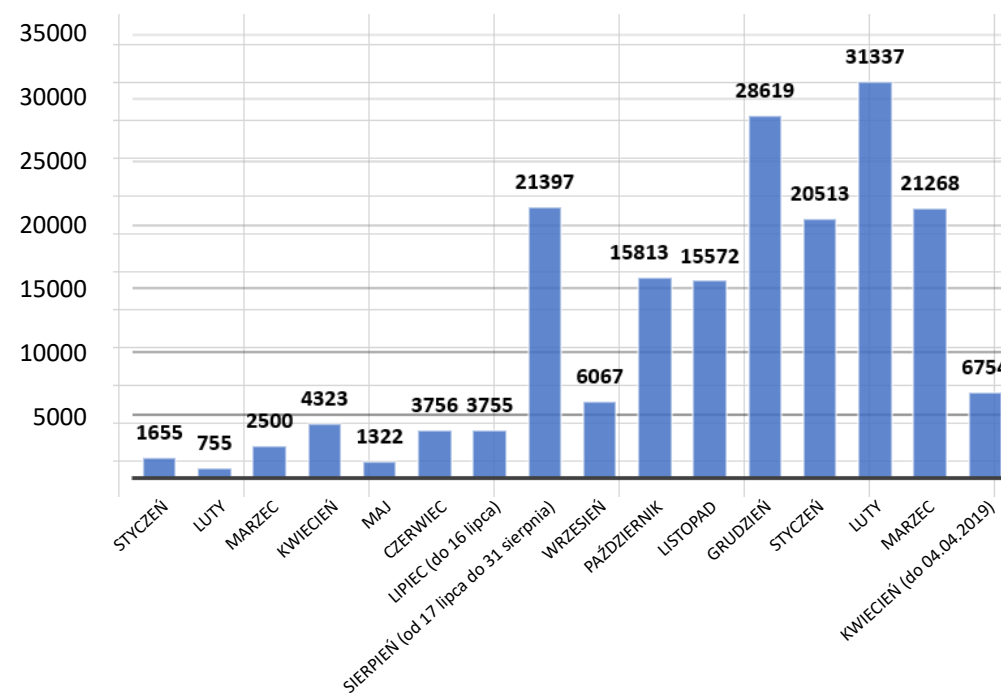
- Nasze działania w Puszczy (codzienna praca zespołu, działania terenowe);
- Z wideoteki ForBioSensing (najnowsze produkcje filmowe, wydarzenia oraz virale, powstałe w projekcie);
- Podziwiając bioróżnorodność (puszczańska przyroda, barwne opisy roślin i zwierząt, zgodnie z porą roku).

Cykle te sprawiły, że strona fanpage zaczęła w szybkim tempie przybierać na popularności.



Rycina 17.10. Wzrost polubień fanpage od 2018 roku. Źródło. FBS

Szczególnie dobrym czasem dla wzrostu popularności postów na fanpage’u ForBioSensing był przełom lat 2018 i 2019. W lutym 2019 roku posty osiągnęły zasięg 31 337 osób.



Rycina 17.11. Zasięg postów w 2018/2019 r. Źródło. FBS



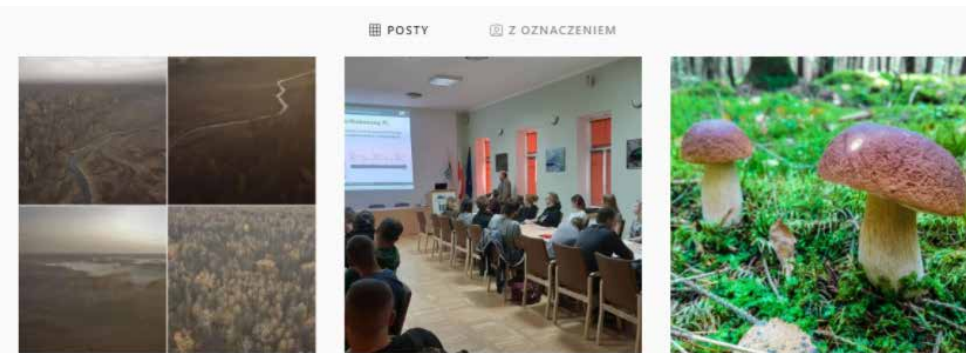
LIFE+ ForBioSensing @ForBioSensing · 23 lut 2021

In the multitude of everyday matters, it is worth stopping sometimes and seeing the #beauty of the #night #sky above the #treetops. What if we live in a place that is not suitable for #observation? Nothing is lost. You can see #photos made by our #field #worker.

#bialowieża #art

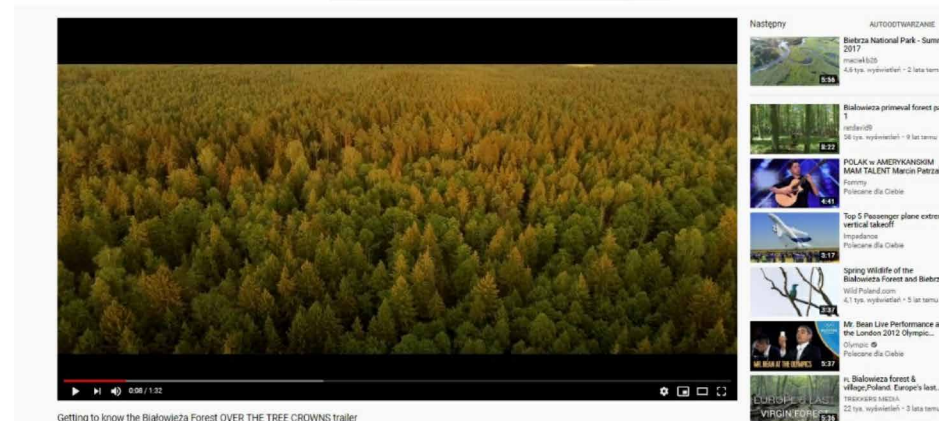
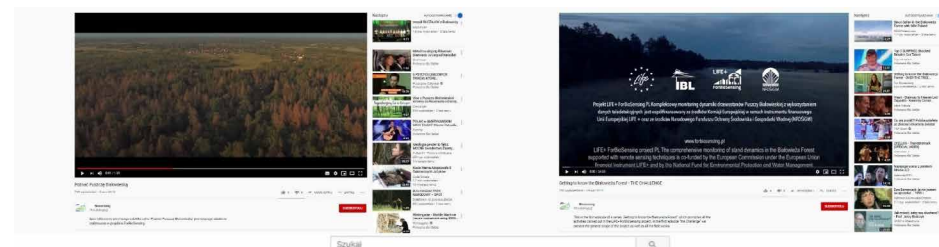


Rycina 17.12. Aktualność z konta Twitter. Źródło. FBS



Rycina 17.13. Aktualność z konta Instagram. Źródło. FBS

Twitter i Instagram. Merytoryczne teksty oraz szerokie relacje zdjęciowe z prac projektowych zdobyły rzesze odbiorców także na kanałach Twitter oraz Instagram. Posty (ryc. 17.12, 17.13.) na obydwu kanałach dotarły do blisko 450 tysięcy osób.



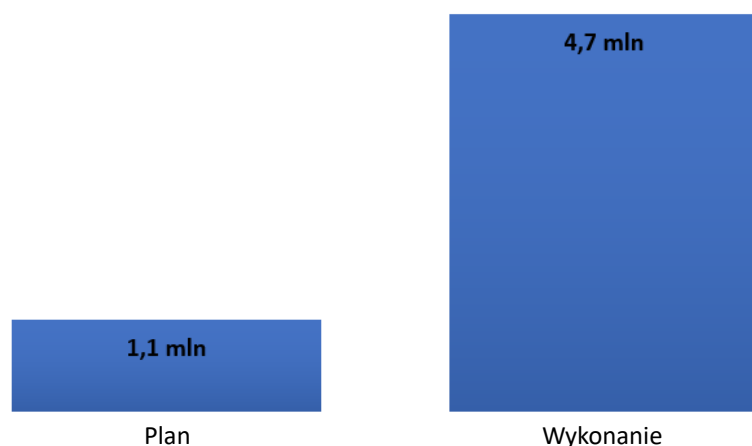
Rycina 17.14. Produkcje ForBioSensing na platformie Youtube. Źródło. FBS

Youtube: Produkcje powstałe w projekcie (filmy, spoty, relacje ze spotkań) są szeroko promowane w Internecie dzięki platformie Youtube. Firmy dostępne na kanale projektu ForBioSensing: https://www.youtube.com/channel/UC9aRcGf_wZs8GpnPg0Cikmg/videos, dotarły do ponad 16 590 odbiorców.

Dzięki wykorzystaniu narzędzi komunikacji pośredniej w projekcie ForBioSensing udało się wytworzyć wiele namacalnych produktów promocji, które cieszyły się uznaniem i popularnością odbiorców. Niestety epidemia wirusa SARS-CoV-2 w roku 2020 uniemożliwiła kontynuowanie realizacji wielu z nich, jak np. rozdawanie ulotek czy gadżetów promocyjnych, z powodu zaniechania organizacji wydarzeń masowych.

Pomimo obiektywnych trudności, które wystąpiły pod koniec projektu, do których należy zaliczyć epidemię wirusa Sars-Cov-2 oraz wprowadzenie stanu wyjątkowego na obszarze realizacji projektu, można uznać, że działania wykorzystujące opisane narzędzia komunikacji pośredniej (w uproszczeniu uznajemy, że są to narzędzia komunikacji masowej), zakończyły się mierzalnym sukcesem. Zaplanowane, aktywne i stałe korzystanie z wyżej opisanych narzędzi komunikacji pośredniej, sprawiło, że w ciągu 6 lat informacje o projekcie dotarły do udokumentowanej liczby, prawie **5 milionów odbiorców** (4 763 796 odbiorców – stan na grudzień, 2021). Wskaźnik udokumentowanego dotarcia kilkakrotnie przekroczył i tak ambitne plany, które stawiał sobie Beneficjent na początku projektu.

Komunikacja masowa w projekcie ForBioSensing (podsumowanie)



Rycina 17.15. Komunikacja masowa w projekcie ForBioSensing (plan + wykonanie). Opracowanie. FBS

Drugą grupą narzędzi, której aktywne wykorzystanie zaplanowano i zrealizowano w działaniach upowszechniających projekt była **Komunikacja bezpośrednia**. To cenna, bardzo pracochłonna, ale i skuteczna metoda komunikacji. Organizacja spotkań lub udział w wydarzeniach organizowanych przez inne jednostki, prowadzenie wykładów, szkoleń, seminariów, bezpośrednie rozmowy z odbiorcami, udział w wystawach, konferencjach, dniach otwartych, spotkaniach lokalnych społeczności, pozwalały promować projekt szerzej i zapewne efektywniej (informacje były lepiej i dłużej zapamiętywane), niż z wykorzystaniem komunikacji pośredniej. Dzięki tej formie komunikowania się w projekcie, zrealizowano następujące wskaźniki promocyjne:

1. Spotkania bezpośrednie. Odczyty, wykłady i spotkania dla instytucji, uczelni i społeczności lokalnych są ważnym elementem promocji projektu. Celem tego zadania była organizacja spotkań i udział w seminariach, konferencjach, podczas których prezentowane były wyniki prowadzonych w projekcie prac, a następnie prowadzono dyskusję nad uzyskanymi rezultatami. Podczas projektu wzięto udział w 134 spotkaniach, w tym o charakterze specjalistycznym (74 spotkania) oraz popularnym (60 spotkań). We wszystkich wydarzeniach udział wzięło blisko 15000 uczestników. Spotkania z odbiorcami zaplanowano w różnych grupach docelowych. Praktycznie w każdej z grup zrealizowano (na moment opracowania niniejszej publikacji) więcej spotkań niż planowano. Nazwy grup odbiorców wynikają z oryginalnego podziału przyjętego w dokumentacji projektu.

