

LASY PRZYSZŁOŚCI WYZWANIA WSPÓŁCZESNEGO LEŚNICTWA

redakcja naukowa
Aleh Marozau, Dan Wołkowycski

LASY PRZYSZŁOŚCI
WYZWANIA WSPÓŁCZESNEGO LEŚNICTWA
FORESTS OF THE FUTURE
CHALLENGES FOR CONTEMPORARY FORESTRY

Redakcja naukowa
Aleh Marozau, Dan Wołkowycki



OFICyna WYDAWNICZA POLITECHNIKI BIAŁOSTOCKIEJ
BIAŁYSTOK 2022

Recenzenci:

prof. dr hab. inż. Sławomir Bakier
dr hab. Aleksander Kołos
dr hab. inż. Rafał Paluch, prof. PB
dr inż. Joanna Pietrzak-Zawadka
dr Ewa Pirożnikow
dr hab. Oleg Sozinov
dr Aleksandr Sudnik

Korekta językowa:

mgr Agnieszka Polecka (jęz. polski i rosyjski)
mgr Maciej Pacholski (jęz. angielski)

Skład, grafika i okładka:

Marcin Dominów
Fotografia na okładce:
Dan Wołkowycki

© Copyright by Politechnika Białostocka, Białystok 2022

ISBN 978-83-67185-46-2
ISBN 978-83-67185-47-9 (eBook)
DOI: 10.24427/978-83-67185-47-9



Publikacja jest udostępniona na licencji
Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 4.0
(CC BY-NC-ND 4.0).

Pełną treść licencji udostępniono na stronie
creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/legalcode.pl.
Publikacja jest dostępna w Internecie na stronie Oficyny Wydawniczej PB.

Druk: PPH Remigraf sp. z o.o.

Oficina Wydawnicza Politechniki Białostockiej
ul. Wiejska 45C, 15-351 Białystok
e-mail: oficina.wydawnicza@pb.edu.pl
www.pb.edu.pl

Spis treści

Table of contents

Przedmowa. <i>Preface</i>	5
I. PROBLEMY WSPÓŁCZESNEGO LEŚNICTWA. <i>PROBLEMS OF CONTEMPORARY FORESTRY</i>	7
1. Skuteczność odnowienia sztucznego dębu szypułkowego <i>Quercus robur</i> L. na powierzchni rębni gniazdowej zupełnej (IIIa) na przykładzie Leśnictwa Surążkowo w Puszczy Knyszyńskiej <i>The effectiveness of artificial regeneration of the pedunculate oak Quercus robur</i> L. on the surface of shelterwood cutting (IIIa) on the example of Surążkowo forest district in the Knyszyn Forest WOJCIECH FIŁONOWICZ, ALEH MAROZAU	9
2. Wyniki uprawy dębu burgundzkiego <i>Quercus cerris</i> L. w warunkach klimatycznych środkowej Polski <i>The results of the Turkey oak Quercus cerris</i> L. cultivation under central Poland's climatic conditions NATALIA MICHAŁOWSKA	21
3. Możliwości wykorzystania grzybów entomopatogenicznych w gospodarce leśnej <i>The possibilities of using entomopathogenic mushrooms in forestry</i> TOMASZ PAWŁOWICZ.....	31
4. Uwarunkowania ochrony mchów i wątrobowców w lasach <i>General conditions of protection of mosses and liverworts in forests</i> DANIEL SKOWRON, DAN WOŁKOWYCKI	41
5. The paths of natural reforestation at quarry complexes in the northern taiga (the Yamalo-Nenets autonomous district, northwestern Siberia) MARIIA KREMENETSKAIA, ELENA KOPTSEVA.....	61
6. Влияние экологических факторов на ресурсно-ценотические параметры <i>Vaccinium vitis-idaea</i> L. сосняков мшистых заказника «Гродненская Пушча» <i>The influence of environmental factors on the resource-cenotic parameters of Vaccinium vitis-idaea</i> L. of mossy pine forests of the reserve "Grodnenskaya Pushcha" АННА И. САДКОВСКАЯ, ОЛЕГ В. СОЗИНОВ ANNA I. SADKOVSKAYA, OLEG V. SOZINOV	71

7.	The estimation of morphostructure variability of <i>Rubus arcticus</i> L. in the Vyatka-Kama interfluve <i>YULIA GUDOVSKIKH, EKATERINA LUGININA</i>	79
8.	Экологические характеристики возрастных рядов культуры и насаждений естественного происхождения сосняков мшистых в заказнике «Гродненская Пушча» <i>Ecological characteristics of the age series of culture and natural origin plantations of mossy pine forests in the reserve "Grodnenskaya Pushcha"</i> <i>АННА И. САДКОВСКАЯ, ОЛЕГ В. СОЗИНОВ</i> <i>ANNA I. SADKOVSKAYA, OLEG V. SOZINOV</i>	89
9.	Rozprzestrzenie obcych gatunków drzew w lasach Nadleśnictwa Nurzec (północno-wschodnia Polska) <i>The spread of alien tree species in the forests of Nurzec forest district (northeastern Poland)</i> <i>JOANNA PIETRZAK-ZAWADKA, ANATOL ROMANIUK</i>	101
10.	Podział Puszczy Białowiejskiej i problemy jej ochrony jako wspólnego dziedzictwa Polski i Białorusi <i>The division of the Białowieża forest and problems of its protection as a common heritage of Poland and Belarus</i> <i>PAULINA PASZKO, SVIATLANA SIALVERSTAVA</i>	113
11.	Problemy edukacji przyrodniczo-leśnej w mediach społecznościowych <i>The problems of nature and forestry education on social media</i> <i>NATALIA KORCZ</i>	119
II. LASY OCHRONNE MIAST.		
	URBAN PROTECTION FORESTS	127
12.	Lasy i leśnictwo miejskie w Polsce współczesnym wyzwaniem prawnym i społecznym <i>Urban forests and forestry in Poland as a legal and social problem</i> <i>ROMAN JASZCZAK</i>	129
13.	Lasy ochronne wokół miast w zarządzie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku <i>Protection forests around towns under the management of the Regional Directorate of State Forests in Białystok</i> <i>ADAM KWIATKOWSKI</i>	145
14.	Zasady kształtowania lasów ochronnych miasta <i>Principles of management of urban protection forests</i> <i>DAN WOŁKOWYCKI</i>	157
	Spis tabel. <i>List of tables</i>	175
	Spis rycin. <i>List of figures</i>	177

Przedmowa

Preface

Lasy i leśnictwo w Polsce i Europie stoją współcześnie wobec wielu wyzwań o skali dotychczas niespotykanej, związanych zwłaszcza z kryzysem klimatycznym, a także przewartościowaniem potrzeb i oczekiwań społecznych, które dotyczą ich funkcji. Postępujące ocieplenie klimatu pociąga za sobą zaburzenie stosunków wodnych, a także zmiany zasięgów siedliskotwórczych gatunków drzew i składu gatunkowego ekosystemów leśnych. Stopniowej recesji ulegają areale niektórych drzew, od setek lat formujących lasy w Europie Środkowej i Północno-Wschodniej. Jednocześnie wzrastać może lasotwórcza rola gatunków wcześniej tu niewystępujących. Przeobrażenia te pociągają za sobą także wzrost presji, jaką na lasy wywierają inwazyjne gatunki obce i różne problematyczne gatunki rodzime. Współczesne oczekiwania, jakie społeczeństwo stawia wobec lasów i instytucji zarządzających nimi, znacznie odbiegają od dotychczasowych, które kształtowały je przez tak długi czas. Coraz ważniejsze stają się funkcje lasów, związane z ochroną klimatu, wód i różnorodności przyrodniczej. Z drugiej strony kryzysy dotyczące obecnie Europę ukazują, jak ogromne i niezbywalne znaczenie mają funkcje produkcyjne lasu, zapewniające społeczeństwom byt i niezależność. Zmieniające się w tak gruntowny sposób warunki wymagają modyfikacji podejścia do kształtowania, użytkowania i ochrony lasów w wielu obszarach. Młode pokolenie leśników mierzyć się będzie z nimi w nieporównywalnie większym stopniu niż ich poprzednicy.

Procesom i zjawiskom tego rodzaju poświęcone były konferencje organizowane w Instytucie Nauk Leśnych Politechniki Białostockiej w latach 2020–2021. Referaty prezentowane wówczas stały się punktem wyjścia dla autorów większości artykułów prezentowanych w niniejszym monograficznym tomie. Jego pierwsza część, zatytułowana „Problemy współczesnego leśnictwa”, stanowi pokłosie dwóch edycji Międzynarodowych Studenckich Spotkań Naukowych, organizowanych cyklicznie przez Koło Naukowe Leśników działające na Wydziale Budownictwa i Nauk o Środowisku. W wydarzeniach tych wzięli udział przedstawiciele kół naukowych, doktoranci i młodzi naukowcy z polskich i zagranicznych ośrodków naukowych. Na Spotkaniu III, które odbyło się 11 grudnia 2020 r., a którego tematem przewodnim były „Lasy przyszłości”, poruszono m.in. kwestie dynamicznych zmian gatunkowych oraz siedliskowych w ekosystemach leśnych, nowoczesnych sposobów edukacji przyrodniczo-leśnej oraz wykorzystania innowacyjnych sposobów gospodarowania

terenami zielonymi. Spotkanie IV, zorganizowane 21 grudnia 2021 r., poświęcone było „Ochronie przyrody w lasach”, możliwościom zachowania ekosystemów leśnych, siedlisk oraz różnorodności fauny, flory i bioty grzybów w lasach.

Na drugą część tomu pt. „Lasy ochronne miast” składają się rozdziały, dla których inspiracją były niektóre tezy dyskutowane na Białostockim Seminarium Leśnym „Lasy ochronne miast. Stan obecny i przyszłość”, zorganizowanym 21 kwietnia 2021 r. przez Instytut Nauk Leśnych i Regionalną Dyрекcję Lasów Państwowych w Białymstoku. Prezentowane w tej części materiały dotyczą możliwości i potrzeb zmian podejścia do lasów otaczających duże ośrodki miejskie, coraz bardziej zyskujących współcześnie na znaczeniu.

Niniejszy tom zawiera rozdziały autorów z zagranicznych ośrodków akademickich, uczestniczących w konferencjach studenckich w latach 2020–2021, przyjęte do druku w 2021 i na początku 2022 r. Materiały te są efektem dawnej wymiany naukowej, której Politechnika Białostocka obecnie nie kontynuuje.

Aleh Marozau, Dan Wołkowycki

CZĘŚĆ I

PROBLEMY WSPÓŁCZESNEGO LEŚNICTWA

PROBLEMS OF CONTEMPORARY FORESTRY

Rozdział 1

Skuteczność odnowienia sztucznego dębu szypułkowego *Quercus robur* L. na powierzchni rębni gniazdowej zupełnej (IIIa) na przykładzie leśnictwa Surążkowo w Puszczy Knyszyńskiej

Chapter 1

The effectiveness of artificial regeneration of the pedunculate oak *Quercus robur* L. on the surface of shelterwood cutting (IIIa) on the example of Surążkowo forest district in the Knyszyn Forest

Wojciech Fiłonowicz, Aleh Marozau*

*Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Instytut Nauk Leśnych (a.marozau@pb.edu.pl)

Abstract. The article presents the results and conclusions on the effectiveness of artificial regeneration of the pedunculate oak *Quercus robur* L. on the surface of shelterwood cutting (IIIa) in the Surążkowo Forest District in the Knyszyn Forest, northeastern Poland. The regeneration efficiency was identified depending on the environmental conditions and care treatments. Under favorable conditions (no weed infestation), the oak can be planted without soil preparation or in areas of natural regeneration of hornbeam with minimal preparation (plates). Routine care is necessary on the border between the oak, admixed species, and undergrowth. Using plastic mesh tree protectors effectively saves against any damage caused by deer. Nevertheless, keeping the mesh for too long (for over five years) may cause excessive slenderness (which is a disproportion between the diameter and the height of the tree). Proper performance of plantations care (cultivation, cleaning) and protective measures are essential to achieve the assumed breeding goal.

Key words: pedunculate oak, artificial regeneration, shelterwood cutting (IIIa)

1. Wprowadzenie

Obecne, powszechnie stosowane sposoby gospodarowania środowiskiem w sposób zrównoważony mają na celu zachowanie przyrody w niepogorszonym stanie oraz rekompensowanie ubytków powstałych na skutek działalności człowieka. Wszelkie czynności i działania hodowlane leśników są poddawane surowej ocenie przez otoczenie publiczne. Leśnik jako gospodarz lasu, pobierając korzyści w postaci drewna i użytków ubocznych (bo taki jest przeważający cel gospodarki leśnej), zdobywa doświadczenie, obserwując systematycznie ekosystemy leśne i kształtuje ich półnaturalny charakter. Już od kilku dziesięcioleci wielu badaczy podkreśla potrzebę kształtowania lasu wielofunkcyjnego w oparciu o ideę półnaturalnej (zbliżonej do natury) koncepcji jego hodowli [1–6].