Tabela 17.1. Wskaźniki realizacji zadania spotkań bezpośrednich w podziale na grupy odbiorców.
Oprac. FBS

Grupa	Plan	Wykonanie
General public/Local-Regional/<25	10	19
General public/Local-Regional/25-75	10	12
General public/National/<25	3	2
General public/National/25-75	3	11
General public/National/75-100	3	5
General public/National/>100	2	16
General public/EU-International/<25	2	3
General public/EU-International/25-75	2	1
Specialised audience/Local-Regional/<25	2	11
Specialised audience/National/<25	2	13
Very specialised audience/Local-Regional/<25	2	6
Very specialised audience/Local-Regional/25-75	2	8
Very specialised audience/National/<25	3	3
Very specialised audience/National/25-75	3	2
Very specialised audience/National/75-100	1	1
Very specialised audience/National/>100	1	3
Very specialised audience/EU-International/<25	3	5
Very specialised audience/EU-International/25-75	2	5
Very specialised audience/EU-International/75-100	2	4
Very specialised audience/EU-International/>100	2	10

Informacje o planowanych spotkaniach i seminariach oraz relacje po odbytych spotkaniach i seminariach prezentowane są na stronie internetowej projektu. Udział w spotkaniach organizowanych w ramach projektu był nieodpłatny, a ich uczestnicy otrzymali materiały promocyjne. W związku z epidemią wirusa SARS-CoV-2 w roku 2020 i wprowadzeniem stanu wyjątkowego na obszarze realizacji projektu, które uniemożliwiły kontynuowanie spotkań, działalność promocyjna została w tym aspekcie zawieszona. Przedłużający się stan zagrożenia epidemicznego nie pozwolił na dokończenie zaplanowanych działań. Spotkania, które udało się wykonać przed epidemią mają swoją wartość dodaną. Współpraca z Interestariuszami pozwoliła na przełożenie otrzymanych w projekcie wyników na elementy dydaktyki. Umożliwiło to udzielenie wsparcia rozwoju młodych kadr i jednocześnie przyczyniło się do promocji projektu. Wśród konferencji i spotkań w których zespół ForBioSensing wziął udział, warto wymienić: konferencje pod auspicjami Międzynarodowej Unii Leśnych

Organizacji Badawczych (IUFRO), Międzynarodowego Towarzystwa Fotogrametrii i Teledetekcji (ISPRS), organizowane przez Lasy Państwowe, Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie, Polskie Towarzystwo Fotogrametrii i Teledetekcji, Oddział Teledetekcji i Geoinformatyki Polskiego Towarzystwa Geograficznego oraz wiele innych.

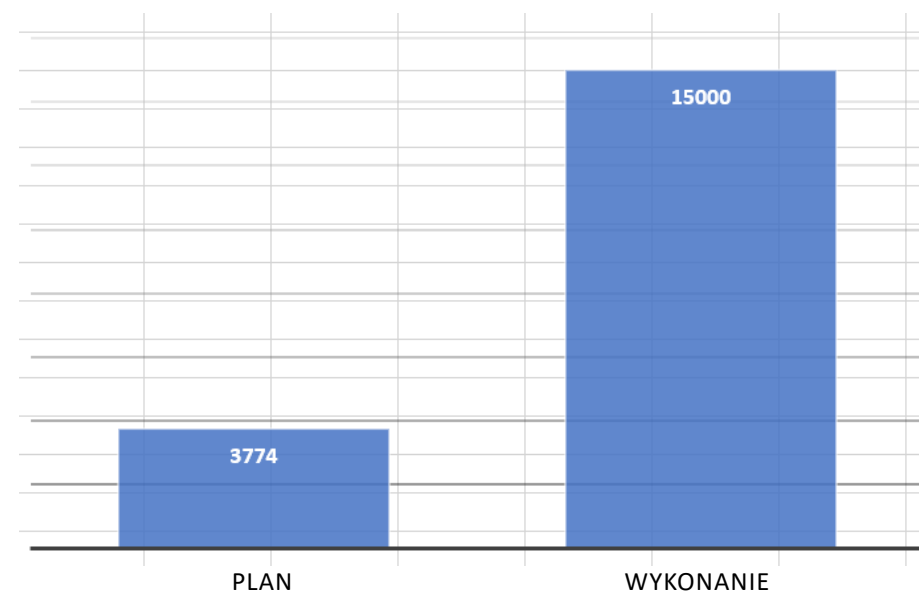
2. Dwukierunkowa komunikacja z Interesariuszami projektu. Komunikacja dwukierunkowa w projekcie została przeprowadzona z wieloma podmiotami i instytucjami krajowymi, wśród nich znalazły się:

- Jednostki Administracji Państwowej: Ministerstwo Środowiska (Departamenty: Leśnictwa i Ochrony Przyrody), Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska oraz podległe jej Regionalne Dyrekcje Ochrony Środowiska (w tym Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Białymstoku);
- Jednostki administracji samorządowej, w tym Gminy: Białowieża, Hajnówka, Narewka, Dubicze Cerkiewne, Czyże oraz gminy zlokalizowane w sąsiedztwie regionu Puszczy Białowieskiej, Starostwo Powiatowe w Hajnówce, Departament Infrastruktury i Ochrony Środowiska Urzędu Marszałkowskiego Województwa Podlaskiego;
- Firmy prowadzące inwentaryzację zasobów leśnych Polski dla potrzeb gospodarki leśnej i ochrony przyrody (m.in. plany urządzenia lasu oraz plany ochrony), m.in.: Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej (w tym BULiGL Oddział w Białymstoku), Taxus SI Sp. z o.o., Krameko Sp. z o.o.;
- organizacje pozarządowe, jak np. WWF, Pracownia na Rzecz Wszystkich Istot, Stowarzyszenie „SANTA” Obrona Puszczy Białowieskiej.

Z racji rangi obiektu objętego realizacją projektu (Puszcza Białowieska) odbiorcy projektu to także społeczność międzynarodowa, w szczególności:

- Instytucje unijne: Dyrektoriaty;
- Europejska Platforma Leśna;
- Europejska Konfederacja Prywatnych Właścicieli Lasów (CEPF);
- Stowarzyszenie Lasów Państwowych (EUSTAFOR);
- Międzynarodowa Unia Leśnych Organizacji Badawczych (IUFRO);
- Międzynarodowe Towarzystwo Fotogrametrii i Teledetekcji (ISPRS);
- Europejski Instytut Leśny (EFI);
- Komisja Europejska i Parlament Europejski;
- LULCaFT (Land Use/Land Cover and Forest Types) w zakresie zagadnień i określania i analizy zmian ABG metodami (Above Ground Biomass) metodami teledetekcji lotniczej i satelitarnej;
- REDD (Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation), w projektach, w których wykorzystane są metody teledetekcji dla rozległych obszarów leśnych.

Podobnie jak w przypadku komunikacji pośredniej, wykorzystanie narzędzi komunikacji bezpośredniej, w szczególności aktywne wyszukiwanie wydarzeń, w których można byłoby zaprezentować projekt ForBioSensing, doprowadziły do przekroczenia planowanych wskaźników realizacji zadania. Praca całego Zespołu ForBioSensing doprowadziła do bezpośrednich spotkań z ponad 15 tysiącami odbiorców.



Rycina 17.16. Podsumowanie działań komunikacyjnych w projekcie. Stan na grudzień 2021

Szeroka gama działań i technik promocyjnych (rzeczowość komunikatów, odpowiedni dobór informacji do grup docelowych, wybór produktów promocji, relacje opatrzone ciekawym materiałem graficznym i zdjęciowym), a przede wszystkim sumienna praca zespołu projektowego (istota materiału promocyjnego), pozwoliły na osiągnięcie dużo wyższych wartości wskaźników promocyjnych niż pierwotnie planowano. Wielokanałowość przekazu sprawiła wzajemne uzupełnianie się środków masowej informacji, a tym samym - wzmocnienie przekazu. Dzięki rzeczowej, dobrze zaplanowanej i kreatywnej pracy, zyskano skuteczną i zapadającą w pamięć kampanię promocyjną projektu. Cieszymy się i jesteśmy usatysfakcjonowani, że to się udało.

Dziękujemy, że byliście z nami!

18. Replikacja efektów projektu, sieciowanie Beneficjentów i upowszechnianie Programu LIFE+

Damian Korzybski¹, Wirginia Duranowska², Krzysztof Stereńczak¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

² Instytut Badawczy Leśnictwa, Informacja Naukowa i Promocja, Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn

{d.korzybski, w.duranowska, k.stereczak}@ibles.waw.pl

Abstrakt

Niniejszy rozdział podsumowuje działania zarządcze podjęte w trakcie realizacji dużego projektu współfinansowanego z Programu LIFE, zwracając szczególną uwagę na obszary związane z zapewnieniem możliwości ponownego wykorzystania produktów projektu, współdzieleniem się doświadczeniami i wiedzą nabytą podczas realizacji projektu oraz promowaniem samego Programu Life w ramach działań związanych z upowszechnianiem projektu. Scharakteryzowano również historię Programu LIFE oraz działania związane z kontrolowaną komunikacją w projekcie. Opisano sposób udostępniania danych uzyskanych w projekcie, które zapewniły możliwość praktycznego wdrożenia wyników w blisko 80 aplikacjach na całym świecie.

Słowa kluczowe: re-use, networking, udostępnianie danych, open access, replikacja produktów projektu.

Projekt ForBioSensing, będący przedmiotem niniejszej publikacji, jest jednym z licznych przedsięwzięć realizowanych na obszarze Unii Europejskiej, współfinansowanych z programu LIFE. Celem rozdziału jest przedstawienie doświadczeń zebranych przez zespół projektowy, związanych z funkcjonowaniem projektu w ramach Programu LIFE, dotyczących: transferu efektów poza obszar projektu, współpracy z innymi beneficjentami (tzw. “networkingu”), oraz upowszechniania programu LIFE w ramach prowadzonych działań promocyjnych. Dodatkowo, krótko scharakteryzowano historię Programu LIFE oraz uwarunkowania naboru wniosków z roku 2013, w ramach którego składana była aplikacja na projekt ForBioSensing.

Program LIFE od ponad 35 lat finansuje projekty przyrodnicze na obszarze Unii Europejskiej. Podstawą utworzenia instrumentu LIFE było przyjęcie w 1986 roku Jednolitego Aktu Europejskiego. Wraz z V Programem Działań na Rzecz Środowiska (1993), akty te przyczyniły się do zreformowania europejskiego systemu ochrony przyrody, a Program LIFE stał się jedynym mechanizmem finansowym Unii Europejskiej, w całości dedykowanym ochronie środowiska. Podczas kolejnych edycji, struktura programu zmieniała się, by jak najlepiej realizować cele stawiane państwom Unii Europejskiej w zakresie ochrony

środowiska - w tym od 2014 r. także w ramach wyodrębnionego podprogramu działań na rzecz klimatu. Co kilka lat, wraz z pojawianiem się nowych wyzwań na obszarze Wspólnoty, następuje aktualizacja celu głównego i celów szczegółowych Programu LIFE. Ustalany jest nowy budżet oraz zasady współfinansowania projektów. Dotychczas ogłoszono 6 etapów programu, tj.: “Program LIFE I”(1992-1995), “Program LIFE II” (1996-1999), Program LIFE III (1999-2006), Instrument Finansowy LIFE+ (2007-2013), “Program LIFE - program działań na rzecz środowiska i klimatu” (2014-2020) oraz “LIFE” (2022-2027) w ramach którego trwa obecnie nabór projektów.

Program LIFE zarządzany jest przez Komisję Europejską, która raz w roku publikuje zaproszenie do składania wniosków (nabór wniosków). Beneficjentem Programu LIFE może być każdy podmiot (jednostki, podmioty i instytucje publiczne lub prywatne), zarejestrowany na terenie państwa należącego do UE. Standardowe dofinansowanie projektu LIFE przez Komisję Europejską wynosi do 55% wartości kosztów kwalifikowanych, a w przypadku projektów przyrodniczych do 60% (dla projektów służących gatunkom i siedliskom priorytetowym dofinansowanie może wynieść nawet do 75 %). Polscy wnioskodawcy mogą dodatkowo ubiegać się o współfinansowanie projektu ze środków krajowych NFOŚiGW, uzupełniając montaż finansowy przedsięwzięcia nawet do 95% kosztów kwalifikowanych.

Program LIFE to instrument finansowy Unii Europejskiej, który w trakcie swojej wieloletniej działalności, podjął się współfinansowania i wspierania tysięcy projektów unijnych z dziedziny ochrony środowiska i klimatu. Udzielił wsparcia wielu zespołom, które tworzą ludzie z całego świata. Działania w projektach dofinansowywane właśnie z tego programu, dotyczyły szereg ważnych zagadnień: klimatu, zagrożonych gatunków roślin i zwierząt, a także sposobów gospodarowania terenami przyrodniczymi. Więcej informacji na temat Programu LIFE można znaleźć na oficjalnej stronie internetowej: <https://ec.europa.eu/life>.

Szansa uzyskania współfinansowania działań związanych z ochroną przyrody, jaką daje Program LIFE, została wykorzystana przez naukowców z Instytutu Badawczego Leśnictwa w roku 2013. Wówczas to zespół pracowników z ówczesnego Zakładu Informatyki i Modelowania (obecnie Zakład Geomatyki) oraz Zakładu Lasów Naturalnych, złożył aplikację o dofinansowanie projektu ForBioSensing. Wniosek o dofinansowanie złożono w ramach edycji programu “LIFE+” na lata 2007-2013, w komponencie “Polityka i zarządzanie w zakresie środowiska”. Złożony wniosek uzyskał wysoką i pozytywną ocenę Komisji Europejskiej, dzięki czemu został przeznaczony do współfinansowania.

Jednymi z najważniejszych zadań każdego projektu współfinansowanego z Programu LIFE, oprócz tych stricte związanych z celami merytorycznymi projektów, są działania mające na celu:

- umożliwienie ponownego wykorzystania wypracowanych w projektach produktów i/lub opracowanie wyników projektu w taki sposób, aby możliwe było ich wykorzystanie w podobnych warunkach, ale w innej lokalizacji na obszarze Wspólnoty, tzw. “możliwość transferu i replikacji efektów projektu”,
- współdzielenie się doświadczeniami i wiedzą nabytą podczas realizacji projektu wśród pozostałych beneficjentów projektów - tzw. “networking”,

- możliwie szerokie promowanie samego Programu Life w ramach działań związanych z upowszechnianiem informacji z projektu.

Każdy z wymienionych wyżej obszarów aktywności projektowej został uwzględniony w ramach planu zadań projektu ForBioSensing.

Jak wspomniano wcześniej, jednym z najważniejszych zadań każdego projektu współfinansowanego z Programu LIFE jest transfer i replikacja efektów projektu. Jednym z najważniejszych produktów projektu ForBioSensing jest baza danych źródłowych, opisujących blisko sto cech drzew i/lub drzewostanów oraz innych elementów leśnego środowiska przyrodniczego z całego obszaru polskiej części Puszczy Białowieskiej. Dane te, zbierane podczas prac monitoringowych w latach 2015-2021, pozyskiwane jako dane ciągłe dla całego obszaru puszczy lub zbierane na blisko 1000 różnego rodzaju powierzchniach monitoringowych, pochodzą zarówno z pomiarów tradycyjnych - wykonywanych naziemnie, jak i z wykorzystaniem najnowocześniejszych technik teledetekcyjnych. Zebrane w trakcie trwania projektu ForBioSensing dane i informacje pozyskane w oparciu o naukowe metodyki pomiaru, stanowią unikatowy, jednolity, wzajemnie porównywalny i obiektywny zbiór (bazę danych), możliwy do wykorzystania przy zarządzaniu bezcennym obiektem przyrodniczym, jakim jest Puszcza Białowieska. Już w początkowej fazie prac kierownictwo projektu, mając świadomość ogromnej wartości i wysokiego potencjału wielokrotnego wykorzystania planowanego do utworzenia zbioru danych źródłowych o leśnym środowisku przyrodniczym Puszczy Białowieskiej, w innych niż projektowe działaniach, podjęło decyzję o możliwości udostępniania danych, już w trakcie projektu, bez praktycznych ograniczeń, na identycznych zasadach dla wszystkich zainteresowanych. Zaproponowany model udostępniania danych w projekcie ForBioSensing, implementujący większość z wymogów stawianym wówczas repozytoriom danych, powstałym zgodnie z ideą Open Access, zapewnił skuteczną realizację obowiązku transferu i replikacji efektów projektu na niespotykaną wcześniej w Instytucie Badawczym Leśnictwa skalę. Jeszcze w trakcie realizacji projektu, w okresie 6 lat, dane z projektu zostały przekazane na podstawie podpisanych umów licencyjnych do innych instytucji lub osób fizycznych blisko 80 razy. Wytworzone w ramach projektu dane znalazły zastosowanie, nie tylko w kraju, ale również w Europie i na całym świecie. Przekazane dane były i są wykorzystywane w praktyce związanej z zarządzaniem Puszcza Białowieską przez powołane do tego celu instytucje (nadleśnictwa, regionalną dyrekcję Lasów Państwowych, ministerstwo, Białowieski Park Narodowy). Udostępnione bazy danych, służą instytucjom naukowym do prowadzenia badań i procesu kształcenia, są podstawą rozwoju naukowego wielu osób (na podstawie danych powstały liczne prace magisterskie i rozprawy doktorskie oraz habilitacyjne). Zebrane w projekcie dane służą organizacjom pozarządowym do monitorowania stanu przyrody, stały się podstawą do powstania popularnonaukowych wydawnictw, wchodzą w skład globalnych sieci wymiany danych, służących ocenie stanu środowiska przyrodniczego w skali całego globu. Każda z licencji, bo na takiej podstawie prawnej udostępniono dane licencjobiorcom, miała jasno sprecyzowany cel jakemu służyły przekazane zasoby. Można więc stwierdzić, że same dane z projektu zapewniły ponowne wykorzystanie i/lub replikację efektów projektu w blisko 80 zastosowaniach, i to jeszcze jeszcze przed zakończeniem projektu i oficjalnym opublikowaniem wyników. Można przypuszczać, że już po wydaniu niniejszej monografii i po opublikowaniu końcowych wyników projektu, liczba praktycznych wdrożeń będzie rosła. Pełna lista licencji, wraz z celami udostępniania danych projektowych,

zakresem udostępnionych danych i licencjobiorcami, znajduje się na stronie internetowej projektu www.forbiosensing.pl

Kolejnym z opisanych wcześniej najważniejszych zadań, wspólnym dla projektów współfinansowanych z Programu LIFE jest networking. W uproszczeniu jest to obligatoryjne, stałe działanie w projekcie, mające na celu współdzielenie się doświadczeniami i wiedzą nabytą podczas realizacji projektu z pozostałymi beneficjentami Programu LIFE. Działanie to zapewnia, nie tylko systematyczną wymianę wiedzy i doświadczeń, lecz także udzielanie sobie wzajemnej pomocy i wsparcia pomiędzy trwającymi projektami. To szansa na zdobywanie dodatkowych umiejętności, rozwój kompetencji projektowych, umożliwienie realizacji zadań w szerszej perspektywie, niż jednego projektu a nawet umożliwienie zapewnienia synergii i współdziałania w wykonywaniu zadań w różnych projektach. W ramach projektu ForBioSensing działania networkingowe były aktywnie realizowane, głównie z wykorzystaniem następujących narzędzi:

- spotkań z innymi projektami w ramach cyklu spotkań pn. "LIFE Platform Meeting",
- udziałach w Dniach Informacyjnych LIFE.

Cykl spotkań polskich projektów LIFE pn. "LIFE Platform Meeting" to oddolna inicjatywa podjęta przez jednego z beneficjentów w 2015 r. W ramach cyklu wszyscy zainteresowani beneficjenci oraz przedstawiciele instytucji współfinansujących projekt, czyli opiekunowie projektów ze strony Komisji Europejskiej oraz Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, brali udział w corocznym 2-3 dniowym, wyjazdowym spotkaniu na obszarze realizacji jednego z projektów. Spotkania miały ustalony stały przebieg. Najczęściej w dniu pierwszym, uczestnicy Platform Meeting w formule open space ustalali zagadnienia konieczne do przedyskutowania, a następnie w podgrupach tematycznych omawiano najważniejsze doświadczenia, sukcesy i problemy. Podczas dyskusji w formie w tzw. „stolikach tematycznych” (ryc.1), podejmowano tematy, m.in.: rozliczenia projektów LIFE, raportowania do instytucji nadzorujących, kwestii księgowych, utrzymanie trwałości projektu, problemów z wykupami gruntów, prawidłowej interpretacji przepisów prawnych, sposobów efektywnej komunikacji z interesariuszami, dobrych praktyk w zakresie upowszechniania wyników projektu, sposobów replikacji efektów projektu, zasad udostępniania danych, sposobów rozwiązywania problemów merytorycznych i wiele innych. Najczęściej dany stolik tematyczny, prowadził przedstawiciel projektu mający największe doświadczenie z danego zakresu. Całodzienne dyskusje zazwyczaj kończyły się podsumowaniem ustaleń a nawet dość często wypracowaniem wspólnego stanowiska, czy jednolitej linii interpretacji wobec zagadnień i/lub przepisów dotyczących polskich projektów LIFE. W trakcie kolejnego dnia spotkania gospodarz, beneficjent jednego z projektów, przedstawiał swoje osiągnięcia i poddawał je ocenie pozostałych uczestników. Przedstawiciele zespołu ForBioSensing, corocznie, w kolejnych latach 2015-2019 z pełnym zaangażowaniem udzielali się w dyskusji, wielokrotnie prowadząc stoliki tematyczne, dzieląc się z uczestnikami doświadczeniem zdobytym w trakcie realizacji projektu i również ucząc się od innych. Była to dobra okazja do poznania innych beneficjentów projektu LIFE oraz stawienia czoła wielu projektowym zagadnieniom.

Niestety epidemia wirusa Sars-Cov-2 w roku 2020 uniemożliwiła kontynuowanie spotkań, a utrzymujący się stan epidemii nie pozwolił na ich wznowienie do momentu wydania niniejszej publikacji. W ocenie kierownictwa projektu ForBioSensing ta oddolna inicjatywa



Rycina 18.1. Spotkanie przy "stoliku tematycznym" na Platform Meeting w Janowie Lubelskim, 2019 rok. fot. FBS

cyklicznych spotkań wszystkich instytucji zaangażowanych w prowadzenie i nadzorowanie polskich projektów Programu LIFE była najbardziej efektywnym sposobem prowadzenia networkingu i powinna być wznowiona najszybciej jak to jest możliwe.

Ważną okazją do dzielenia się doświadczeniami projektowymi w ramach networkingu jest organizowany corocznie przez NFOŚiGW "Dzień informacyjny LIFE". Celem spotkania jest inauguracja na poziomie krajowym corocznego naboru wniosków do Programu LIFE, a także przedstawienie oferty dofinansowania, jakie umożliwia program oraz ogólnych zasad ubiegania się o dofinansowania w aktualnym naborze. W Dniu informacyjnym LIFE biorą udział przedstawiciele Agencji Wykonawczej Komisji Europejskiej (EASME), Ministerstwa Klimatu i Środowiska, NFOŚiGW oraz Beneficjenci Programu LIFE. Obok stoisk projektów, oraz członków Krajowego Punktu Kontaktowego LIFE, obecni są również przedstawiciele punktów informacyjnych innych programów Unii Europejskiej oraz instytucji krajowych. Przedstawiciele Projektu ForBioSensing brali udział w tych spotkaniach corocznie w latach 2015 - 2019, korzystając z niepowtarzalnej okazji do zdobycia wiedzy na temat Programu LIFE, możliwości wymiany doświadczeń z innymi beneficjentami LIFE, a także szansy zaprezentowania działań realizowanych w ramach projektów szerokiego gronu potencjalnych wnioskodawców. Stoisko wystawiane przez Biuro Projektu ForBioSensing, prezentujące najnowsze osiągnięcia i sprzęt związane z obserwacją leśnego środowiska przyrodniczego, zarówno z ziemi jak i z samolotu lub satelity oraz nietypowe akcje promocyjne cieszyły się corocznie dużą popularnością. Duże znaczenie miała również możliwość dyskusji kularowych z innymi Beneficjentami oraz przedstawicielami instytucji nadzorujących projekt oraz możliwość nawiązania nowych kontaktów.

Niestety podobnie jak w przypadku spotkań "Platform Meeting" epidemia Sars-Cov-2 spowodowała praktyczne zawieszenie tej formy networkingu, zmieniając formę obchodów Dni informacyjnych Life z bezpośredniej na zdalną i ograniczając ich przebieg jedynie do prezentacji możliwości uzyskania dofinansowania dla nowych wnioskodawców.



Rycina 18.2. Białowieskie cynamonki - poczęstunek na stoisku ForBioSensing podczas Dni informacyjnych LIFE. fot. FBS

Od początku funkcjonowania Zespół projektowy miał przyjemność realizowania szeregu działań związanych z monitoringiem stanu drzewostanów Puszczy Białowieskiej oraz promowania działań projektowych w ramach instrumentu finansowego LIFE+. Promowanie Programu Life jest obowiązkiem każdego z beneficjentów. Uczestnicy projektu ForBioSensing wywiązywali się z tego obowiązku z przekonaniem i przyjemnością. Niejednokrotnie z portali społecznościowych oraz strony internetowej projektu czytelnicy mogli dowiedzieć się o działaniach ForBioSensing związanych z programem LIFE+. Były to m.in.: Obchody jubileuszu programu LIFE+, Dni Informacyjne oraz wiele zrealizowanych spotkań z różnymi Interessariuszami Projektu. Dzięki komunikacji bezpośredniej przedstawiciele projektu wzięli udział w 134 spotkaniach o charakterze specjalistycznym i popularnym (ryc.3). Pozwoliło to przedstawić sam projekt i Program LIFE audytoriom liczącym ponad 15 000 uczestników. Logo programu LIFE stale towarzyszyło realizacji zadań ForBioSensing. Można było znaleźć je na urządzeniach pomiarowych, dokumentach, czy także na gadżetach promocyjnych. Na każdym ze spotkań szeroko promowano działania projektu ForBioSensing, a także podkreślano istotność funkcjonowania instrumentu finansowego LIFE+.

Szczególną okazją do promowania Programu LIFE, były przypadające w 2017 obchody jubileuszu 25-lecia funkcjonowania tej formy finansowania projektów przyrodniczych. Z tej okazji projekt ForBioSensing, przeprowadził szereg działań informujących o rocznicy oraz przybliżających sam program, w tym wykorzystano nietypowe formy promocji.



Rycina 18.3. Lekcja edukacyjna w szkole podstawowej w Młochowie

Wykorzystując ludowe powiedzenie “przez żołądek do serca”, pracownicy projektu zorganizowali poczęstunek w postaci słodkich bułek z Białowieży, tzw. “cynamonek” opatrzonych urodzinowym logo 25-lecia Programu LIFE i częstowali nimi gości Dnia Informacyjnego LIFE 2017 oraz uczestników Dnia Ziemi na Polach Mokotowskich w Warszawie (ryc.2). W trakcie obchodów powstała gigantycznych rozmiarów kartka pocztowa, na której setki osób wpisały życzenia dla organizatorów Programu. Kartka ta została przekazana Komisji Europejskiej.