Wzrost występowania kłęsk żywiołowych, wywołanych prawdopodobnie zmianami klimatu pod wpływem wielu czynników, nie do końca rozpoznanych, zmusza do elastycznego i kreatywnego podejścia w zakresie hodowli lasu [7, 8]. Mając na uwadze powyższe rozważania należy uznać, że wybór sposobu wprowadzania nowego pokolenia lasu na obszary, gdzie jest prowadzona zorganizowana, planowa gospodarka leśna od wielu lat, jest niezwykle istotnym, jeśli nie najważniejszym, zagadnieniem w działaniach każdego gospodarza – leśnika.

W ostatnim dziesięcioleciu, w lasach administrowanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, na masową skalę upowszechniono modyfikację rębni, które warunki powstawania nowego pokolenia lasu upodabniały do naturalnych. Znalazło to odzwierciedlenie w Zarządzeniu nr 53 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. w sprawie wprowadzenia nowej wersji „Zasad hodowli lasu” [9]. Między innymi, w ww. dokumencie dla rębni gniazdowej zupełnej (IIIa) zalecono sztuczne odnowienie dębu pod osłoną boczną drzewostanu.

Celem badań było określenie skuteczności sztucznego odnowienia dębu szypułkowego *Quercus robur* L. w drzewostanach sosnowych, przebudowywanych z zastosowaniem rębni gniazdowej zupełnej (IIIa), i formułowanie płynących z tej analizy wniosków praktycznych dla hodowli lasu.

2. Materiały i metody

2.1. Opis terenu badań

Leśnictwo Surazkowo znajduje się w południowej części obszaru Nadleśnictwa Supraśl, w obrębie leśnym Supraśl [10]. Prace badawcze wykonano na 11 powierzchniach zlokalizowanych w tej jednostce administracyjnej w trzech pododdziałach: 120r, 152a, 178c. Teren badań położony jest w Krainie II Mazursko-Podlaskiej, obejmującej północno-wschodnią część Polski. Lasy tej krainy leżą w zasięgu zlodowaceń: bałtyckiego i środkowopolskiego i skupione są w wielkich kompleksach zlokalizowanych

na sandrowych i morenowych terenach. Występują tu często utwory polodowcowe typu moreny czołowe, denne, na których wykształcone są gleby gliniaste z domieszką margli i ciężkich glin.

Nadleśnictwo Supraśl znajduje się w Dzielnicy Wysoczyzny Białostockiej w mezo-regionie Puszczy Knyszyńskiej i Wzniesień Sokólsko-Białostockich. Jest to pas równin staroglacjalnych z urozmaiconą rzeźbą terenu i licznymi dobrze wykształconymi poziomami morfologicznymi. Występują one na wysoczyznach schodzących do obniżen dolinnych rzek Supraśli i Sokołdy. Nadleśnictwo obejmuje w miarę zwarty obszar leśny Puszczy Knyszyńskiej. W strukturze siedlisk leśnych przeważają bory mieszane świeże i lasy mieszane świeże (BMśw – 42%, LMśw – 38%).

Na obszarze Krainy II Mazursko-Podlaskiej surowy, dość suchy klimat kontynentalny styka się z łagodniejszym i wilgotnym klimatem atlantyckim [11]. Nadleśnictwo Supraśl znajduje się pod wpływem klimatu kontynentalnego, gdzie okres wegetacyjny jest krótszy niż na większości pozostałego obszaru kraju.

2.2. Charakterystyka powierzchni i stosowane techniki badawcze

Powierzchnie badawcze zostały wybrane w oparciu o dokumentację Nadleśnictwa Supraśl oraz dostępne dane w Banku Danych o Lasach, zgodnie z Planem urządzania lasu (daty obowiązywania 2010–2020) i założone w przebudowywanych drzewostanach sosnowych na siedliskach lasów mieszanych świeżych (LMśw) oraz lasów mieszanych wilgotnych (LMw), gdzie wymagany jest co najmniej 20% udział dębu w składzie docelowym. Materiał sadzeniowy, który został wykorzystany dla tworzenia upraw – dwulatka po pierwszym roku szkółkowania (symbol klasyfikacyjny – 1/1). Więźba sadzenia wyniosła: odstęp między rzędami 1,5 m, odstęp między sadzonkami 1 m w rzędach, co w sumie dało zagęszczenie dębu około 6,7 tys. szt/ha. Gatunki domieszkowe: lipa drobnolistna *Tilia cordata* Mill. oraz grab pospolity *Carpinus betulus* L. wprowadzano w zmieszaniu jednostkowym, co piątą sadzonkę w rzędzie. Wykorzystano również istniejące na gniazdach płyty nalotów grabowych, które uznano jako naturalne odnowienia gatunku domieszkowego. Na powierzchniach porośniętych płatowo nalotem grabowym dąb został posadzony na glebie uprzednio przygotowanej ręcznie (talerze). W przypadku braku zachwaszczenia i braku nalotu grabowego przygotowanie gleby nie było wykonywane. Do ochrony sadzonek przed zgryzaniem przez zwierzyńę płową stosowana była siatka plastikowa (PCV). Wiek badanych upraw wahał się od 13 do 14 lat, a powierzchnie odnowionych gniazd mieściły się w przedziale od 0,19 ha do 0,30 ha.

Na powierzchniach badawczych pomierzone zostały średnice szyjek korzeniowych i wysokości drzewek dębu oraz odnotowany był ich stan zdrowotny, a także zmierzono pH gleby. Te czynności wykonano na jedenastu badawczych powierzchniach kołowych (promień 3,99 m, powierzchnia 0,005 ha [12]). Środki powierzchni

oznaczono metalową rurką, wbitą w grunt do poziomu wierzchniej warstwy gleby. Za pomocą aplikacji mLas z urządzenia mobilnego dokonano odczytu współrzędnych geograficznych ich położenia.

Pomierzone wielkości parametrów drzewek wykorzystano do obliczenia zmodyfikowanego współczynnika smukłości, mającego syntetyczny charakter: h (wysokość) / d (średnica szyjek korzeniowych) [13]. Wskaźnik ten był zastosowany jako dodatkowe narzędzie do analizy rozwoju drzewek. Określa on proporcjonalność ich pokroju i związaną z tym mechaniczną stabilność. Przyjęto dwa przedziały: drzewka stabilne dostatecznie i niedostatecznie. W pierwszym przypadku założono wartość współczynnika do 70, zaś jeśli jest ona równa lub większa od 70 stabilność odnowienia jest zmniejszona (Ryc. 1).

Drzewka sklasyfikowano pod względem zdrowotności w trzech kategoriach, według stosowanych wytycznych [9]. Kategoria 1: drzewka o dobrym lub średnim stanie zdrowotnym – tj. drzewka, które nie posiadały cech chorobowych, wywołanych przez patogeny, i uszkodzeń mechanicznych (złamania, znaczące deformacje strzałki po zgryzaniu lub w wyniku innych uszkodzeń); kategoria 2: drzewka chore lub uszkodzone – tj. drzewka z widocznymi oznakami chorób, wywołanych przez patogeny lub uszkodzone mechanicznie (złamane i ze znacznie zdeformowaną strzałką lub koroną); kategoria 3: drzewka obumarłe – tj. drzewka martwe.



RYCINA 1. Niedostatecznie stabilne drzewko dębu na powierzchni badawczej nr 4 w pododdziale 152a (fot. W. Fiłonowicz)

FIGURE 1. An insufficiently stable oak sapling in the area of research plot No 4 (subcompartment 152a) (photo taken by W. Fiłonowicz)

Wykorzystując dane pozyskane w terenie z pomiarów parametrów drzewek za pomocą wzorów statystycznych, wykonano kalkulacje: a) średniej arytmetycznej, b) odchylenia standardowego, c) współczynnika zmienności, oraz obliczono d) współczynnik smukłości.

3. Wyniki i dyskusja

Wyniki przeprowadzonych badań potwierdzają, że jednym z najważniejszych etapów przygotowawczych, przed wprowadzeniem *Q. robur* w gniazda pod osłoną boczną drzewostanu, jest prawidłowy wybór w terenie odpowiednich miejsc ich lokalizacji. Zaleca się w miarę równomierne ich rozlokowanie, z wykorzystaniem najkorzystniejszych mikrosiedlisk i istniejących już luk w drzewostanie [14]. Niemniej jednak spełnienie tego warunku jest niekiedy utrudnione w praktyce. Na powierzchniach badawczych niemal wszystkie gniazda zostały założone z wykorzystaniem zachwaszczonych i porośniętych leszczyną *Corylus avellana* L. luk po wypadłych świerkach w wyniku gradacji kornika drukarza *Ips typographus* L. Rozlokowanie niektórych gniazd w bardzo zachwaszczonych lukach drzewostanu, szczególnie w pododdziałach 152a i 178c, często powodowało istotne osłabienie wzrostu odnawianego gatunku, narażając go niekiedy na szkody od gryzoni.

Wprowadzanie sadzonek *Q. robur* nie zawsze pokrywało się z optymalnymi dla niego warunkami siedliskowymi, aczkolwiek pomiar kwasowości gleby wskazał na lekkie zakwaszenie wszystkich badanych powierzchni w przedziale od 5,6 do 5,7 pH, co można zaliczyć do poziomu bliskiego do właściwego. Niniejsze badania wykazały lepszy wzrost dębu na żyznych wzniesieniach typowych dla mikrosiedlisk lasowych Leśnictwa Surażkowo, niż na bardziej ubogich zboczach i zachwaszczonych obniżeniach terenu – i jest to jedna z istotnych charakterystycznych cech lokalnych sztucznego odnowienia dębu.

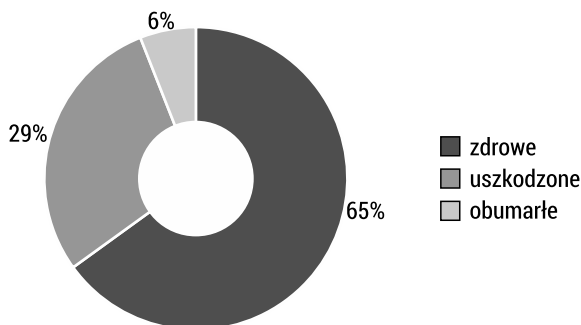
Przedstawione w Tabeli 1 przeciętne parametry odnowień *Q. robur* wskazują na występowanie czynników ograniczających ich prawidłowy wzrost i rozwój w pododdziałach 152a i 178c. Parametry wysokości, średnic szyjek korzeniowych, współczynnika smukłości i niekiedy niezadowalający stan zdrowotny odnowienia sztucznego na części gniazd świadczą o pewnym niedostosowaniu warunków środowiskowych. Na przykład zakłócenia części odnowienia wywołane zostały przez dużą presję ze strony zwierzyny płowej, szkody od gryzoni (czasem znaczące, szczególnie przy dużym stopniu zachwaszczenia), konkurencję ze strony podrostu grabowego, niedostateczną żyzność gleby oraz niekiedy nieoptymalny mikroklimat w poszczególnych etapach uprawy.

TABELA 1. Parametry odnowień dębu szypułkowego na poszczególnych powierzchniach badawczych

TABLE 1. Regeneration parameters of the pedunculate oak in individual research plots

Numer pododdziału / typ siedliskowy lasu	120r / LMw	152a / LMśw	178c / LMśw
Przeciętna średnica szyjki korzeniowej z odchyleniem standardowym (cm) / współczynnik zmienności (%)	3,6±1,0 / 30	1,6±0,37 / 23	2,1±0,71 / 35
Przeciętna wysokość z odchyleniem standardowym (cm) / współczynnik zmienności (%)	257±81 / 31	127±47 / 37	141±69 / 44
Przeciętny współczynnik smukłości z odchyleniem standardowym / współczynnik zmienności (%)	86±17 / 25	83±29 / 36	68±29 / 43

Według zestawienia porównawczego w tabeli 1 najlepsze wyniki wzrostu osiągnęła uprawa w pododdziale 120r. Została ona wprowadzona w lukach istniejących nalotów grabowych z uprzednim minimalnym przygotowaniem gleby (talerze). Mimo zaobserwowanych szkód od zwierzyny płowej i zwiększonej smukłości, parametry wzrostu znacząco pozytywnie wyróżniają się na tle pozostałych badanych powierzchni. Udział drzewek zdrowych dębu szypułkowego wynosił 65% (Ryc. 2).



RYCINA 2. Zdrowotność uprawy dębu szypułkowego w pododdziale 120r

FIGURE 2. Health status of the pedunculate oak plantation in subcompartment 120r

Z powyższego wynika, że przy zachowaniu odpowiedniej terminowości zabiegów hodowlanych i ochronnych można wyhodować przeważnie zdrowe pokolenie dębowe w osłonie z istniejącego nalotu lub podrostu grabowego. Potwierdzają to m.in. Paluch i Gil [14] w badaniach przeprowadzonych na terenie Nadleśnictw Mircze i Kościan.