Od początku funkcjonowania projektu ForBioSensing kierownictwo projektu przykładało dużą wagę, zarówno do działań merytorycznych, jak i do aktywności związanych z upowszechnianiem wyników, umożliwieniem replikacji efektów projektu i networkingiem. Sam proces upowszechniania projektu był zaplanowany i dobrze zaadresowany (zaplanowana, dedykowana rola w zespole projektowym), co pozwoliło osiągnąć dużo większe wartości wskaźników promocyjnych niż planowano. Sposób zaplanowania upowszechniania projektu oraz jego wykonanie zostało szczegółowo scharakteryzowane w specjalnie przeznaczonym do tego tematu rozdziale niniejszej publikacji. Przedstawione w niniejszym rozdziale sposoby zapewnienia replikacji efektów projektu, udostępniania danych, prowadzenia networkingu, upowszechniania Programu LIFE, są jednym z elementów dzielenia się wiedzą i doświadczeniem w projekcie ForBioSensing i mogą stanowić inspirację dla nowo uruchamianych projektów. Osiągnięte wskaźniki zadań związanych z upowszechnianiem wyników projektu, wielokrotnie przekraczające zaplanowane wartości i duża liczba licencji związanych z udostępnieniem danych do ich praktycznego wykorzystania, stanowią dowody na skuteczne prowadzenie działań w wymienionych zakresach aktywności projektowej.

19. Podsumowanie

Krzysztof Stereńczak¹, Damian Korzybski¹

¹ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Geomatyki, Sękocin Stary ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
{k.stereńczak, d.korzybski}@ibles.waw.pl

Niniejsza publikacja jest efektem realizacji projektu, który był dużym wyzwaniem naukowym i organizacyjnym. Jest ona wynikiem prac ogromnego zespołu ludzi. W tym miejscu chcielibyśmy, jako kierownictwo projektu, wszystkim tym osobom podziękować za zaangażowanie, staranność w wykonywanych pracach, a także wzajemne wsparcie. Dziękujemy Marcie Piwowarskiej za wsparcie kierownictwa w monitorowaniu wskaźników postępu projektu. Dziękujemy Ewie Zin za jej zaangażowanie i pomoc w pracach dendrometrycznych. Dziękujemy Rafałowi Paluchowi za koordynację prac zespołu z Zakładu Lasów Naturalnych w Białowieży. Agnieszce Kamińskiej dziękujemy za wsparcie w różnorodnych analizach statystycznych, co umożliwiło powstanie wielu prac naukowych w projekcie. Dziękujemy Łukaszowi Kuberskiemu za koordynację prac terenowych i wiele dodatkowych inicjatyw. Dziękujemy Miłoszowi Mielcarkowi, który zajmował się szerokim spektrum różnorodnych zadań związanych z analizami przestrzennymi. Bartkowi Kraszewskiemu i Rafałowi Sadkowskiemu dziękujemy za automatyzację wielu procesów analitycznych, przez co możliwe były szerokie analizy danych przestrzennych. Małgorzacie Białczak dziękujemy za analizę i opracowanie wielu danych teledetekcyjnych. Maciejowi Lisiewiczowi dziękujemy za jego zaangażowanie i stałą gotowość do wykonywania różnorodnych zadań. Dziękujemy Żanecie Piaseckiej za wsparcie w wielu złożonych analizach przestrzennych, w których często rozwiązywała nowe dla niej zagadnienia. Dziękujemy Anecie Modzelewskiej za opracowanie danych hiperspektralnych, Kamilowi Pilchowi i Agnieszce Bosak za ciężką pracę w terenie i laboratorium dendrochronologicznym. Adamowi Szulcowi dziękujemy za pozytywną energię i prace fitosocjologiczne. Karolowi Rzczyckiemu za ogromną pracę jaką wykonał w terenie i sumienność w wykonywanych pomiarach geodezyjnych. Dorocie Rokosz, Magdalenie Maciejewskiej i Żanecie Młodzianko dziękujemy za ich skrupulatność i dokładność w wykonywaniu bardzo odpowiedzialnych zadań związanych z rozliczaniem kwestii finansowych w projekcie. Dziękujemy Wirginii Duranowskiej i Oldze Jasińskiej za wspieranie promocję efektów projektu i upowszechnianie jego wyników. Tomaszowi Zygmuntowi dziękujemy za jego zaangażowanie w scenariusze filmów, jakie były efektem projektu ForBioSensing. Krzysztofowi Szyłakowi i Pawłowi Sańczyk dziękujemy za wsparcie w analizach meteorologicznych. Renacie Wilkowskiej dziękujemy za jej analizy fotogrametryczne. Kamilowi Kędrze dziękujemy za jego wnikliwość i skrupulatność. Mai Sadkowskiej, Dorocie Raczkowskiej - Paluch, Annie Markiewicz, Sylwii Kurpiewskiej, Maciejowi Kobielskiemu, Monice Gutman, Annie Adamczyk, Tomaszowi Strakaczowi i Ewie Kłopockiej dziękujemy za ich prace administracyjne, kadrowe, organizacyjne na rzecz projektu, w tym przeprowadzenie wielu zamówień publicznych. Dziękujemy również Radkowi Bałazemu, Adrianowi Wasilukowi, Agacie Sałachewicz, Sławomirowi Mioduszewskiemu, Michałowi Androsiukowi, Krzysztofowi Gaszewskiemu, Grzegorzowi Ledworuchowi, Bartoszowi Piekło, Jakubowi Słowikowi, Anna Białomyzy, Januszowi Pawłowskiemu, Arielowi Cybula, Krzysztofowi Socha, Bartłomiejowi Kusał, Pawłowi Nowakowi, Ewie Siedlarczyk, Benedyktowi Góreckiemu, Markowi Raniszewskiemu, Piotrowi Kwiatkowskiemu, Rafałowi Bartsz, Michałowi Jedlińskiemu, Sebastianowi Bury, Hubertowi Jako-

niuk, Monice Dudko, Pauli Całusińskiej, Karolinie Parkitnej, Kazimierzowi Borowskiemu, Januszowi Czerepko, Dorocie Dobrowolskiej, Wojciechowi Gilowi, Andrzejowi Boczonio-
wi za ich wkład i zaangażowanie w realizację zadań projektowych.

Szczególne podziękowania pragniemy złożyć osobom, które wsparły projekt różnymi wolontarystycznymi działaniami. W trakcie siedmiu lat trwania projektu było to grono kilkudziesięciu osób, które poświęciły swój wolny czas na pracę w projekcie, od kilku godzin do nawet kilku miesięcy. Były to najczęściej osoby na początku swojej drogi zawodowej, które wносиły dużo pozytywnej energii i bezinteresowności. Wasze zaangażowanie, kreatywność i poświęcenie mogą być wzorem do naśladowania.

Projekt ForBioSensing miał wiele celów. Jednym z nich była szeroka promocja działań podjętych w projekcie. Dużym osiągnięciem było to, że dane i wyniki projektu zostały wykorzystane w praktyce i nauce prawie 80 razy. Tak duża liczba wdrożeń efektów projektu nie byłaby możliwa bez wsparcia Komitetu Sterującego. Skład Komitetu Sterującego był szeroki, w jego skład wchodził:

- Dyrektor Instytutu Badawczego Leśnictwa
- Zastępca Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych
- Dyrektor Departamentu Leśnictwa i Łowiectwa w Ministerstwie Klimatu i Środowiska
- Zastępca Dyrektora Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Oddział w Białymstoku
- Kierownik Katedry Hodowli Lasu, Wydział Leśny, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa
- Kierownik Katedry Urządzania Lasu i Ekonomiki Leśnictwa, Wydział Leśny, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa
- Dyrektor Instytutu Biologii Ssaków PAN w Białowieży
- Dyrektor Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku
- Regionalny Dyrektor Ochrony Środowiska w Białymstoku
- Dyrektor Białowieckiego Parku Narodowego
- Nadleśniczy Nadleśnictwa Białowieża
- Nadleśniczy Nadleśnictwa Hajnówka
- Nadleśniczy Nadleśnictwa Browsk
- Starosta Powiatu Hajnowskiego
- Wójt Gminy Białowieża
- Przewodniczący Polskiego Towarzystwa Leśnego, Oddział w Białymstoku
- Dyrektor Państwowego Parku Narodowego „Puszcza Białowieńska”
- Prezes Polskiego Towarzystwa Ochrony Ptaków
- Prezes Zarządu Głównego Ligi Ochrony Przyrody

- Członek stowarzyszenia SANTA Obrona Puszczy Białowieckiej
- Dziekan Wydziału Budownictwa i Nauk o Środowisku, Politechnika Białostocka
- Dyrektor programowy Fundacji Greenpeace Polska, Fundacja Greenpeace Polska
- Dyrektor Centrum Koordynacji Projektów Środowiskowych
- Kierownik Wydziału LIFE Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

W tym miejscu chcielibyśmy podziękować Komitetowi Sterującemu za wsparcie w realizacji zadań projektowych oraz informowanie o bieżących potrzebach, co umożliwiło dostarczanie produktów, które były wykorzystywane w codziennej pracy wielu interesariuszy projektu.

Poza działaniami projektowymi prowadzona była duża aktywność publikacyjna, której celem był rozwój metod monitorowania kompleksów leśnych z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. W efekcie dużej aktywności zespołu projektowego, a także nawiązanej współpracy z różnymi naukowcami powstało w projekcie kilkadziesiąt prac naukowych opublikowanych w najlepszych czasopismach naukowych (27 prac naukowych m.in w takich czasopismach jak: Nature, Nature Communications, Proceedings of the National Academy of Sciences, Remote Sensing of Environment, Forest Ecology and Management, Remote Sensing, Forestry: An International Journal of Forest Research, International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, Scientific Data, International Journal of Remote Sensing i Forests). W tym miejscu chcielibyśmy podziękować przede wszystkim: Stanisławowi Miścickiemu, Yousefowi Erfanifard, Marco Heurich, Fabianowi Fassnacht, Gaii Vaglio Laurin, Alexowi Olpenda, Matsowi Niklasson, Hoomanowi Latifi, Laurze Duncanson, Tomaszowi Oszako, Justynie Nowakowskiej, Niklausowi E. Zimmermann i Dmitrowi Schepaschenko.

Szczególne podziękowania chcielibyśmy złożyć koordynatorom/opiekunom projektu w instytucjach współfinansujących projekt. Przez cały okres trwania projektu trwała stała, intensywna i wyjątkowo konstruktywna współpraca z opiekunem projektu ze strony Komisji Europejskiej, Panem Zbigniewem Karaczunem. Bardzo dziękujemy za zrozumienie i otwartość na nasze propozycje związane z bieżącym reagowaniem na różne zagadnienia pojawiające się w projekcie. Dziękujemy za bycie „ambasadorem” naszych spraw w kontaktach z Komisją Europejską. To było bez wątpienia modelowe współdziałanie z punktu widzenia beneficjenta. Równie konstruktywna i efektywna współpraca trwała z opiekunami projektu w Narodowym Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, byli to: Marta Wronka, Radosław Domagała, Małgorzata Tomaszewska, Andrzej Muter i Leszek Jóskowiak. Bardzo dziękujemy tym osobom za wsparcie w rozwiązywaniu problemów, zaufanie i jednoczesną wspólną kontrolę nad przebiegiem projektu oraz poprawnym wydatkowaniem środków publicznych. Dziękujemy opiekunom za dzielenie się cennymi doświadczeniami z innych projektów. Pomimo tego, że wymienieni koordynatorzy pełnili przede wszystkim funkcję nadzoru nad beneficjentem w celu poprawnego realizowania projektu, kierownictwo projektu miało pełne przekonanie, że w każdej sytuacji może liczyć na ich pomoc. Byliście Państwo bez wątpienia, razem z Komitetem Sterującym, ważnym elementem zespołu zarządzającego projektem ForBiosensing.

Kierowanie złożonym projektem ForBioSensing, w tym współpraca z wyżej wymienionym dużym zespołem zaangażowanych osób, licznymi instytucjami i interesariuszami jest zadaniem wymagającym i odpowiedzialnym ale również i satysfakcjonującym. Kierownictwo projektu w rolach i osobach: Kierownik projektu – Krzysztof Stereńczak, z-ca Kierownika projektu, Kierownik administracyjny – Damian Korzybski pragną sobie wzajemnie bardzo podziękować za tą wieloletnią i wydaje się owocną współpracę w zarządzaniu projektem ForBioSensing. Chęć poprowadzenia projektu w możliwie najlepszy sposób, przede wszystkim z poszanowaniem osób pracujących na jego rzecz, niezliczona liczba wspólnych spotkań, dyskusji, sporów, wspólnego rozwiązywania niełatwych zagadnień projektowych, dążenie do wzajemnego zrozumienia, współodpowiedzialność, synergia różnych kompetencji i doświadczeń oraz różnych cech osobowości pozwoliła Kierownictwu na poprowadzenie projektu ForBioSensing do zbliżającego się pozytywnego zakończenia.