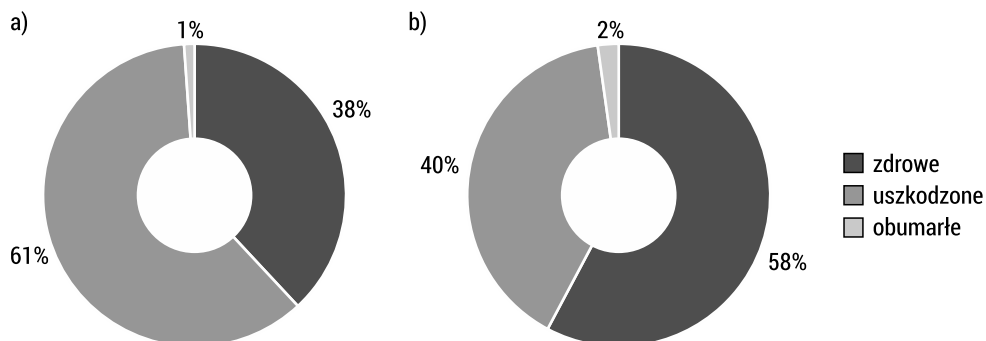
Niezwykle ważną kwestią dla odnawianego *Q. robur* jest zapewnienie dostatecznej ilości światła w poszczególnych fazach rozwoju uprawy. Negatywne zjawisko smukłości dębu, zaobserwowane miejscami na powierzchniach badawczych, potwierdza okresowe zakłócenia w dostępie do światła. Przyczynami tych zaburzeń mogły być: zbyt długie przetrzymanie osłonek na niektórych osobnikach, silna konkurencja ze strony podszytu leszczynowego i podrostu grabowego, opóźnienie z wykonaniem

cieć uprzętających na powierzchniach między gniazdami. W 2020 roku drugi etap cięcia uprzętającego wykonano w pododdziałach: 120r i 152a, natomiast w pododdziale 178c ich nie zrobiono, choć wysokość osiągnięta przez odnowienie rosnące na gniazdach (1,4 m) i ogólny stan uprawy spełniały kryteria niezbędne do realizacji kolejnego etapu rębni [15].

Badane uprawy były pod silną presją ze strony zwierzyny płowej, która poprzez ogryzanie pędów głównych i bocznych spowodowała znaczne wyhamowanie procesów wzrostu oraz deformacje strzałek, o czym świadczą formy krzaczaste drzewek na niemal wszystkich powierzchniach. Najlepiej z presją od dzikich zwierząt kopytnych radziły drzewka *Q. robur*, które miały zapewnioną optymalną osłonę utworzoną z nalotu/podrostu grabowego, podszytu jeżyny *Rubus caesius* L., maliny *R. idaeus* L. i leszczyny. Zabezpieczenia w postaci siatek plastikowych jedynie w początkowych latach prawidłowo spełniały swoją funkcję. Natomiast w późniejszych fazach rozwoju mogły się przyczynić do powstawania zjawiska smukłości, co potwierdza wartość tego parametru powyżej 70% (pododdziały 120r i 152a), a nawet i jego dużego współczynnika zmienności (powyżej 40%) na powierzchni badawczej w pododdziale 178c. Pozytywnym zjawiskiem na większości gniazd było pojawienie się samorzutnie nalotu gatunków lekkonasiennych (brzoza brodawkowata *Betula pendula* Roth, wierzba szara *Salix cinerea* L., topola osika *Populus tremula* L.), który stanowił naturalną osłonę dębu przed przymrozkami i zgryzaniem przez zwierzynę płową, co potwierdzają również Milewski i Andrzejczyk [16].

Intensywny miejscami wzrost tych gatunków ograniczany był w trakcie pielęgnacji upraw poprzez ich ogławianie i eliminację nadmiaru na większości powierzchni odnowień dębu.

Badania ujawniły szkody ze strony gryzoni jako dodatkowy czynnik ograniczający prawidłowy wzrost i rozwój upraw. W pododdziałach 152a i 178c zaobserwowano nadgryzienia szyjek korzeniowych dębu a także grabu. Presja wyrządzona przez gryznie powoduje nie tylko uszkodzenia, a nawet i ubytki sztucznego odnowienia (Ryc. 3).



RYCINA 3. Zdrowotność upraw dębu szypułkowego w pododdziałach 152a (a), 178c (b)

FIGURE 3. Health status of the pedunculata oak plantations in subcompartments: 152a (a) and 178c (b)

Istotnym zagadnieniem hodowlanym w uprawach dębowych w początkowym okresie ich rozwoju i wzrostu jest zapewnienie odpowiednich warunków mikroklimatycznych w postaci optymalnego naświetlenia i temperatury, co potwierdzają Chojnacka-Ożoga i inni [17]. W odniesieniu do zrealizowanych badań, w zależności od ww. warunków na analizowanych powierzchniach, część dębów osiągnęła stosunkowo niewielkie jak na swój wiek parametry wzrostu na wysokość (Tab. 2). Jaworski [15] podaje, że średnia wysokość sztucznie odnawianego *Q. robur* po pierwszych 10 latach na siedliskach boru mieszanego świeżego (BMśw), mniej żyzniejszego siedliska w porównaniu z LMw i LMśw, wynosi 177,5 cm. Występujące miejscami zjawisko smukłości może świadczyć m.in. o braku optymalnego dostępu do światła. Na kilku powierzchniach nieprawidłowe rozlokowanie gniazd (zachwaszczone luki, stosunkowo ubogie mikrosiedliska) spowodowało to, że istniejące w nich warunki nie sprzyjały prawidłowemu wzrostowi dębów, co również mogło przyczynić się do osiągnięcia słabszych parametrów hodowlanych i rozwojowych.

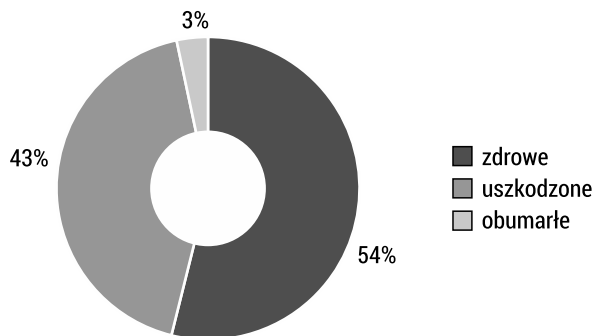
Szczegółnej uwagi i kontroli wymaga bardzo ekspansywny obecnie grab oraz leszczyna [18], a także gatunki szybko rosnące. Z jednej strony, tworzą one osłonę boczną i w taki sposób pozytywnie wpływają na stan dębu. Natomiast z drugiej strony, kiedy ich wysokość znacząco przekracza wysokość warstwy gatunku docelowego, zaczyna się proces widocznego pogorszenia kondycji dębu. W związku z powyższym, wykonywanie zabiegów pielęgnacyjnych systematycznie i we właściwym czasie ma istotne znaczenie przy sztucznym odnowieniu *Q. robur* z zastosowaniem rębni IIIa, jak również w innych przypadkach.

TABEL 2. Wartości przeciętne podstawowych parametrów odnowienia sztucznego dębu szypułkowego

TABLE 2. Average values of the basic parameters of artificial regeneration of the pedunculate oak

Parametry	Wartości parametrów
Średnica szyjki korzeniowej z odchyleniem standardowym (cm) / współczynnik zmienności (%)	2,4±0,69 / 29
Wysokość z odchyleniem standardowym (cm) / współczynnik zmienności (%)	175±57 / 37
Współczynnik smukłości z odchyleniem standardowym (cm) / współczynnik zmienności (%)	79±25 / 35

Ogólnie stan zdrowotny odnowienia sztucznego *Q. robur* na powierzchniach badawczych jest zadowalający, co przedstawia rycina 4. Należy stwierdzić, że procentowy udział drzewek o dobrym lub średnim stanie zdrowotnym, zdecydowanie przeważający, nie powinien w przyszłości znacznie się obniżyć. Warunkiem tego jest prowadzenie rzetelnych i systematycznych zabiegów hodowlanych i ochronnych, wśród których najczęściej stosowane będą ogławianie i eliminacja gatunków konkurencyjnych.



RYCINA 4. Ogólny stan zdrowotny badanych upraw dębu szypułkowego

FIGURE 4. General health status of the studied pedunculate oak plantations

Zapewnienie w uprawach dostatecznego naświetlenia, uwilgotnienia siedliska oraz ograniczenie nadmiernej konkurencji ze strony gatunków szybko rosnących, graba i leszczyny, a także przeciwdziałanie presji ze strony zwierzyny płowej i gryzoni, może pozytywnie wpłynąć na uprawy *Q. robur*. Decydujące znaczenie ma terminowe wykonanie cięć uprzążających na przestrzeni między gniazdami.

4. Wnioski

1. W trakcie lokowania gniazd odnowieniowych na powierzchni manipulacyjnej rębni gniazdowej zupełnej (IIIa) należy starać się wybierać mikrosiedliska optymalne (najżyźniejsze) z uwzględnieniem warunków świetlnych, wilgotnościowych i pokrywy glebowej.
2. Jeśli pokrywa glebowa nie tworzy dużej konkurencji dla wzrostu sztucznego odnowienia dębu, to możliwe jest uniknięcie czynności przygotowania gleby na gniazdach, ale jedynie pod warunkiem wykorzystania sadzonek najwyższej klasy jakości, o symbolach produkcyjnych: Db-1/0; 1/1; 1/2 lub Db-1/0k. Niepożądane jest włączenie zachwaszczonych fragmentów drzewostanu do projektowanych gniazd ze względu na możliwe szkody od gryzoni.
3. Wprowadzenie dębu przy minimalnym przygotowaniu gleby (talerze) w dominujący na badanych powierzchniach nalot grabowy, gdy występują optymalne warunki siedliskowe i świetlne, pozwala osiągnąć założony cel hodowlany dzięki osłonie bocznej.
4. Występowanie zbyt dużej konkurencji ze strony podrostu grabowego oraz gatunków lekkonasiennych i leszczyny to czynnik, który często przyczynia się do kształtowania niekorzystnego pokroju młodego dębu. Konieczna jest systematyczna, we właściwym czasie pielęgnacja *Q. robur* na granicy jego występowania i gatunków domieszkowych, przede wszystkim *C. betulus*, oraz podszytowych.

5. Występujące zakłócenia wzrostu i rozwoju upraw dębowych na gniazdach omawianej rębni to efekt silnej konkurencji o pokarm i światło, a także efekt presji zwierzyny płowej oraz gryzoni.
6. Istotnym czynnikiem dla tworzenia optymalnego mikroklimatu dla odnawianego dębu (zwiększanie dostępu światła po uzyskaniu wysokości biologicznego zabezpieczenia) jest przestrzeganie terminowego wykonywania cięć uprzętających na powierzchni między gniazdami.
7. W początkowej fazie rozwoju uprawy zastosowanie osłonek z siatki plastikowej skutecznie zabezpiecza przed szkodami od zwierzyny płowej. Niemniej jednak zbyt długie przetrzymywanie drzewek w tego rodzaju zabezpieczeniach (według naszej oceny to jest okres przeciętnie większy niż 5 lat), może przyczynić się do powstawania niekorzystnego zjawiska nadmiernej smukłości drzewek lub nawet ich obumierania w trakcie wzrostu.

Literatura

1. Bernadzki E., *Aktualne cele hodowli lasu*. Sylwan 1981, 125, 5.
2. Bernadzki E., *Półnaturalna hodowla lasu [w:] Ochrona różnorodności biologicznej w zrównoważonej gospodarce leśnej*. PTL i IBL, Warszawa 1995.
3. Ceitel J., Korzeniewicz R., *Racjonalizacja odnowienia sztucznego i pielęgnowania drzewostanów dębowych [w:] Naturalizacja leśnych czynności gospodarczych*. Akademia Rolnicza, Poznań 1999, s. 23–36.
4. Häusler A., Scherer-Lorenzen M., *Sustainable Forest Management in Germany [w:] The Ecosystem Approach of the Biodiversity Convention Reconsidered*. BfN-Skripten 51, BfN, Bonn 2001.
5. Brzeziecki B., *Podejście ekosystemowe i półnaturalna hodowla lasu (w kontekście zasady wielofunkcyjności lasu)*. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2008, 10, 3(19): 41–54.
6. Fonder W., Żybura H., *Metody hodowli lasu w aspekcie produkcji drewna [w:] IV Sesja Zimowej Szkoły Leśnej*. Sękocin Stary 2011, 40 s.
7. Bruchwald A., Dmyterko E., *Metoda określania ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr*. Leśne Prace Badawcze 2010, 71(2): 165–173.
8. Dmyterko E., Mionskowski M., Bruchwald A., *Zagrożenie lasów Polski na podstawie modelu ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr*. Sylwan 2015, 159(5): 361–371.
9. *Zasady Hodowli Lasu*. Generalna Dyrekcja Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
10. *Plan Urządzania Lasu dla Nadleśnictwa Supraśl na lata 2016–2026*. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku, Białystok 2020.
11. Zielony R., Kliczkowska A., *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski*. CILP, Warszawa 2010.
12. *Instrukcja Urządzania Lasu, Część I*. CILP, Warszawa 2012.
13. Stępień E., *Stabilność lasu i drzewostanów, metody szacowania oraz znaczenie w gospodarowaniu zasobami leśnymi*. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2014, 16, 39/2A: 70–79.
14. Paluch R., Gil W., *Ocena korytarzowej metody uprawy dębu (Quercus sp.) na przykładzie obiektów badawczych w nadleśnictwach Mircze i Kościan*. Leśne Prace Badawcze 2018, 79(1): 29–35.

15. Jaworski A., *Hodowla lasu I*. PWRiL, Warszawa 2011.
16. Milewski M., Andrzejczyk T., *Wpływ sposobu pielęgnowania uprawy na wzrost dębu*. Sylwan 2017, 161 (3): 189–195.
17. Chojnacka-Ożoga L., Ożoga W., Andrzejczyk T., *Warunki termiczne powietrza na zrębie zupełnym i gnieździe*. Sylwan 2019, 163(8): 655–664.
18. Paluch R., Gabrysiak K. A., *Wieloletnie zmiany składu gatunkowego drzewostanów o podwyższonym reżimie ochronnym w Puszczy Augustowskiej i Puszczy Knyszyńskiej*. Sylwan 2019, 163(10): 846–854.

Rozdział 2

Wyniki uprawy dębu burgundzkiego *Quercus cerris* L. w warunkach klimatycznych środkowej Polski

Chapter 2

The results of the turkey oak *Quercus cerris* L. cultivation under central Poland's climatic conditions

Natalia Michałowska

(nataliamichalowska13@gmail.com)

Abstract. The following work assessed the results of the previous cultivation of the Turkey oak *Quercus cerris* L. in the climatic conditions of central Poland. The introduction of alien species has been an object of interest for a long time, resulting in the establishment of numerous experimental areas. One of the institutions specializing in introducing alien species and their study is the Arboretum SGGW in Rogów. The trend associated with introducing alien species in forest stands is currently regulated by law. On the other hand, introducing potentially beneficial species, preceded by reliable research, may become necessary for the variety of native dendroflora. The introduction is essential in the context of the loss of climatic optimum and, as a result, the range of occurrence by some forest-forming species, such as the Norway spruce, the Scots pine, or common birch. The bases of the work are the results of measurements and observations of the Turkey oak trees growing on the experimental forestry plots of the Arboretum SGGW in Rogów. The Turkey oak shows growth opportunities in central Poland's climatic conditions. Due to high resistance to adverse conditions, extending coverage and satisfactory growth features could apply to forest crops. Carrying out studies on a larger tree population and under changing habitat conditions could be the basis for considering the Turkey oak as a valuable forest-forming species. The second aspect worth exploring is the potential utility for the reclamation of changed and post-industrial sites.

Key words: Turkey oak, introduction, forest cultivation in Poland

1. Wprowadzenie

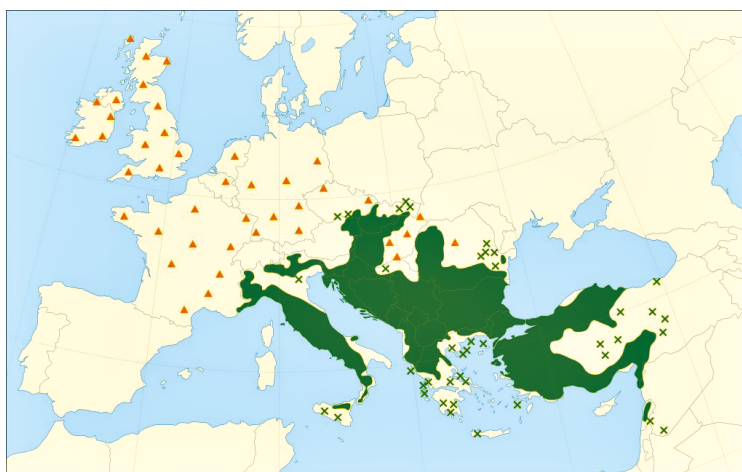
W celu monitorowania zmian klimatu na całym świecie został powołany Międzyrządowy Zespół ds. Zmian Klimatu, czyli IPCC. Z raportów Zespołu jasno wynika, że powawy ekstremalnych zjawisk pogodowych przestaną być incydentalne. W wielu miejscach na świecie zwiększeniu ulegnie częstość niszczycielskich burz, a susze będą coraz mocniej oddziaływać między innymi na Europę [1]. Klęski związane z dynamicznymi zjawiskami pogodowymi występowały w Polsce już wcześniej, niemniej jednak obserwuje się ich rosnącą częstotliwość i siłę. Rodzi to nowe wyzwania w kontekście planowania przebudowy drzewostanów oraz przygotowania na potencjalne zagrożenia. Przebudowa drzewostanów jest szczególnie ważna, ponieważ lasy o zmniejszonej bioróżnorodności gorzej przystosowują się do zmian klimatycznych. Prowadzenie odpowiedzialnej i zrównoważonej gospodarki leśnej sprzyja zachowaniu równowagi w lasach i skuteczniejszemu przystosowaniu się do zmian. Do osiągnięcia tego celu nie wystarczy promowanie odpowiedzialnego zarządzania lasami, ale należy również wspierać działania adaptacyjne. Do takich działań należy między innymi analiza wprowadzania nowych gatunków, niestosowanych dotychczas w celach gospodarczych na danym obszarze. Badania nad gatunkami obcymi o potencjale gospodarczym w lasach powinny być traktowane tak samo priorytetowo, jak prace nad obrazowaniem wielkości klęsk związanych ze zmianami klimatu [2].

Według raportów PAN zmiany średnich temperatur, poziomu wody gruntowej i opadów spowodują, że w ciągu najbliższych kilkudziesięciu lat optimum klimatyczne w Polsce może stracić sosna zwyczajna, świerk pospolity, modrzew europejski i brzoza brodawkowata. Jest to bardzo niepokojąca prognoza, ponieważ podane gatunki zajmują aktualnie 75% powierzchni leśnych, a zamieranie tych drzew oznacza rozpad zbiorowisk roślinnych, które tworzą. W przypadku sosny zwyczajnej i świerka pospolitego niezależnie od przyjętego wariantu zmian ryzyko zamierania dotyczy niemal całej strefy występowania w kraju. Utrata optimum klimatycznego na danym obszarze nie oznacza, że dany gatunek zamrze momentalnie, najpierw zacznie cierpieć z powodu patogenów czy stresu wodnego. Gatunki pionierskie wykazują największą podatność na zagrożenia związane z ociepleniem klimatu. Natomiast drzewa późnych stadiów sukcesji będą rozszerzać zasięg występowania, należą do nich między innymi jodła pospolita, buk zwyczajny, jesion wyniosły, dąb szypułkowy i bezszypułkowy. Szacuje się, że gatunkiem, który zyska najwięcej na ociepleniu klimatu jest robinia akacyjowa. Ze względu na swoją inwazyjną naturę zacznie ona zasiedlać obszary, z których wycofały się inne gatunki, co odbije się negatywnie na stanie siedlisk. Wszystkie grupy gatunków, niezależnie od tendencji zmian areалу, zanotują przesunięcie rzeczywistego obszaru występowania na południe, z równoczesną utratą stanowisk na północy, przy czym najgorzej będą radzić sobie gatunki występujące teraz na granicy rzeczywistego zasięgu [3]. W związku z wycofywaniem się głównych gatunków lasotwórczych oraz niewielką liczbą drzew w rodzimej dendroflorze należy szukać gatunków alternatywnych, które pozwolą stworzyć stabilne drzewostany przystosowane do zmian klimatu i ich następstw.

Omawiany w pracy gatunek dębu występuje licznie na obszarze Europy, lokalnie także w drzewostanach w Polsce. Na podstawie badań i wizualizacji ustalono, że gatunek ten występował przed zlodowaceniem na terenie całej Europy. Co więcej, wschodnia Europa i Bliski Wschód najprawdopodobniej pełniły rolę ostoi dla wielu gatunków, które po ustąpieniu zlodowacenia mogły podjąć ponowną ekspansję [4, 5].

Dąb burgundzki *Quercus cerris* należy do rodziny bukowatych (*Fagaceae*), naturalnie występuje na obszarze południowo-wschodniej Europy i w Azji Mniejszej. Tworzy lasy do wysokości 1000–1200 m n.p.m. Pierwsze wzmianki o jego sadzeniu w Polsce pochodzą z 1813 roku. W zasięgu naturalnego występowania dorasta do 35–40 metrów, wytwarza prosty pień, szeroką koronę, jego tendencja wzrostowa jest zbliżona do dębu szypułkowego i bekszypułkowego [6, 7]. Drewno cechuje się czerwonym białym, naczynia są słabo widoczne. Źródła nie podają jednoznacznej informacji na temat jakości drewna, w literaturze pojawiają się wzmianki, że jakością nie ustępuje ono rodzimym dębom i znajduje zastosowanie w przemyśle meblarskim. Jest dobrym materiałem opałowym, kaloryczność porównywalna do grabu albo buka [8]. Gęstość drewna wynosi około 800–900 kg/m³ [9].

Dąb burgundzki jest gatunkiem śródziemnomorskim, typowym dla klimatu oceanicznego. Jego wymagania termiczne pokrywają się ze strefą mrozoodporności 7 i 7b. Na terenie naturalnego występowania dębu średnie roczne temperatury zawierają się w zakresie 8–15 stopni Celsjusza. Przyjmuje się, że czynnikiem hamującym jego dobry wzrost jest średnia roczna temperatura poniżej 8–8,5 stopnia [10]. Z danych IMGW wynika, że średnia roczna temperatura w Polsce rośnie, aktualnie pokrywa się z wymaganiami gatunku, ponieważ w latach 2014–2018 temperatura wynosiła między 8,9 a 9,46 stopnia.



RYCINA 1. Mapa zasięgu występowania dębu burgundzkiego w Europie (na zielono zaznaczono stanowiska naturalne, pomarańczowymi trójkątami – gatunek w uprawie leśnej) [na podstawie 11]

FIGURE 1. Map of the Turkey oak occurrence in Europe (natural sites are marked in green, the species in forest cultivation is marked with orange triangles) [according to 11]

Gatunek ten charakteryzuje się wysoką odpornością na: suszę, dużą zawartość wapnia w glebie, zanieczyszczenia powietrza i silne wiatry. Należy do gatunków głęboko korzeniujących się, nadaje się na tereny wymagające rekultywacji, ze słabą glebą oraz do tworzenia osłon wiatrowych. Jest tolerancyjny względem warunków glebowych, znosi pH od lekko kwaśnego, przez obojętne, aż po słabo zasadowe. W zasięgu naturalnego występowania często uprawiany jako szybko rosnące drzewo o walorach dekoracyjnych, z niskimi wymaganiami glebowymi i dużą odpornością na suszę [9]. Dorosłe drzewa są wystarczająco mrozoodporne w stosunku do naszego klimatu, wg niektórych źródeł młode osobniki mogą przemarzać, co obserwowano w przeszłości. Jednocześnie zima 2005/2006 w Rogowie przyniosła temperatury zbliżone do najniższych zanotowanych w regionie, oscylujące w okolicy -31 stopni Celsjusza. Po ustąpieniu mrozu zbadano około 1300 taksonów, rosnących w arboretum, i stwierdzono, że na powierzchni z dębem burgundzkim nie ma żadnych uszkodzeń mrozowych [12]. Gatunek odnawia się w naszym klimacie pod okapem drzewostanu, pod warunkiem, że w drzewostanie jest przynajmniej kilkanaście dorosłych osobników. Obserwacje dały podstawę twierdzić, że wnika do ekosystemów skuteczniej, niż dąb czerwony *Quercus rubra*, który jest niewątpliwie gatunkiem inwazyjnym. W przypadku dębu burgundzkiego nie stwierdzono inwazyjnego pojawu na żadnej powierzchni, aczkolwiek nie można wykluczyć możliwości wystąpienia tego zjawiska lokalnie. Dąb burgundzki przechodzi u nas pełny cykl rozwoju, zarówno wegetatywnego, jak i generatywnego. Jest gatunkiem charakteryzującym się dobrym tempem kiełkowania i szybkim wzrostem we wczesnych stadiach [9].

W badaniach Danielewicza i innych [5] zinventaryzowano 100 powierzchni nieleśnych, głównie w założeniach parkowych i 22 leśne, z dębem burgundzkim. Dokonano oceny uszkodzeń drzew w wybranych lokalizacjach, dotyczyły one głównie anomalii rozwojowych pni, takich jak listwy mrozowe i skręt włókien. Odsetek drzew z uszkodzeniami mrozowymi wyniósł średnio 50%, biorąc pod uwagę wszystkie badane pod tym kątem powierzchnie [9]. Z uwagi na te uszkodzenia została postawiona teza, że dąb burgundzki nie nadaje się do uprawy leśnej w Polsce. Mimo osiągnięcia wymiarów porównywalnych do rodzimych gatunków to uszkodzenia drewna są zbyt duże, żeby gatunek mógł być sadzony w celu produkcji drewna. Jest to ważne spostrzeżenie, ale dotyczy drzew posadzonych około 100 lat temu, ponieważ opisane powierzchnie mają 90–140 lat. Jeśli wziąć pod uwagę aktualne warunki klimatyczne bądź prognozowane zmiany, to może się okazać, że osobniki na powierzchniach zakładanych aktualnie nie będą cierpiały od uszkodzeń mrozowych.