Jesteśmy przekonani, że wypracowane doświadczenia i zdobyta wiedza w projekcie ForBioSensing będą owocowały w przyszłości wieloma ambitnymi przedsięwzięciami. Kierownictwo projektu jeszcze raz dziękuję wszystkim zaangażowanym osobom za wysiłek i zaangażowanie. Wspólna ciężka praca była dla nas zaszczytem i przyjemnością.

Projekt ForBioSensing zakończy się w kwietniu 2022 roku, jednak obraz polskiej części Puszczy Białowieskiej zostanie zachowany i zarchiwizowany w danych, informacji i wiedzy, jakie zostały pozyskane i powstały w efekcie realizacji projektu. Mamy nadzieję, że przyszli ich użytkownicy docenią jakość i poniesiony wysiłek całego zespołu ForBioSensing oraz, że efekty projektu pomogą w dalszym poznawaniu procesów zachodzących w polskiej części Puszczy Białowieskiej, teraz i w przyszłości.

20. Załączniki

1. Mapa powierzchni monitoringowych

W ramach projektu założono w Puszczy Białowieskiej m.in. 685 powierzchni monitoringowych (w tym 355 rozlokowanych w regularnej siatce kwadratów o boku 1300 m), 320 powierzchni próbnych w lukach oraz 15 powierzchni świerkowych. Stanowią one podstawę wieloletniego, kompleksowego monitoringu dynamiki drzewostanów puszczańskich. Zmierzono kilkanaście różnorodnych cech biometrycznych drzew (m. in. wysokość oraz średnicę na wysokości 1,3 m od ziemi). Zinventaryzowano i przeanalizowano również odnowienie lasu, czyli pojawiające się młode pokolenie drzew. Założone powierzchnie monitoringowe reprezentują całą zmienność warunków siedliskowo-drzewostanowych PB. Pomiary wykonano w trzech terminach tj. w roku 2015, 2017 i 2019. Celem prac naziemnych było poznanie stanu drzewostanów Puszczy oraz zebranie materiałów porównawczych (referencyjnych) dla danych pozyskiwanych metodami zdalnymi (teledetekcyjnymi).

2. Mapa zagrożenia powodowanego przez martwe drzewa stojące

Mapa prezentuje zagrożenie powodowane przez drzewa martwe stojące, które zlokalizowane są w pobliżu szlaków komunikacyjnych. Mapę wykonano w oparciu o dane teledetekcyjne pozyskane w 2019 (dane lotniczego skanowania laserowego oraz wysokorozdzielcze zobrazowania lotnicze) oraz dane GIS w postaci warstwy wektorowej obrazującej sieć drogową na terenie PB (o łącznej długości ponad 1000 km). Na podstawie dostępnych danych opracowano metodykę klasyfikacji zagrożenia powodowanego przez martwe drzewa stojące w bezpośrednim sąsiedztwie szlaków komunikacyjnych. Kolor czerwony oznacza wysokie zagrożenie (kategoria 1), żółty – średnie (kategoria 2), natomiast zielony – brak ryzyka związanego z występowaniem martwych drzew stojących (kategoria 3). Opracowana metoda może stanowić cenne wsparcie w podejmowaniu decyzji dla jednostek administrujących kompleksami leśnymi, gdzie występuje zjawisko masowego zamierania drzew. Szczegóły dotyczące metodyki opisane zostały przez Stereńczaka i in. 2017.

3. Klasyfikacja gatunkowa

Jedną z podstawowych informacji dotyczących drzewostanu jest jego skład gatunkowy. Zastosowanie lotniczych danych hiperspektralnych umożliwia uzyskanie przestrzennie ciągłej informacji o gatunkach drzew na analizowanym obszarze. Wysoka informacyjność tych danych i wprowadzenie algorytmów uczenia maszynowego do klasyfikacji, umożliwiło opracowanie mapy dominujących gatunków drzew w Puszczy Białowieskiej. Wyróżniono 7 klas obejmujących gatunki najczęściej występujące (sosna, świerk, dąb, grab, olsza, lipa i brzoza) oraz klasę „inne”. Prezentowana mapa wykonana została w oparciu o obrazy hiperspektralne pozyskane w roku 2019. Szczegóły dotyczące metodyki opisane zostały przez Modzelewską i in. 2020.

4. Dynamika zamierania drzew

Proces zamierania świerka (*Picea abies* (L.) H. Karst) występujący między innymi w następstwie gradacji kornika drukarza (*Ips typographus* L.), jest procesem dynamicznym i powoduje znaczące zmiany w drzewostanach. Integracja wielu zestawów danych teledetekcyjnych pozwala na bezinwazyjne obserwacje tego zjawiska w szerszej perspektywie - dla całego obszaru Puszczy Białowieskiej. Mapy występowania martwych świerków w latach 2015-2019, opracowano na podstawie wieloczasowych danych teledetekcyjnych: lotniczego skanowania laserowego, lotniczych zobrażeń hiperspektralnych, jak również satelitarnych i lotniczych zobrażeń wielospektralnych. Klasyfikację wykonywano na bazie wartości z poszczególnych kanałów spektralnych oraz wskaźników roślinności. Wyniki klasyfikacji zintegrowano z segmentami reprezentującymi korony pojedynczych drzew, które wygenerowano na podstawie Wysokościowego Modelu Koron. Przeanalizowano zmiany, jakie powstały w każdym roku trwania projektu, a zaprezentowana mapa obrazuje przyrost liczby martwych drzew w wydzieleniach pomiędzy latami 2015 a 2019.

5. Mapa zasobności martwego drewna

Pozytywna rola martwego drewna w przyrodzie jest niekwestionowana. Martwe drewno spełnia wiele ważnych funkcji w ekosystemach leśnych, między innymi w obiegu pierwiastków, jest też środowiskiem życia wielu gatunków grzybów, roślin i zwierząt, a także pełni funkcje ochronne gleby. W ramach pomiarów terenowych wykonywanych na powierzchniach monitoringowych pozyskiwano także dane na temat zasobności martwego drewna. W ramach przeprowadzonych badań odnotowano lokalnie duże zasobności martwego drewna. W 2019 r. około 60% powierzchni charakteryzowało się wartościami miąższości martwego drewna powyżej 100 m³ ha⁻¹. Mapa prezentuje zasobność martwego drewna na powierzchniach próbnych odnotowaną w ramach pomiarów wykonanych w roku 2019.

6. Mapa kondycji zdrowotnej drzewostanów

Jedną z podstawowych informacji dotyczących drzewostanu jest jego kondycja zdrowotna. Zastosowanie lotniczych danych hiperspektralnych umożliwia m.in. obliczenie wskaźników roślinności NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) oraz NDWI (Normalized Difference Water Index). Powstała mapa prezentuje kondycję zdrowotną (wskaźnik NDVI) drzewostanów Puszczy Białowieskiej obliczoną na podstawie obrazów hiperspektralnych pozyskanych w roku 2019.

7. Mapa zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej

Opracowana mapa jest efektem pierwszej próby wydzielenia zbiorowisk leśnych Puszczy na podstawie najnowszych danych teledetekcyjnych i naziemnych. Zastosowano klasyfikację zespołów leśnych w ujęciu J.M. Matuszkiewicza (2008), wedle której zidentyfikowano zdjęcia fitosocjologiczne pochodzące z materiałów inwentaryzacji przyrodniczo-kulturowej Puszczy Białowieskiej w zakresie roślinności rzeczywistej i potencjalnej, rozpoznając 12 zespołów leśnych o bardzo zróżnicowanej reprezentacji, z dominacją grądu. Do analizy

zastosowano dostępne materiały zdalne, m. in. lotnicze skanowanie laserowe, dane hiperspektralne, oraz dane GIS w postaci wektorowej mapy siedliskowej. Dokładność mapy zweryfikowano w terenie i oceniono na około 70%. Metody zdalne charakteryzowały się największą dokładnością dla olsów, łęgów i grądów świeżych (ponad 85%), a najmniejszą dla borów i borów mieszanych. Niewielką dokładność stwierdzono w przypadku leśnych zbiorowisk zastępczych na siedliskach borów mieszanych i zbiorczej niejednorodnej grupy leśnych zbiorowisk zastępczych LZZ-inne.

8. Mapa zasobności drzewostanów Puszczy Białowieskiej

Dane teledetekcyjne umożliwiają uzyskanie wielu informacji na temat obszarów leśnych. Dane lotniczego skanowania laserowego z powodzeniem wykorzystywane są w pozyskiwaniu danych ilościowych o lesie, takich jak liczba drzew, pierścicowe pole przekroju czy wysokość. Pozyskane informacje mogą być wykorzystane do oszacowania wielu ważnych cech drzew i drzewostanów, przy czym jednym z najważniejszych parametrów możliwych do oszacowania jest zasobność drzewostanów. Zaprezentowana mapa przedstawia zasobność drzew żywych na terenie Puszczy Białowieskiej oszacowaną w oparciu o dane zdalne pozyskane w roku 2019.

9. Mapa nasłonecznienia

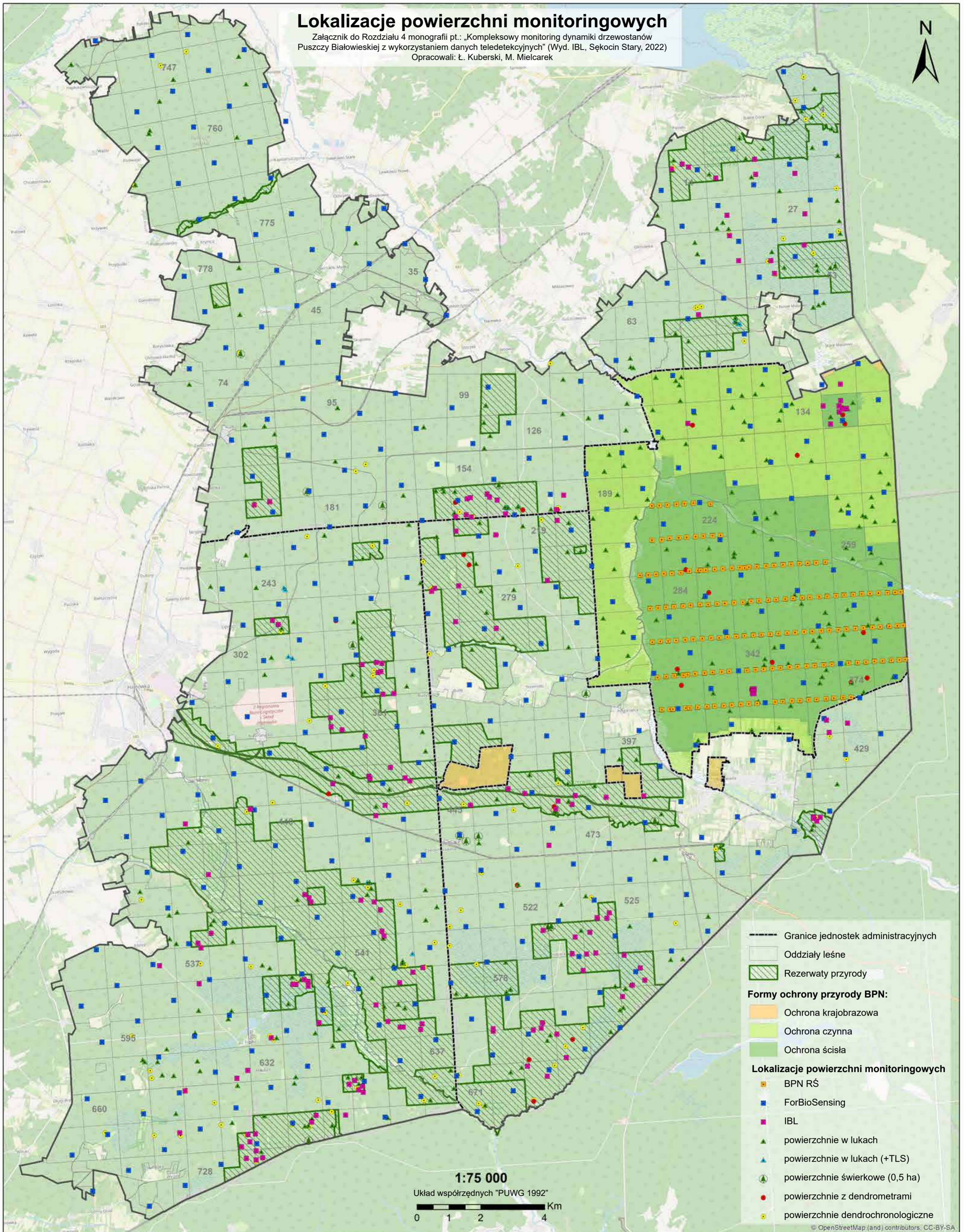
Jednym z czynników mających kluczowe znaczenie dla wzrostu i funkcjonowania roślinności w lesie jest dostęp do światła słonecznego. Określenie ilości światła docierającego do dna lasu pozwala zrozumieć jego wpływ na zmiany zachodzące w drzewostanie, np. kształtujące się nowe pokolenie lasu, zwane odnowieniem. Uzyskanie informacji dotyczących ilości promieniowania słonecznego docierającego pod okap drzewostanu dla dużego kompleksu leśnego jest możliwe dzięki teledetekcji. Celem badań było zastosowanie technologii lotniczego skanowania laserowego (ang. ALS) oraz zdjęć hemisferycznych w modelowaniu ilości promieniowania słonecznego docierającego do dna lasu. Opracowana mapa jest wynikiem implementacji modeli nasłonecznienia pod okapem drzewostanu dla całego obszaru badań dla roku 2019.