2. Materiał i metody

Pomiary wysokości i pierśnicy drzew na powierzchniach doświadczalnych Arboretum SGGW w Rogowie wykonano w maju 2019 roku, zgodnie z przyjętą metodyką badań populacji drzew (Bruchwald, 1999).

Dokonano też wzrokowej oceny jakości drzewostanu i zdrowotności drzew. Ocenie podlegały uszkodzenia mrozowe, uszkodzenia od patogenów owadzych i grzybowych oraz ewentualne deformacje i martwe osobniki. Pomiaru wysokości, z dokładnością do 1 m, dokonano na wybranych drzewach ze zróżnicowanymi pierśnicami. Pomiar został wykonany przy pomocy wysokościomierza optycznego Suunto PM5/1520. Zmierzono średnicomierzem wszystkie drzewa rosnące na badanej powierzchni. Zwykle pomiar pierśnicy wykonuje się z dokładnością do 1 cm, jednak z uwagi na stosunkowo małą średnicę pni badanych drzew – dokładność zwiększono do 0,5 cm.

3. Wyniki badań i dyskusja

Przy ocenie przydatności dębu burgundzkiego do upraw wzięto pod uwagę takie parametry jak: wysokość, liczebność, pierśnica oraz zasobność. Tabela 1 przedstawia dane dotyczące liczebności drzew na badanej powierzchni. Dokonano zestawienia liczby drzew posadzonych na powierzchni oraz stanu z dnia przeprowadzania badań.

TABELA 1. Liczba drzew badanej populacji dębu burgundzkiego w wieku 25 lat

TABLE 1. Number of trees of the studied population of the Turkey oak aged 25

Wiek [lata]	Wielkość powierzchni [ha]	Posadzono		Pozostało		
		[szt.]	[szt./ha]	[szt.]	[%]	[szt./ha]
25	0,09	341	3789	207	60	2300

Liczba drzew w momencie wykonania pomiarów jest mniejsza, niż liczba posadzonych siewek, ale utrata 40% jest akceptowalna w przypadku gatunków obcych, które mogą być mocno narażone na niesprzyjające warunki. Na liczbę drzew miał też wpływ fakt, że według dokumentacji tylko raz przeprowadzono na powierzchni czyszczenia.

Pomiary pierśnic na badanej powierzchni przedstawiono w tabeli 2. Można zaobserwować, że wartości pierśnic są mocno zróżnicowane, aczkolwiek tylko pojedyncze sztuki osiągały pierśnice o wartościach granicznych.

Wysokość przedstawiona w tabeli 3 została zmierzona na wybranych losowo drzewach ze zróżnicowanymi pierśnicami. Drzewa osiągają bardzo zróżnicowane wysokości, może to być spowodowane luźną więźbą oraz w przypadku drzew rosnących na skraju powierzchni – warunkami brzegowymi.

TABELA 2. Wyniki pomiaru pierśnic badanej populacji dębu burgundzkiego

TABLE 2. Results of the DBH measurement within the studied population of the Turkey oak trees

Wiek [lata]	Liczba drzew [szt.]	Średnia pierśnica drzew [cm]	Odchylenie standardowe	Zakres pierśnic [cm]
25	207	9,62	2,75	3-19

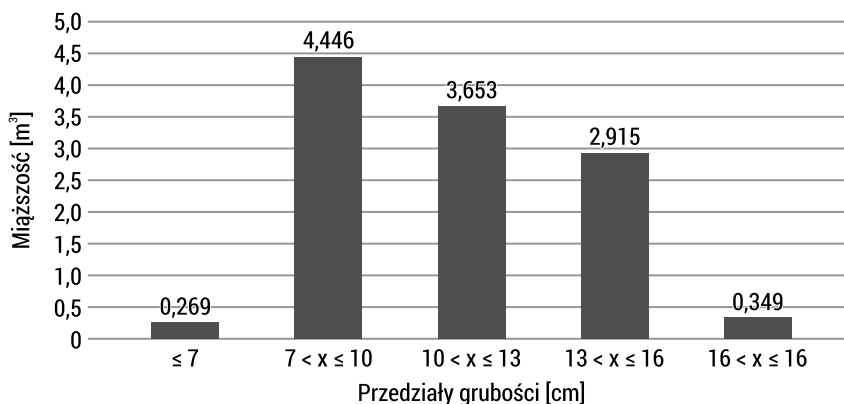
TABELA 3. Zakres wysokości badanej populacji dębu burgundzkiego

TABLE 3. Height range of the studied population of the Turkey oak

Wiek [lata]	Liczba drzew [szt.]	Liczba zmierzonych drzew [szt.]	Średnia wysokość drzew [m]	Zakres wysokości [m]
25	207	10	11,2	5-18,5

Mięższność i zasobność to podstawowe parametry, pozwalające określić możliwości produkcyjne drzewostanu, a także dokonać porównania z innymi gatunkami. Mięższność została obliczona wg wzoru bazującego na wysokości, liczbie kształtu i pierśnicowym polu przekroju. Użycie innych wzorów w tak młodym drzewostanie byłoby obciążone zbyt dużym błędem. Dąb burgundzki jest gatunkiem obcym i nie figuruje w tablicach zasobności, więc na potrzeby obliczeń należało przyjąć liczbę kształtu dębów rodzimych z opracowania Szymkiewicza (2001).

Na wykresie (ryc. 2) widać, że największą mięższność osiągnęły drzewa o pierśnicach w przedziałach $7 < x \leq 10$ cm oraz $10 < x \leq 13$ cm. Wynika to z wysokiego udziału drzew w danym przedziale oraz z rosnącego pola przekroju drzewostanu. Kluczowe dla porównania produktywności dębu burgundzkiego z innymi gatunkami jest obliczenie sumy mięższności na badanej powierzchni, która wynosi $10,41 \text{ m}^3$. Zasobność dla tego gatunku wyniosła $115,66 \text{ m}^3/\text{ha}$.



RYCINA 2. Sumaryczna mięższność w poszczególnych klasach grubości drzew badanej populacji

FIGURE 2. Total volume in each thickness class of the studied population of the Turkey oak trees

Mimo, że dąb burgundzki jest gatunkiem obcym to osiągnął zadowalające rezultaty wzrostowe na powierzchni doświadczalnej. Porównanie badanego gatunku do innych drzew lasotwórczych zostało oparte na tablicach zasobności wg B. Szymkiewicza. Najbardziej obiecujące rezultaty dotyczyły dębu burgundzkiego oraz dwóch dębów krajowych – szypułkowego i bezszypułkowego. Jako, że krajowe gatunki dębów mają zbliżone do siebie tendencje wzrostowe oraz produktywność, to w tablicach zostały ujęte jako „dąb rodzimy”. Zestawienie gatunku obcego z rodzimym jest ważne, ponieważ pozwala określić przydatność gatunku obcego do upraw leśnych oraz daje podstawy do oszacowania potencjału produkcyjnego przy odpowiedniej ilości danych. Średnia pierśnica dębu rodzimego w tym samym wieku jest o 10% mniejsza, niż w przypadku dębu burgundzkiego. Wysokość jednego i drugiego gatunku jest bardzo zbliżona, dąb rodzimy osiąga średnią wysokość większą o 60 cm. Możliwe, że wraz ze wzrostem drzewostanu różnica w wysokości zwiększyłaby się, ma na to wpływ luźna więźba sadzenia. W takich warunkach konkurencja o światło w drzewostanie jest mniejsza. Średnia zasobność dla dębu rodzimego w wieku 25 lat wynosi 134 m^3 , a dla burgundzkiego $115,6 \text{ m}^3$. Mniejsza wartość zasobności u badanego gatunku wynika z luźnej więźby, drzewa sadzono w więźbie 2 m na 1,5 m. Dodatkowo wg wartości z tablic ilość pni dębu rodzimego w tym wieku szacuje się na 3120 na hektar, a ilość pni dębu burgundzkiego po przeliczeniu wynosi 2300 sztuk. Zakładając, że liczba sztuk na hektar była zbliżona do tej szacowanej dla dębów rodzimych, to dąb burgundzki potencjalnie osiągnąłby wyższą zasobność.

Ocena zdrowotności przyniosła zadowalające wyniki, na badanej powierzchni nie stwierdzono żadnych objawów chorób czy uszkodzeń drzew. Ocena zdrowotności drzewostanu w Rogowie wykluczyła występowanie listew mrozowych w tej populacji, co nie znaczy, że nie pojawiły się one u drzew, które zostały usunięte podczas wcześniejszych zabiegów. Niemniej jednak odsetek drzew z listwami mrozowymi zmniejszyła się, w porównaniu do powierzchni zakładanych około 100 lat temu. Otrzymane wyniki świadczą o tym, że dąb burgundzki może stanowić cenny gatunek zarówno w uprawach leśnych, jak i uprawach specjalnego przeznaczenia. Przez uprawy specjalnego przeznaczenia w tym wypadku rozumie się tereny wymagające rekultywacji, poprzemysłowe oraz narażone na erozję gleby. Ze względu na rozbudowany system korzeniowy oraz stosunkowo dużą odporność na zanieczyszczenia jest gatunkiem, który warto rozważyć. Ocena przydatności do upraw leśnych została przeprowadzona głównie pod kątem możliwości produkcyjnych oraz zdrowotności. Praca nie uwzględnia badania jakości surowca drzewnego ani odporności na poszczególne patogeny, zanieczyszczenia czy niesprzyjające warunki. Ze względu na prognozowane poszerzenie zasięgu, zadowalające wartości przyrostowe oraz niskie wymagania glebowe dąb burgundzki może być cenną alternatywą dla rodzimych gatunków, po dokładnym zbadaniu czy nie ma tendencji do pojawów inwazyjnych. Dotychczas na żadnej powierzchni nie stwierdzono inwazyjności względem gatunków rodzimych.

Warte uwagi są badania, obrazujące wzrost albo spadek zasięgu kilkunastu gatunków w obliczu prognozowanych zmian klimatycznych dla Europy. Do drzew, które

zostały uznane za spełniające oczekiwania sektora leśnego w Europie zaliczono robinie akacjową, dąb czerwony, wiąz szypułkowy i dąb burgundzki. Dwa pierwsze gatunki nie sprawdziły się w hodowli w naszym kraju, wiąz szypułkowy nie jest gatunkiem lasotwórczym, więc najbardziej korzystną opcją jest dąb burgundzki. Ustalono też, że dąb notuje wzrost zajmowanych powierzchni, a jego tendencje wzrostowe sprawiają, że wydaje się obiecującą alternatywą dla drzewostanów zdominowanych przez inne gatunki. Mimo tego, że nie przewyższa pozostałych analizowanych drzew pod kątem wydajności wzrostu, to osiągnął podobny wskaźnik przydatności. Jest to spowodowane szerokim spektrum warunków glebowych i klimatycznych, jakie toleruje. Kombinacja tendencji wzrostowych i dużej tolerancji jest kluczem, który pozwala na większe niż u innych gatunków poszerzenie swojego areału w obliczu zmian klimatu.

Wraz z przewidywanymi zmianami klimatu prognozowane jest rozszerzenie się zasięgu dębu burgundzkiego o zróżnicowanym przebiegu w zależności od scenariusza RCP (ang. Representative Concentration Pathways). Scenariusze tzw. Reprezentatywnych Ścieżek Koncentracji są oparte na zmianach stężenia gazów cieplarnianych, w tym dwutlenku węgla, a prognozy uwzględniają szacowaną wielkość wymuszenia radiacyjnego przez gazy, w tym przypadku odpowiednio 4,5 oraz 8,5 RCP. Wymuszenie radiacyjne jest specyficzną sytuacją, kiedy bilans energii docierającej i opuszczającej układ klimatyczny nie równoważy się. Tutaj mamy do czynienia z wymuszeniem dodatnim, energia zatrzymuje się w układzie, powodując podniesienie temperatur. Przy obu wariantach symulacja rozszerzenia się zasięgu tego gatunku zakłada, że pojawi się on na terenie całej Europy. Północna granica zasięgu będzie wyznaczana przez Morze Bałtyckie, chociaż niektóre prognozy zakładają prawdopodobieństwo uzyskania odpowiednich warunków do wzrostu nawet na terenie części Szwecji. Wschodnia granica zasięgu przebiegałaby przez terytorium Rosji, a jej przesunięcie na wschód zależy od przebiegu ocieplenia. Podsumowując, dąb burgundzki zdaje się stanowić bardzo obiecującą alternatywę dla gatunków drzew, które zmniejszają swój zasięg w związku ze zmianami klimatu [11].

4. Wnioski

Z przedstawionych w pracy wyników pomiarów, ich analizy i przeglądu literatury można wyciągnąć poniższe wnioski:

1. W obecnych warunkach klimatycznych w środkowej Europie dąb burgundzki może być uprawiany w Polsce.
2. W naszych warunkach klimatycznych dąb burgundzki przechodzi pełny cykl rozwoju wegetatywnego i generatywnego, odnawia się z samosiewu pod okapem drzewostanu.
3. Dynamika wzrostowa badanego gatunku jest zbliżona do rodzimych dębów, z niewielką przewagą dębu burgundzkiego.

4. Zasobność drzewostanu badanej populacji dębu burgundzkiego osiąga porównywalne (nieco mniejsze) wartości od zasobności rodzimych gatunków dębów w tym samym wieku, rosnących w podobnych warunkach siedliskowych.
5. Na podstawie prognozy rozszerzenia zasięgu gatunku, można z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, że ekspansja dębu burgundzkiego na teren Polski odbędzie się samoczynnie, a ewentualne sadzenie gatunku przyspieszy ten proces.
6. Na badanej powierzchni nie stwierdzono uszkodzeń mrozowych ani oznak chorób.
7. Niniejsze badania wykazały przydatność dębu burgundzkiego jako składnika upraw leśnych na terenie środkowej Polski.
8. W celu jednoznacznego określenia przydatności gatunku do upraw należy nadal prowadzić badania na większych populacjach, w różnych warunkach środowiskowych.

Podziękowania. Dziękuję Panu dr inż. Jackowi Adamczykowi za okazaną pomoc przy prowadzeniu badań nad opisany gatunkiem.

Literatura

1. *Informacje PAN*, strona internetowa. <https://informacje.pan.pl/index.php/informacje/nauki-biologiczne-i-rolnicze/2761-ponury-scenariusz-dla-polskich-lasow-czeka-nas-drastyczna-zmiana-przyrody> [dostęp 30.02.2020]
2. *Copa Cogeca, Lasy i zmiany klimatu*. Dokument informacyjny, raport z cyklu „zmiany klimatu” Komitetów Copa Cogeca. EN(09)5657, Bruksela 2019.
3. Dyderski M. K., Paż S., Jagodziński A.M., Frelich L., *Wpływ zmian klimatycznych na zasięgi geograficzne drzew leśnych w lasach Europy*. Las Polski 2017, 23.
4. Bagnoli F., Fineschi S., Tsuda Y., Bruschi P., *Combining molecular and fossil data to infer demographic history of Quercus cerris: Insights on European eastern glacial refugia*. Journal of Biogeography 2015, 43(4): 679–690.
5. Danielewicz W., Kiciński P., Wiatrowska B., *Symptoms of the naturalisation of the Turkey oak (Quercus cerris L.) in Polish forests*. Folia Forestalia Polonica 2016, Series A – Forestry, 58.
6. Amann G., *Drzewa i krzewy, flora i fauna lasów*. Multico 2006.
7. Witkowska-Żuk L., *Rośliny leśne*. Multico 2013.
8. De Rigo D., Enescu C. M., Houston Durrant T., Caudullo G., *Quercus cerris in Europe: distribution, habitat, usage and threats*. 2016.
9. Danielewicz W., Kiciński P., Antosz L., *Turkey oak (Quercus cerris L.) in Polish forests*. Acta Scientiarum Polonorum. Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria 2014, 13.
10. Požgaj J., Horváthová J., *A contribution towards the understanding of the variability and ecology of selected species of the genus Quercus L. in Slovakia*. Acta Dendrobiol. 1986.
11. Thurm E., Hernandez L., Andri Baltensweiler A., Ayan S., Rasztovits E., Bielak K., Zlatanov T., Hladnik D., Balic B., Freudenschuss A., Büchsenmeister R, Falk W., *Alternative tree species under climate warming in managed European forests*. Forest Ecology and Management 2018, 430: 485–497.
12. Banaszczak P., Tumiłowicz J., *Uszkodzenia mrozowe drzew i krzewów w Arboretum SGGW w Rogowie podczas zimy 2005/06 roku*. Rocznik Dendrologiczny 2007, 55: 57–85.

Rozdział 3

Możliwości wykorzystania grzybów entomopatogenicznych w gospodarce leśnej

Chapter 3

The possibilities of using entomopathogenic mushrooms in forestry

Tomasz Pawłowicz

*Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku,
Koło Naukowe Leśników (tom.paw99@o2.pl)*

Abstract. Entomopathogenic fungi are a small group of fungi that attack insects, causing contagious diseases – mycoses. They are used in biological pest management, therefore reducing the use of insecticides. The group includes a wide range of species, so that they show high biological and ecological diversity, providing many ways of using them. The following article provides an overview of the current state of knowledge on entomopathogenic fungi and various possibilities of their use in forest management, presenting the most effective species of fungi in the control of selected pests of forest crops.

Key words: entomopathogenic fungi, IPM, forestry, forest protection

1. Wprowadzenie

Grzyby entomopatogeniczne to wąska grupa ok. 3000 poznanych dotychczas grzybów pasożytujących na stawonogach [1]. Wykazują one w swoim rozwoju chorobotwórcze właściwości wobec danych grup i gatunków owadów, prowadząc do zachwiania ich prawidłowych procesów fizjologicznych. Rozwój tych grzybów na stawonogach może mieć charakter nieletalny, niewykazujący objawów bądź zakłócający ich funkcje fizjologiczne, lub charakter letalny, powodujący nierzadko śmiertelne symptomy chorobotwórcze. Badania wykazują, że mykozy przez nie wywoływane są powodem ok. 60% chorób masowych owadów [2, 3, 5].

Wykorzystanie grzybów entomopatogenicznych w celu zwalczania szkodników upraw leśnych i rolnych ma bardzo długą historię. Pierwsze znane wykorzystanie grzybowego entomofaga, a jednocześnie pierwszego środka ochrony roślin, miało miejsce w roku 1872 w Rosji. Ilya Ilich Mechnikov użył wtedy grzyba *Metarhizium*

anisopliae, powodującego zieloną muskadrynę w zwalczaniu nałanka kłosa *Anisopliae austriaca*, będącego szkodnikiem zbóż [1, 6]. Grzyby te mogą stanowić doskonały środek zamienny dla chemicznych preparatów ochrony roślin, jednak pomimo że obecnie poznano już szczegółowe mechanizmy funkcjonowania wielu grzybów entomopatogenicznych, ich liczba stosowana w praktyce wciąż jest niewielka. Przyczyną tego zjawiska jest ich silne uzależnienie od czynników środowiskowych, jak m.in. temperatura, wilgotność, sposób użytkowania terenu czy dostęp do gospodarzy [1, 7, 8].

Zintegrowana ochrona przed szkodnikami (IPM – Integrated pest management) obejmuje kontrolę, identyfikację i zwalczanie szkodników. Zabiegi przeprowadzane są po odbyciu kontroli i określeniu bezpiecznego dla środowiska oraz specyficznego dla szkodników pestycydu [10]. Biologiczna ochrona przed szkodnikami, do której zalicza się wykorzystanie grzybów entomopatogenicznych, stanowi ważną część zintegrowanej ochrony przed szkodnikami (IPM).

Wykazano, że stosowanie grzybów w celu zwalczania konkretnych gatunków owadów w dominującej części przypadków jest bezpieczne dla innych organizmów i ma znikomy wpływ na różnorodność biologiczną ekosystemu, do którego takie grzyby są wprowadzane. W przypadku badań prowadzonych w naturalnym środowisku notowane były bardzo nieliczne transmisje grzybów na inne stawonogi. Nie wykazano transmisji patogenów na inne grupy organizmów żywych, takich jak rośliny czy kręgowce [10, 11]. Ponadto grzyby entomopatogeniczne w przeciwieństwie do niektórych stosowanych owadobójczych środków chemicznych nie pozostawiają toksycznych pozostałości, będąc nieszkodliwymi dla innych organizmów często wchodzących z nimi w kontakt [10, 22].

Niniejsza praca ma na celu charakterystykę grzybów entomopatogenicznych jako potencjalnych biologicznych środków ochrony przed szkodnikami upraw leśnych oraz przedstawienie przykładów wykorzystania konkretnych gatunków grzybów w zwalczaniu szkodników upraw leśnych.

2. Charakterystyka grzybów entomopatogenicznych

2.1. Różnorodność grzybów entomopatogenicznych

Poszczególne szczepy w obrębie jednego gatunku mogą wykazywać bardzo różnorodne cechy. Różnice obejmują między innymi zmiany w gatunkach oraz liczbie zarażanych żywicieli, poziom wirulentności patogena czy preferowane przez niego warunki wodne lub temperaturowe [9, 12, 13]. Stosowany w pracy podział dzieli grzyby entomopatogeniczne na wywodzące się z rzędów rozetkowców (*Hypocreales*) oraz owadomorkowców (*Entomophthorales*) (Tab. 1). Grzyby należące do rzędu *Hypocreales* są entomopatogenami infekującymi liczne gatunki z różnych rzędów owadów. Grzyby z tego rzędu, takie jak *Beauveria*, *Metarhizium* czy *Tolypocladium*, podczas procesu patogenezy wydzielają całą gamę toksyn, które nierzadko prowadzą do śmierci żywiciela [1, 12, 16].

Wiodącymi przykładami takich biologicznie aktywnych związków są oospireiny, bassianiny czy cyklosporyny. Inaczej przedstawia się przebieg infekcji wywołanych przez grzyby z rzędu *Entomophthorales*, gdzie śmierć żywiciela następuje z powodu nadmiernej kolonizacji tkanek, przy jednoczesnym bardzo niewielkim bądź zerowym wykorzystaniu toksyn przez pasożyta [9, 14].

TABELA 1. Klasyfikacja taksonomiczna grzybów entomopatogenicznych [33]

TABLE 1. Taxonomic classification of entomopathogenic fungi [33]

Rząd	<i>Hypocreales</i>	<i>Entomophthorales</i>
Rodzina	<i>Neozygitaceae</i> , <i>Clavicipitaceae</i>	<i>Entomophthoraceae</i>
Rodzaj	<i>Beauveria</i> , <i>Cordyceps</i> , <i>Cordycepioideus</i> , <i>Lecanicillium</i> , <i>Metarhizium</i> , <i>Nomuraea</i> .	<i>Entomophaga</i> , <i>Entomophthora</i> , <i>Erynia</i> , <i>Eryniopsis</i> , <i>Furia</i> , <i>Massospora</i> , <i>Strongwellsea</i> , <i>Pandora</i> , <i>Tarichium</i> , <i>Zoophthora</i> , <i>Neozygites</i> .

2.2. Cykl życiowy oraz przebieg infekcji

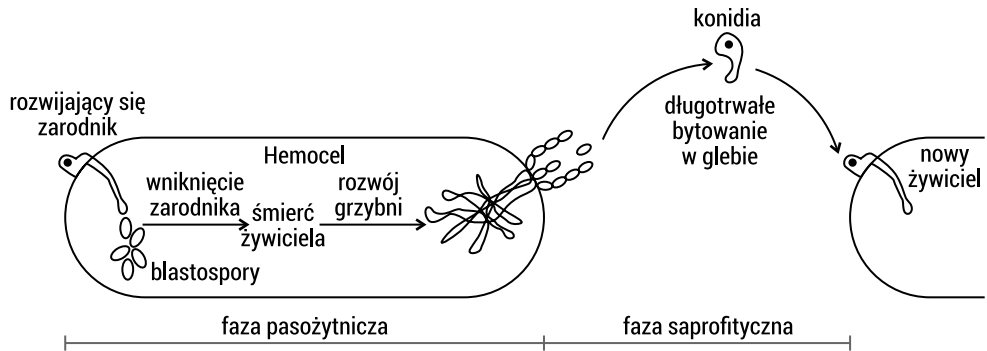
Cykl życiowy grzybów entomopatogenicznych obejmuje zarodniki, które rozwijają się w grzybnię, z której następnie wytwarzane są kolejne zarodniki [15]. Proces składa się z fazy pasożytniczej, obejmującej okres od zakażenia żywiciela do jego śmierci oraz z fazy saprofitycznej, mającej miejsce po śmierci żywiciela [15, 17]. U większości grzybów entomopatogenicznych cykl życiowy składa się z fazy rozwoju grzybni na powierzchni zainfekowanego owada oraz następującej po tym fazy pączkowania, odbywającej się w jamach ciała (głównie w hemolimfie) żywiciela. Szereg czynników, takich jak warunki wodne, stan fizjologiczny żywiciela czy temperatura, ma wpływ na rozwój zarodników i grzybni [13] (Ryc. 1, 2).

Celem zwalczania infekcji owady rozwinęły różne systemy obronne [19]. Powłoka ich naskórka stanowi pierwszą i najskuteczniejszą barierę fizyczną, zapobiegającą przedostawaniu się patogenów do ich organizmu. Ponadto owady wykorzystują komórkowe oraz hormonalne mechanizmy odpornościowe w celu zwalczania infekcji grzybowych [19, 20].