Instytut Badawczy Leśnictwa

Sękocin Stary 2022

Lokalizacje powierzchni monitoringowych

Załącznik do Rozdziału 4 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)
Opracowali: Ł. Kuberski, M. Mielcarek



- Granice jednostek administracyjnych
- Oddziały leśne
- ▨ Rezerваты przyrody
- Formy ochrony przyrody BPN:**
- ▨ Ochrona krajobrazowa
- ▨ Ochrona czynna
- ▨ Ochrona ścisła
- Lokalizacje powierzchni monitoringowych**
- BPN RŚ
- ForBioSensing
- IBL
- ▲ powierzchnie w lukach
- ▲ powierzchnie w lukach (+TLS)
- ▲ powierzchnie świerkowe (0,5 ha)
- powierzchnie z dendrometrami
- powierzchnie dendrochronologiczne

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"

0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Instytut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

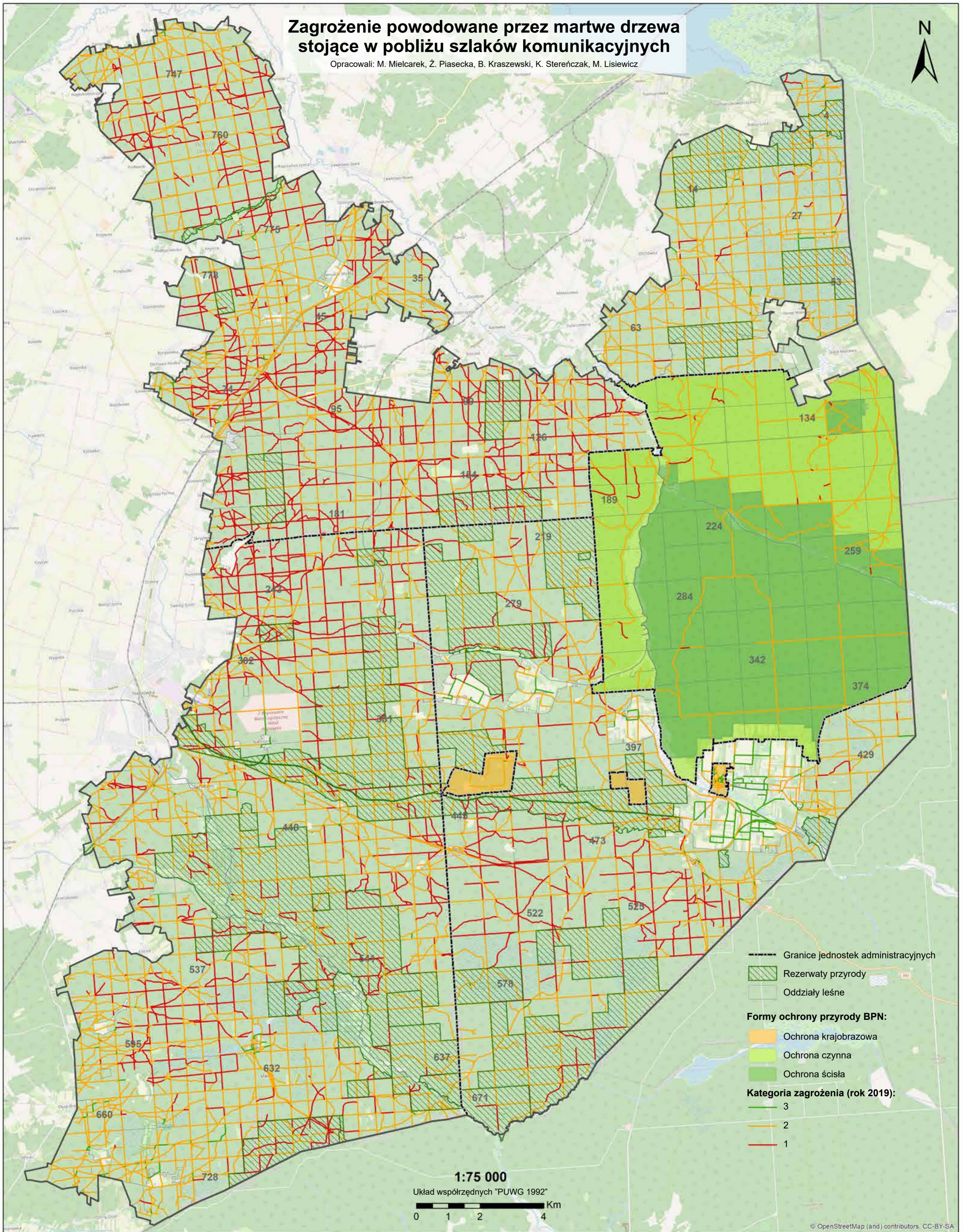
Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl



Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Zagrożenie powodowane przez martwe drzewa stojące w pobliżu szlaków komunikacyjnych

Opracowali: M. Mielcarek, Ż. Piasecka, B. Kraszewski, K. Stereńczak, M. Lisiewicz



- Granice jednostek administracyjnych
- ▨ Rezerwy przyrody
- Oddziały leśne
- Formy ochrony przyrody BPN:**
- Ochrona krajobrazowa
- Ochrona czynna
- Ochrona ścisła
- Kategoria zagrożenia (rok 2019):**
- 3
- 2
- 1

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"
0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors. CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieżskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Instytut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl

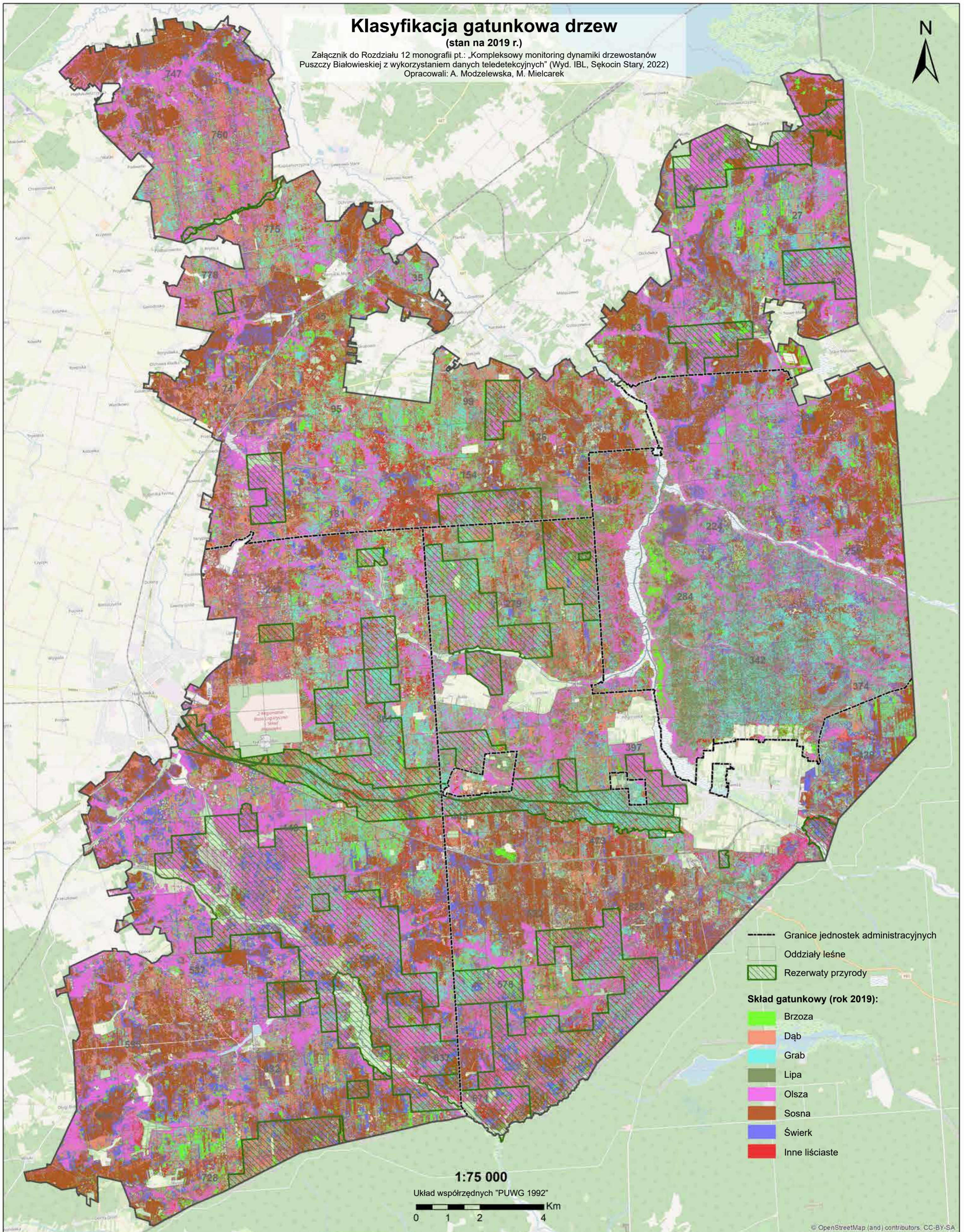


Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieżskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Klasyfikacja gatunkowa drzew

(stan na 2019 r.)

Załącznik do Rozdziału 12 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)
Opracowali: A. Modzelewska, M. Mielcarek



--- Granice jednostek administracyjnych

□ Oddziały leśne

▨ Rezerваты przyrody

Skład gatunkowy (rok 2019):

■ Brzoza

■ Dąb

■ Grab

■ Lipa

■ Olsza

■ Sosna

■ Świerk

■ Inne liściaste

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"

0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors. CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Institut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl



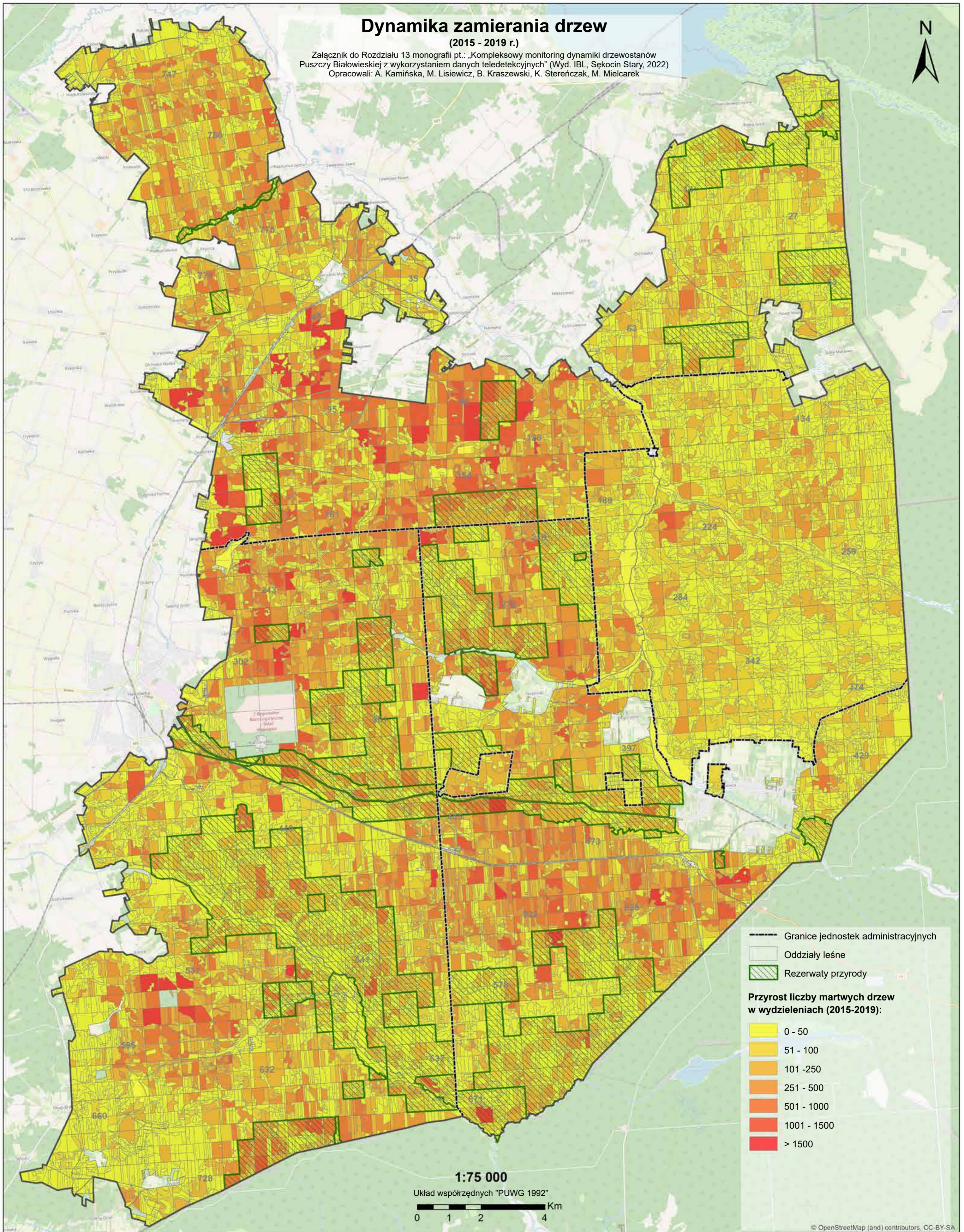
Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Dynamika zamierania drzew

(2015 - 2019 r.)