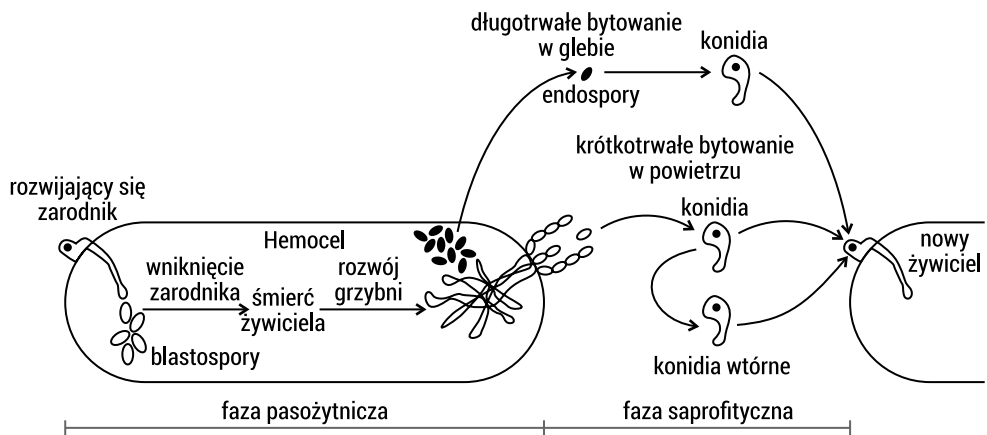
Grzyby jako nieliczne z entomopatogenów nie przedostają się do żywiciela drogą układu pokarmowego, mogąc swobodnie infekować swoje ofiary poprzez egzoszkielet lub oskórek [13, 21]. Zakażenie wywołują wytwarzane bezpłciowo zarodniki lub konidia, które są rozproszone w środowiskach bytowania danych gatunków owadów [22]. Gdy zarodnik grzyba entomopatogenicznego znajdzie się na powierzchni żywiciela, wiąże się z nim, rozpoczynając proces przekształcania w grzybnię. Przedostanie się grzyba przez naskórek oraz leżące pod nim warstwy skóry prowadzi do zarażenia układu krążenia żywiciela. Gatunki wykorzystujące toksyny oraz metabolity

do uśmiercania żywiciela przystępują do silnego rozwoju grzybni najczęściej dopiero po jego śmierci [13, 22, 23].

Po śmierci owada grzyb rozpoczyna rozwój zarodni. Uwolnienie dojrzałych zarodników ma zazwyczaj miejsce poza organizmem żywiciela, jednak w przypadku niekorzystnych warunków zewnętrznych konidiogeneza może nastąpić wewnątrz ciała owada [13, 23].



RYCINA 1. Cykl życiowy grzybów entomopatogenicznych z rzędu *Hypocreales* [13]
 FIGURE 1. Life cycle of the entomopathogenic fungi of the order *Hypocreales* [13]



RYCINA 2. Cykl życiowy grzybów entomopatogenicznych z rzędu *Entomophthorales* [13]
 FIGURE 2. Life cycle of the entomopathogenic fungi of the order *Entomophthorales* [13]

Grzyby entomopatogeniczne mogą infekować owady z różnych rzędów, takich jak *Lepidoptera*, *Coleoptera*, *Hemiptera*, *Diptera*, *Orthoptera* czy *Hymenoptera*, jednak są w stanie zarażać także niektóre gatunki innych stawonogów (np. pajęczaków). Entomopatogeny z rzędu *Hypocreales* wyróżniają się bardzo szerokim spektrum potencjalnych żywicieli, podczas gdy patogeny z rzędu *Entomophthorales* charakteryzują się wyspecjalizowaniem w jednym lub rzadziej kilku gatunkach owadów [1, 15, 22].

3. Wykorzystanie grzybów entomopatogenicznych w gospodarce leśnej

3.1. Stosowane metody

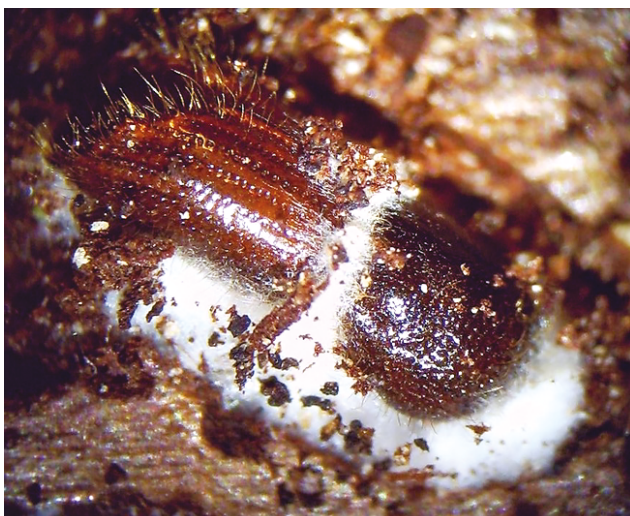
Od dawna trwają badania mające na celu stworzenie odpowiednich technik oraz zastosowanie grzybów entomopatogenicznych do zwalczania szkodników upraw leśnych, jednak ich rzeczywiste wykorzystanie ogranicza się do użytkowania bardzo niewielkiej liczby gatunków, obejmujących zwłaszcza taksony z rodzajów *Beauveria*, *Metarhizium*, *Paecilomyces*, *Lecanicillium* i *Isaria* [10, 15]. Zaadaptowano liczne wykorzystania grzybów entomopatogenicznych w zintegrowanym zwalczaniu szkodników. Jako najbardziej efektywna, określana „zwalczaniem klasycznym”, jest introdukcja permanentna, polegająca na wprowadzaniu zarodników grzyba patogenicznego do populacji owadów, w której nie występuje on naturalnie. Metoda ta pozwala na długotrwałe bądź trwałe zwalczenie danego gatunku szkodnika [18, 21].

3.2. Wykorzystanie *Beauveria bassiana* w zwalczaniu kornika drukarza *Ips typographus*

Kornik drukarz jest obszernie opisanym i rozpoznawalnym gatunkiem chrząszcza, znanym głównie jako szkodnik świerków (*Picea* spp.). Pomimo, że owad ten jest definiowany jako szkodnik wtórny atakujący martwe lub osłabione drzewa, w pewnych warunkach środowiskowych *Ips typographus* może powodować silne gradacje, podczas których atakuje również zdrowe drzewa [25].

Prowadzone były liczne prace badawcze dotyczące wykorzystania grzyba *Beauveria bassiana* w zwalczaniu kornika drukarza. Badania w warunkach laboratoryjnych przeprowadzone przez Kreutzta i in. [24] przedstawiały wysoką skuteczność osiągającą, w zależności od próby, nawet do 100% śmiertelności wśród badanych populacji kornika drukarza. Próby wykorzystania *B. bassiana* w otwartym środowisku podjęli Grodzki i Kosibowicz [26]. Nie uzyskali jednak satysfakcjonujących rezultatów: osiągnięto ograniczony efekt owadobójczy oraz nie stwierdzono objawów transmisji preparatu grzybowego do żerowisk chrząszczy. Autorzy podkreślają jednak, że wymagane są dalsze badania.

Prace badawcze w tym obszarze powinny być ukierunkowane na uzyskanie szczepu *B. bassiana*, który będzie charakteryzował się wystarczająco silną wirulencją wobec chrząszczy kornika drukarza, dając tym samym możliwość wykorzystania tego gatunku grzyba entomopatogenicznego w warunkach terenowych [29].



RYCINA 3. Objawy zakażenia kornika drukarza *Ips typographus* przez *Beauveria bassiana* [34]
FIGURE 3. *Ips typographus* (the European spruce bark beetle) infected by *Beauveria bassiana* [34]

3.3. *Entomophaga maimaiga* jako patogen brudnicy nieparki *Lymantria dispar*

Brudnica nieparka to jeden z najważniejszych szkodników żerujących na liściach drzew liściastych występujący w większości Europy, Azji oraz północno-wschodniej części Stanów Zjednoczonych. Owad ten jest powodem znacznej defoliacji drzew z rodzaju dąb *Quercus* spp. [28].

Zúbrik i in. w swoich badaniach wykazali bardzo wysoką skuteczność (do 85% śmiertelności badanych populacji owadów) *Entomophaga maimaiga* w kontrolowaniu liczebności brudnicy nieparki. Jest to gatunek wysoce wirulentny, mogący służyć jako biologiczny środek w zwalczaniu nawet silnych gradacji *Lymantria dispar* w stosunkowo krótkim czasie. Podkreśla się jednak, że ze względu na szerokie spektrum żywicieli oraz wysoką zaraźliwość *E. maimaiga* może powodować zamieranie innych stawonogów znajdujących się w ekosystemie [27, 29].

3.4. Zwalczanie poprocha cetyniaka *Bupalus piniarius* przy pomocy *Metarhizium anisopliae*

Poproch cetyniak to owad należący do rodziny miernikowcowatych (*Geometridae*), żerujący na sosnie zwyczajnej *Pinus sylvestris*, nierzadko występujący gradacyjnie. Występuje na terenie całej Polski, z największą liczebnością na północy oraz zachodzie

kraju [30]. Dotychczas prowadzone badania potwierdzają wysoką skuteczność poszczególnych szczepów (np. DPK-06-d) entomopatogenicznego grzyba *Metarhizium anisopliae* w zwalczaniu poprocha cetyniaka w warunkach laboratoryjnych. Jak przedstawia Pečiulytė i in. [31], śmiertelność larw *Bupalus piniarius* w badanych populacjach wynosiła do 11% w przeciągu 7 dni oraz do 100% w przeciągu 18 dni od zakażenia grzybem *M. anisopliae*. Grzyb ten jest entomopatogenem o wysokiej wirulentności i potwierdzonej skuteczności w warunkach laboratoryjnych. Nie ma jednak dostatecznych badań dotyczących wpływu środków biologicznych na jego bazie na otwarty ekosystem.

4. Podsumowanie

W pracy przedstawiono przegląd aktualnych badań nad wykorzystaniem grzybów entomopatogenicznych w zwalczaniu szkodników upraw leśnych. Wyjątkowo duża mnogość zastosowań przedstawionych grzybów i ich poszczególnych szczepów stwarza szerokie pole do kontynuowania oraz doskonalenia poświęconych im badań. Obecnie gospodarka leśna skupia się na profilaktyce, kontroli oraz prognozowaniu zagrożeń ze strony owadów, a ich zwalczanie podejmowane jest wyłącznie w sytuacji stwierdzenia zagrożenia trwałości drzewostanu [32]. Wykorzystanie grzybów entomopatogenicznych w przypadku znacznego zwiększenia się liczebności owadów szkodliwych pozwoliłoby na ograniczenie ich populacji już na etapie profilaktyki.

Zagrożenie stanowi jednak niedostatecznie przebadany wpływ grzybów entomopatogenicznych na inne organizmy w otwartych środowiskach, co w skrajnych przypadkach mogłoby skutkować nieumyślną redukcją populacji innych owadów oraz zachwianiem miejscowego ekosystemu. Badania pokazują jednak, iż jest to mało prawdopodobne, gdyż otrzymywane szczepy grzybów entomopatogenicznych, pomimo iż mogą zakażać dużą liczbę różnych taksonów stawonogów, wykazują wysoką wirulentność wyłącznie wobec jednego rodzaju bądź konkretnego gatunku stawonogów.

Grzyby te wobec tego stanowią stosunkowo bezpieczny dla środowiska zamiennik chemicznych insektycydów, wpisując się w działania zintegrowanej ochrony przed szkodnikami stosowanej obecnie w gospodarce leśnej.

Literatura

1. Sosnowska D., *Biopreparaty grzybowe w biologicznym zwalczaniu szkodników upraw szklarniowych i polowych*. PAN, Warszawa 2005.
2. Bałazy S., *Znaczenie obszarów chronionych dla zachowania zasobów grzybów entomopatogenicznych*. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń 2004.
3. Zimowska B., Król E. D., *Entomopatogeniczne grzyby i ich znaczenie biocenotyczne*. Polskie Towarzystwo Mikrobiologów, Warszawa 2019.