Załącznik do Rozdziału 13 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)

Opracowali: A. Kamińska, M. Lisiewicz, B. Kraszewski, K. Stereńczak, M. Mielcarek



- Granice jednostek administracyjnych
 - Oddziały leśne
 - ▨ Rezerwy przyrody
- Przyrost liczby martwych drzew w wydzieleniach (2015-2019):**
- 0 - 50
 - 51 - 100
 - 101 - 250
 - 251 - 500
 - 501 - 1000
 - 1001 - 1500
 - > 1500

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"

0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Institut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl

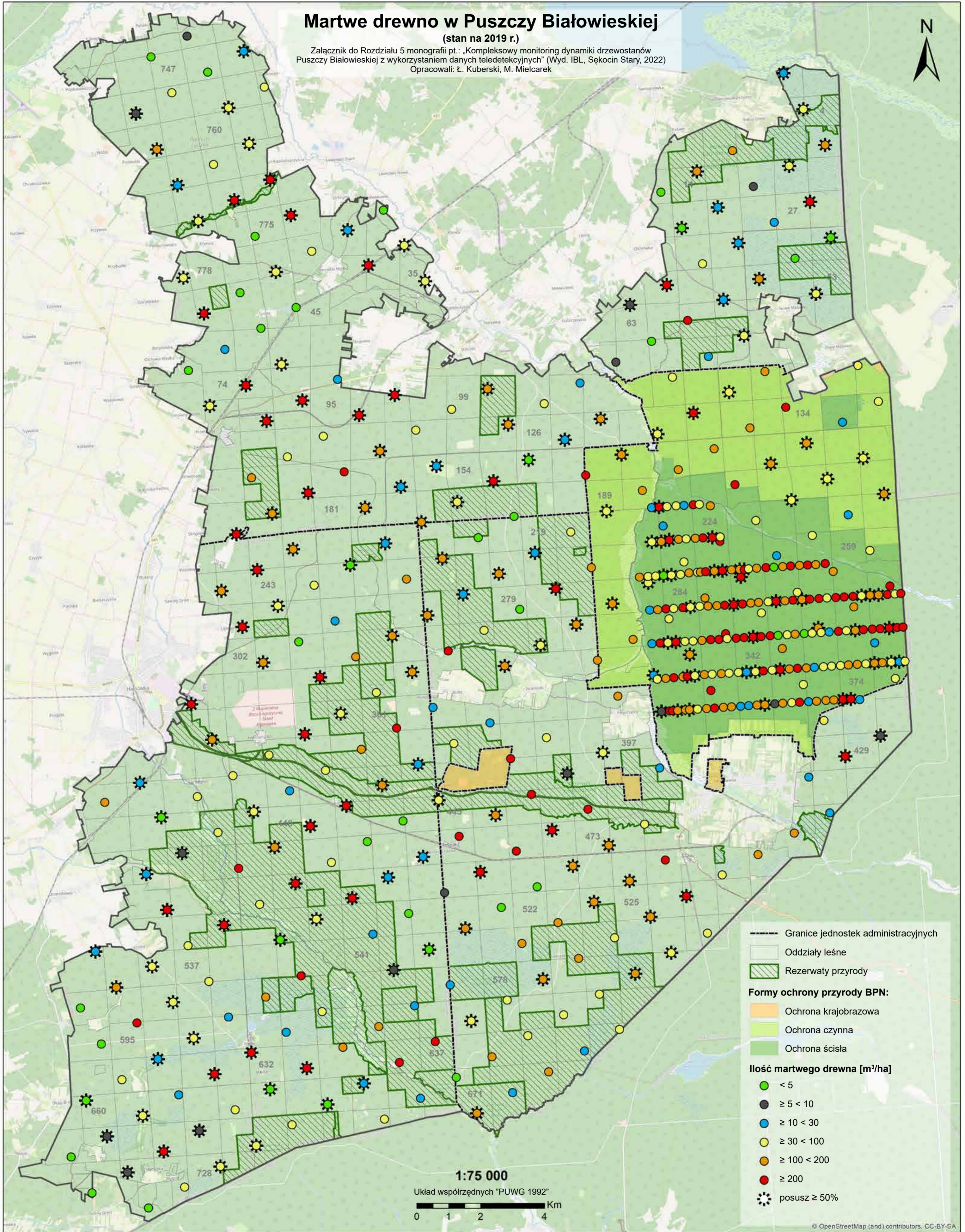


Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Martwe drewno w Puszczy Białowiejskiej

(stan na 2019 r.)

Załącznik do Rozdziału 5 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowiejskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)
Opracowali: Ł. Kuberski, M. Mielcarek



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowiejskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Instytut Badawczy Leśnictwa
 Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
 Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
 e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
 KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
 Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
 05-090 Raszyn
 Tel. +48 22 71 50 663
 e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl

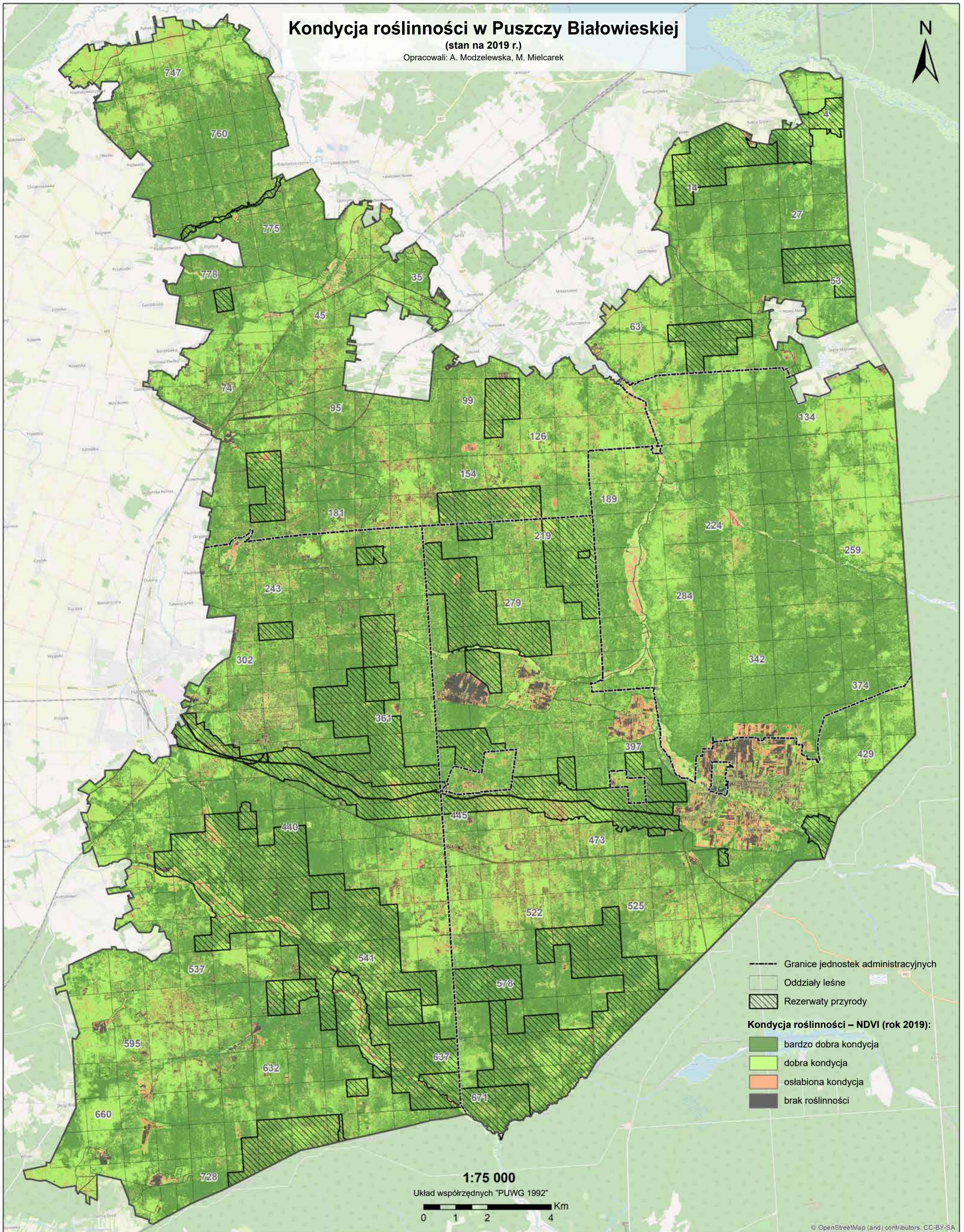


Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowiejskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
 Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Kondycja roślinności w Puszczy Białowiejskiej

(stan na 2019 r.)

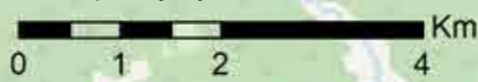
Opracowali: A. Modzelewska, M. Mielcarek



- Granice jednostek administracyjnych
 - Oddziały leśne
 - ▨ Rezerваты przyrody
- Kondycja roślinności – NDVI (rok 2019):**
- bardzo dobra kondycja
 - dobra kondycja
 - osłabiona kondycja
 - brak roślinności

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"



© OpenStreetMap (and) contributors. CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowiejskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Instytut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl

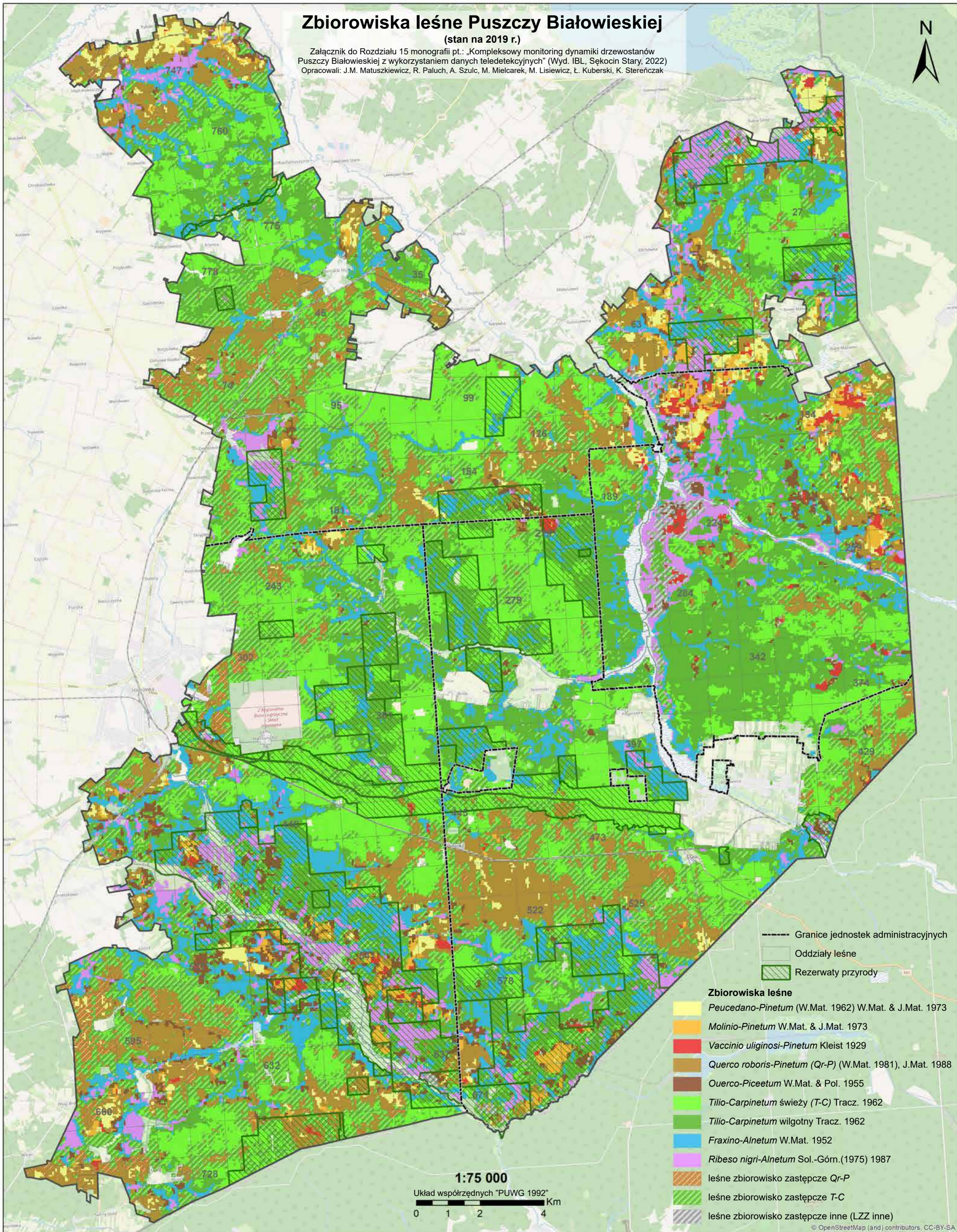


Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowiejskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Zbiorowiska leśne Puszczy Białowieskiej

(stan na 2019 r.)

Załącznik do Rozdziału 15 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)
Opracowali: J.M. Matuszkiewicz, R. Paluch, A. Szulc, M. Mielcarek, M. Lisiewicz, Ł. Kuberski, K. Stereńczak



- Granice jednostek administracyjnych
- Oddziały leśne
- ▨ Rezerваты przyrody

Zbiorowiska leśne

- Peucedano-Pinetum* (W.Mat. 1962) W.Mat. & J.Mat. 1973
- Molinio-Pinetum* W.Mat. & J.Mat. 1973
- Vaccinio uliginosi-Pinetum* Kleist 1929
- Quercu roboris-Pinetum* (Qr-P) (W.Mat. 1981), J.Mat. 1988
- Quercu-Piceetum* W.Mat. & Pol. 1955
- Tilio-Carpinetum* świeży (T-C) Tracz. 1962
- Tilio-Carpinetum* wilgotny Tracz. 1962
- Fraxino-Alnetum* W.Mat. 1952
- Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Górn.(1975) 1987
- leśne zbiorowisko zastępcze Qr-P
- leśne zbiorowisko zastępcze T-C
- leśne zbiorowisko zastępcze inne (LZZ inne)

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"
0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors. CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Instytut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl



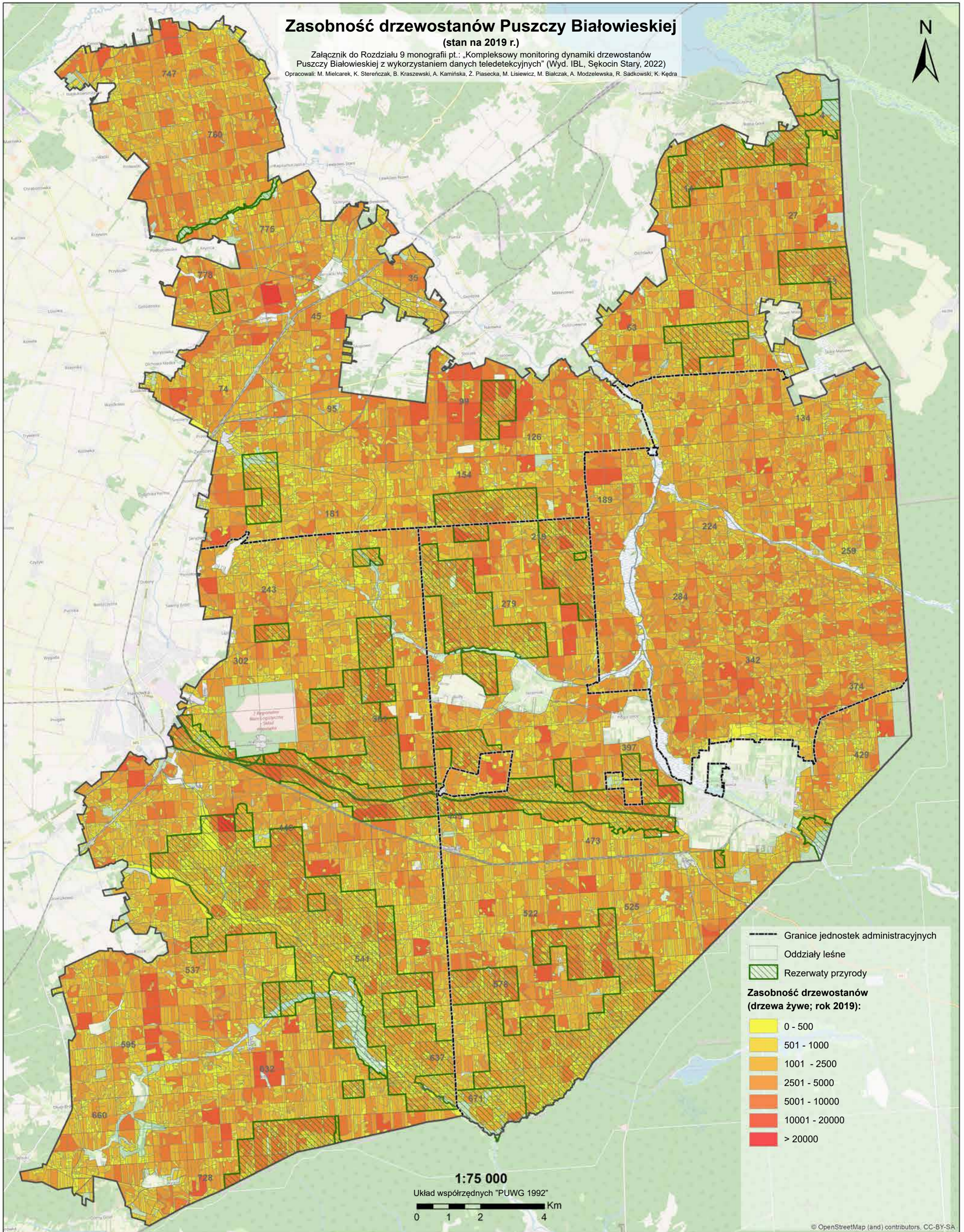
Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Zasobność drzewostanów Puszczy Białowieskiej

(stan na 2019 r.)

Załącznik do Rozdziału 9 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)

Opracowali: M. Mielcarek, K. Stereńczak, B. Kraszewski, A. Kamińska, Z. Piasecka, M. Lisiewicz, M. Białczak, A. Modzelewska, R. Sackowski, K. Kędra



--- Granice jednostek administracyjnych

□ Oddziały leśne

▨ Rezerwy przyrody

**Zasobność drzewostanów
(drzewa żywe; rok 2019):**

0 - 500

501 - 1000

1001 - 2500

2501 - 5000

5001 - 10000

10001 - 20000

> 20000

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"

0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors, CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Institut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl

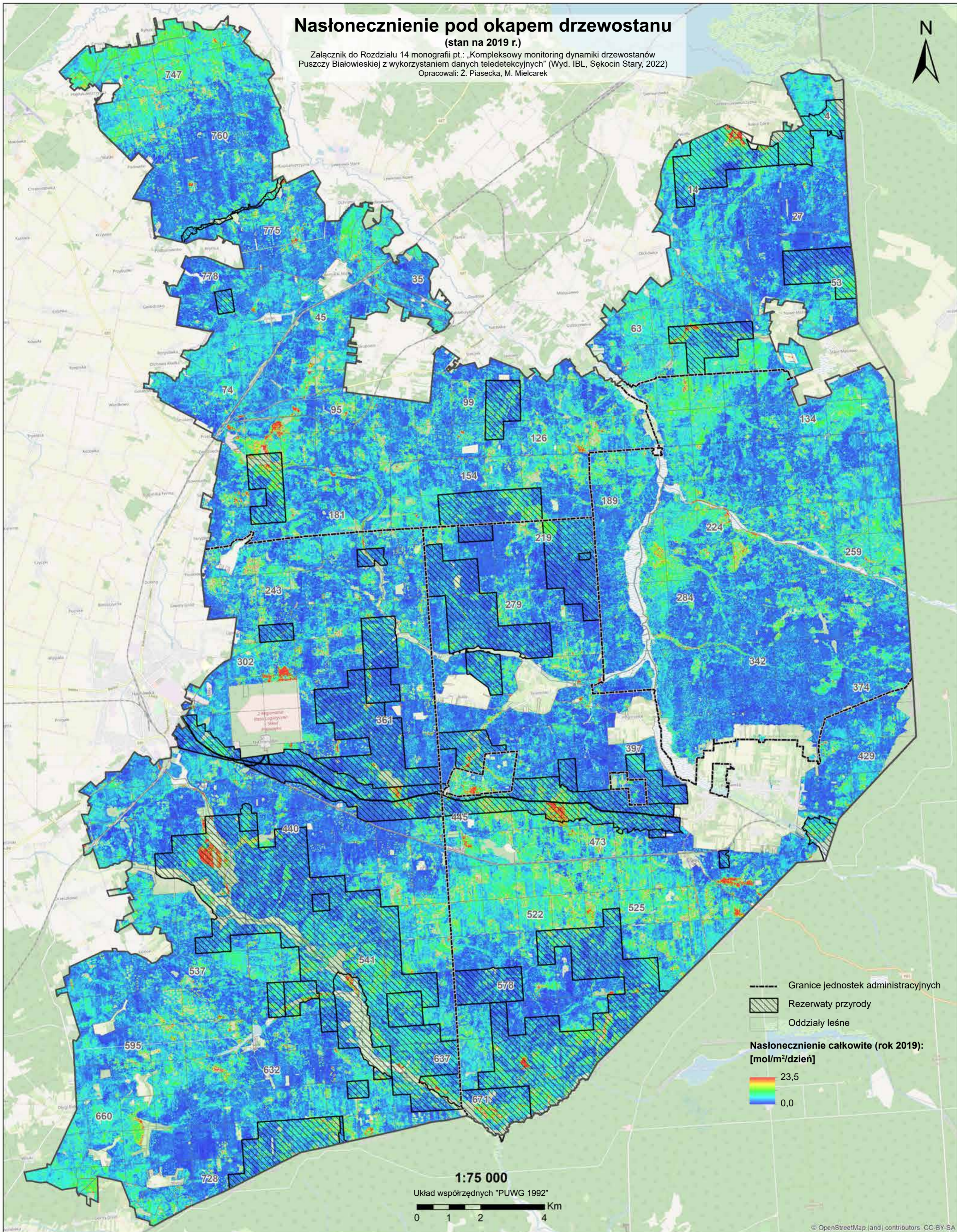


Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

Nasłonecznienie pod okapem drzewostanu

(stan na 2019 r.)

Załącznik do Rozdziału 14 monografii pt.: „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych” (Wyd. IBL, Sękocin Stary, 2022)
Opracowali: Z. Piasecka, M. Mielcarek



- Granice jednostek administracyjnych
 - ▨ Rezerваты przyrody
 - Oddziały leśne
- Nasłonecznienie całkowite (rok 2019):**
[mol/m²/dzień]
- 23,5
 - 0,0

1:75 000

Układ współrzędnych "PUWG 1992"

0 1 2 4 Km

© OpenStreetMap (and) contributors. CC-BY-SA



Mapę wykonano w ramach Projektu: "LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych"



Instytut Badawczy Leśnictwa
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 300; Fax +48 22 72 00 397
e-mail: ibl@ibles.waw.pl; www.ibles.pl
KRS: 0000039417; REGON: 000115832; NIP: 5250009200

Biuro Projektu ForBioSensing
Sękocin Stary, ul. Braci Leśnej 3, Bud A, p. 107
05-090 Raszyn
Tel. +48 22 71 50 663
e-mail: fbs-biuro@ibles.waw.pl



Projekt LIFE+ ForBioSensing PL Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych jest współfinansowany ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE + oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).
Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D

„Dotychczas w piśmiennictwie krajowym i zagranicznym nie opublikowano prac o tak szerokich zakresach - tematycznym, czasowym, przestrzennym i technologicznym – dotyczących Puszczy Białowieskiej, jakie przyjęto w monografii [...]”.

dr hab. inż. Krzysztof Będkowski

„Monografia będzie niewątpliwie stanowiła istotne źródło informacji o ekosystemach Puszczy Białowieskiej, a wkład zaprezentowanych wyników do wiedzy nie podlega dyskusji [...]”.

prof. dr hab. Wojciech Grodzki

„Należy podkreślić nie tylko pionierski charakter wielu opracowań bazujących na wykorzystaniu danych pozyskiwanych metodami zdalnymi w odniesieniu do terenu Puszczy Białowieskiej, ale i ich znaczący wkład w rozwój metodologii leśnych badań inwentaryzacyjnych w ogóle, w skali międzynarodowej [...]”.

prof. dr hab. Bogdan Brzeziecki



Niniejsza monografia powstała w wyniku realizacji projektu LIFE+ ForBioSensing PL „Kompleksowy monitoring dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych”, współfinansowanego ze środków Komisji Europejskiej w ramach instrumentu finansowego Unii Europejskiej LIFE+ oraz ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej (NFOŚiGW).

Nr umowy z KE: LIFE13 ENV/PL/000048; Nr umowy z NFOŚiGW: 485/2014/WN10/OP-NM-LF/D;

Aktualny stan Puszczy Białowieskiej na podstawie wyników projektu LIFE+ ForBioSensing



Instytut Badawczy Leśnictwa

Aktualny stan Puszczy Białowieskiej na podstawie wyników projektu LIFE+ ForBioSensing

Sękocin Stary 2022