4. Tkaczuk C., Król A., Majchrowska-Safaryan A., Nicewicz Ł., *The occurrence of entomopathogenic fungi in soils from fields cultivated in a conventional and organic system*. Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej, Lublin 2014.
5. Lu H. L., St. Leger R. J., *Insect Immunity to Entomopathogenic Fungi*. Advances in Genetics 2016, 94: 251–285.
6. Zimmermann G., Papierok B., Glare T., Elias Metschnikoff, Elie Metchnikoff or Ilya Ilich Mechnikov (1845–1916): *A Pioneer in Insect Pathology, the First Descriptor of the Entomopathogenic Fungus Metarhizium anisopliae and How to Translate a Russian Name*. Biocontrol Science and Technology, Taylor & Francis, Milton 1995, 527–530.
7. Sosnowska D., *Postępy w badaniach i wykorzystanie grzybów pasożytniczych w integrowanej ochronie roślin*. Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin 2013, 53(4): 747–750.
8. Tkaczuk C., Majchrowska-Safaryan A., Harasimiuk M., *Występowanie oraz potencjał infekcyjny grzybów entomopatogenicznych w glebach z pól uprawnych, łąk i siedlisk leśnych*. Progress in Plant Protection 2016, 56.
9. Ownley B. H., Pereira R. M., Klingeman W. E., Quigley N. B., Leckie B.M., *Beauveria bassiana, a dual purpose biocontrol organism, with activity against insect pests and plant pathogens* [in:] R.T. Lartey, A.J. Caesar, (eds.), Emerging Concepts in Plant Health Management, Research Signpost, Delhi 2004, 255–269.
10. Skinner M., Parker B. L. Kim J. S., *Role of entomopathogenic fungi in integrated pest management*. Integrated Pest Management 2014, 169–191.
11. Gul H. T., Saeed S., Khan F. A., *Entomopathogenic fungi as effective insect pest management tactic: A review*. Applied Sciences and Business Economics 2014, 1(1): 10–18.
12. Roberts D. R., *Toxins of entomopathogenic fungi* [in:] H.D. Burges (ed.), Microbial control of pests and diseases, 1970–1980, Academic Press, London 1981, 441–464.
13. Augustyniuk-Kram A., Kram K., *Entomopathogenic Fungi as an Important Natural Regulator of Insect Outbreaks in Forests*, Biology, MDPI, Basel 2012.
14. Miętkiewski R., Bałazy S., Tkaczuk C., *Mycopathogens of mites in Poland – a review*. Biocontr. Sci. Tech. 2000, 10: 459–465.
15. Roberts D. W., Hajek A. E., *Entomopathogenic fungi as bioinsecticides*. Frontiers in Industrial Mycology, Springer, Boston 1992, 144–159.
16. Humber R. A., *Identification of entomopathogenic fungi*. Manual of techniques in invertebrate pathology. Academic Press, London 2012, 151–187.
17. Litwin A., Nowak M., Różalska S., *Entomopathogenic fungi: unconventional applications*. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 2020, 19(1): 23–42.
18. Wenda-Piesik A., *Entomopatogeniczne grzyby z rodzaju Fusarium i ich znaczenie w regulacji liczebności szkodliwych owadów*. Postępy Nauk Rolniczych 2011.
19. Ahmed S. I., Leather S. R., *Suitability and potential of entomopathogenic microorganisms for forest pest management – some points for consideration*. International Journal of Pest Management 1994, 40(4): 287–292.
20. Williams C. D., Dillon A. B., Harvey C. D., Hennessy R., Mc Namara L., Griffin C. T., *Control of a major pest of forestry, Hylobius abietis, with entomopathogenic nematodes and fungi using eradicator and prophylactic strategies*. Forest Ecology and Management 2013, 305: 212–222.
21. Malinowski H., *Entomopathogenic fungi as insecticides in forest protection*. Progress in Plant Protection 2009, 49(2): 865–873.
22. Miętkiewicz, R., Dziągiewska, M., Janowicz, K., *Entomopathogenic fungi isolated in the vicinity of Szczecin*. Acta Mycologica 1998, 33(1): 123–130.

23. Ekesi S., Dimbi S., Maniania N. K., *The role of entomopathogenic fungi in the integrated management of fruit flies (Diptera: Tephritidae) with emphasis on species occurring in Africa. Use of Entomopathogenic Fungi in Biological Pest Management* 2007, 239–274.
24. Kreutz J., Vaupel O., Zimmermann G., *Efficacy of Beauveria bassiana (Bals.) Vuill. against the spruce bark beetle, Ips typographus L., in the laboratory under various conditions. Journal of Applied Entomology* 2004, 128(6): 384–389.
25. Wermelinger B., *Ecology and management of the spruce bark beetle Ips typographus – a review of recent research. Forest Ecology and Management* 2004, 202(1–3): 67–82.
26. Grodzki W., Kosibowicz M., *Próba zastosowania grzyba Beauveria bassiana (Bals.) Vuill. w ochronie lasu przed kornikiem drukarzem Ips typographus (L.) w warunkach terenowych. Leśne Prace Badawcze* 2015, 76(1).
27. Zúbrik M., Hajek A., Pilarska D., Špilda I., Georgiev G., Hrašovec B., Csóka G. et al., *The potential for Entomophaga maimaiga to regulate gypsy moth Lymantria dispar (L.) (Lepidoptera: Erebidae) in Europe. Journal of Applied Entomology* 2016, 140(8): 565–579.
28. Tobin, P. C., Bai, B. B., Eggen, D. A., Leonard, D. S., *The ecology, geopolitics, and economics of managing Lymantria dispar in the United States. International Journal of Pest Management* 2012, 58(3): 195–210.
29. Mudrončková, S., Mazáň, M., Nemčovič, M., Šalamon, I., *Entomopathogenic fungus species Beauveria bassiana (Bals.) and Metarhizium anisopliae (Metsch.) used as mycoinsecticide effective in biological control of Ips typographus (L.). Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences* 2021: 2469–2472.
30. <https://budujesz.info/artykul/popoch-cetyniak-grozny-szkodnik-sosny,1329,2.html>, [dostęp: 30.04.2021].
31. Pečiulytė, D., Nedveckytė, I., Dirginčiūtė-Volodkienė, V., Būda, V., *Pine defoliator Bupalus piniaria L. (Lepidoptera: Geometridae) and its entomopathogenic fungi: 1. Fungi isolation and testing on larvae. Ekologija* 2010: 56(1–2).
32. https://wlodawa.lublin.lasy.gov.pl/ochrona-lasu/-/asset_publisher/x9eK/content/zwalczanie-owadow-szkodliwych#YRWXdxQzaUk [dostęp: 30.04.2021].
33. Shah, P. A., Pell, J. K., *Entomopathogenic fungi as biological control agents. Applied Microbiology and Biotechnology* 2003, 61(5): 413–423.
34. Barta M., Kautmanová I., Čičková H., Ferencík J., Florián Š., Novotný J., Kozánek M., *The potential of Beauveria bassiana inoculum formulated into a polymeric matrix for a microbial control of spruce bark beetle. Biocontrol Science and Technology* 2018, 28(7): 718–735.

Rozdział 4

Uwarunkowania ochrony mchów i wątrobowców w lasach

Chapter 4

General conditions of protection of mosses and liverworts in forests

Daniel Skowron, Dan Wołkowycki***

**Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku,
Koło Naukowe Leśników*

***Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku,
Instytut Nauk Leśnych, Katedra Środowiska Leśnego (d.wolkowycki@pb.edu.pl)*

Abstract. This study is an overview of the published data. It aims to compile the information collected on the legal status and threats to the mosses and liverworts occurring in forest ecosystems in Poland. The species associated with ancient forests with a high degree of naturalness consist of a group of particular interest and care among these plants. Among thirty-six species recognized in Poland as relics of primeval forests, eighteen are considered endangered, but only four are on the European red list. One of the main threats to this group of epiphytic and epixylic species is forest management, which causes a decrease in the availability of microhabitats and deterioration of the microclimate inside the forest areas. Drainage of forest wetlands, as well as non-forest ones, carried out commonly in the past centuries, also had severe effects. On the other hand, there are no significant threats to epigeic mosses occurring in mineral habitats of coniferous and mixed forests. Therefore, the suitable protection of epiphytic and epixylic mosses and liverworts should rely on protecting their habitats. The best solution is to protect appropriate areas in a conservative form. The spatial units excluded from the use of the tree stands should maintain a microclimate specific to the forest interior. It is possible only with their appropriate size, i.e., a width exceeding twice the height of the stand, and an area of at least 1 ha, if possible. The threshold value should be at least one such area per 100 ha of managed forests in nature-valuable areas.

Key words: nature protection, endangered species, forestry

1. Wprowadzenie

Wiedza o aktualnym rozmieszczeniu mchów i wątrobowców w Polsce jest dalece niekompletna, a jej stan nieporównywalnie gorszy niż w przypadku roślin naczyniowych. Dotyczy to także rozpoznania stopnia zagrożenia i potrzeb ochronnych gatunków tych grup, które jeszcze całkiem niedawno nie były objęte w Polsce żadną ochroną prawną. O skali niewiedzy w tym zakresie świadczy skokowy wzrost liczby znanych stanowisk widłozębu zielonego *Dicranum viride* i bezlistu okrywowego *Buxbaumia viridis* w efekcie wzmożonego zainteresowania wśród przyrodników, po objęciu tych gatunków ochroną w ramach sieci Natura 2000 [3, 20, 21, 73]. Stan taki wynika z niewielkiej liczby specjalistów zdolnych do prawidłowej identyfikacji taksonów tych grup [77], szczególnie w Polsce, gdzie liczba profesjonalistów zajmujących się naukowo tymi grupami roślin sięga zaledwie kilkunastu osób [10]. Luki w wiedzy są tym bardziej jaskrawe, jeśli weźmie się pod uwagę znaczenie mchów i wątrobowców w praktyce ochrony przyrody. Wśród mchów liczne są gatunki siedliskotwórcze, występujące masowo na torfowiskach różnego typu, na leśnych siedliskach bagiennych, a także w borach serii wysoczyznowej. Wątrobowce i mchy pełnią rolę gatunków wskaźnikowych i charakterystycznych różnych zespołów roślinnych i siedlisk przyrodniczych Natura 2000. Szczególną rolę wśród indykatorów stanu środowiska odgrywają gatunki uznawane za relikty starych lasów o charakterze puszczańskim.

Niedostatki te są bardzo dotkliwe na obszarach lasów użytkowanych gospodarczo, gdzie przepisy prawa określają szereg wymogów związanych z ochroną gatunkową mchów i wątrobowców, ich mikrosiedlisk (m.in. w postaci drzew biocenotycznych, odpowiednio wysokich zasobów martwego drewna), a także leśnych siedlisk przyrodniczych. Celem niniejszego opracowania, wstępnego i skrótowego, jest zestawienie danych dotyczących stanu prawnego, stopnia i specyfiki zagrożenia gatunków mchów i wątrobowców występujących w ekosystemach leśnych, jak i próba przedstawienia rekomendacji dotyczących ich skutecznej ochrony.

2. Materiał i metody

Opracowanie ma charakter przeglądowy i oparte jest na analizie opublikowanych informacji dotyczących mchów i wątrobowców ekosystemów leśnych. Nazewnictwo gatunków przyjęto za Ochyra i in. [54] oraz Klamą [38] ze zmianami wynikającymi z nowszych ujęć taksonomicznych [25, 41]. Kategorie zagrożenia zaczerpnięto z europejskiej czerwonej listy [25] oraz polskich czerwonych list [41, 92]. Status ochrony gatunkowej ustalono na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin [61]. W opracowaniu pominięto glewiki, które związane są z siedliskami nieleśnymi [30, 47].

3. Uwarunkowania ochrony mchów i wątrobowców w ekosystemach leśnych

3.1. Ogólna charakterystyka flory mchów i wątrobowców w ekosystemach leśnych w Polsce

W Polsce odnotowano występowanie 716 gatunków mchów [60, por. 54, 55] oraz 244 gatunków wątrobowców [41, por. 38]. Rośliny te występują w bardzo zróżnicowanych warunkach, ekosystemach i biotopach: od siedlisk pionierskich, takich jak wydmy i skały, przez torfowiska, łąki i murawy, biotopy synantropijne, po bory i lasy. Na torfowiskach niektórych typów mchy należą do roślin siedliskotwórczych, silnie oddziałujących na warunki bytowania innych organizmów. W ekosystemach leśnych mchy i wątrobowce zajmują rozmaite mikrosiedliska i substraty: powierzchnię gleby i głązów, martwe drewno, występują epifitycznie, porastając pnie i konary żywych drzew.

Trudno oszacować udział gatunków leśnych w krajowej brioflorze ze względu na szeroką amplitudę ekologiczną wielu taksonów. Na obszarze bardzo dobrze rozpoznanego pod tym względem kompleksu leśnego, jakim jest Puszcza Białowieska odnotowano 167 gatunków mchów [68, por. 17, 73], jednak znaczna część spośród nich związana jest z fitocenoząmi nieleśnymi, takimi jak turzycowiska, mszary, łąki i murawy, występującymi w kompleksie ze zbiorowiskami leśnymi. Podczas badań przeprowadzonych wyłącznie w zbiorowiskach leśnych w obrębie ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego na obszarze około 100ha odnaleziono 104 taksony tej grupy oraz 42 gatunki wątrobowców [9].

W przypadku wątrobowców jest to bardziej klarowne ze względu na wysoką specjalizację wielu przedstawicieli tej grupy i ich niewielkie zdolności adaptacyjne [26, 81]. W lasach na niżu Polski odnotowano 90 gatunków wątrobowców, z których 36 związanych jest wyłącznie z typowymi siedliskami leśnymi [35].

Brioflora i hepaticoflora obszarów wyżynnych i górskich cechują się znacznie większą różnorodnością gatunkową w porównaniu do niżu [np. 41, 42, 71, 93]. Charakteryzują się one dużym udziałem gatunków epilitycznych, które porastając skały i głązy również mogą występować na obszarach leśnych [12, 40, 76, 91].

Mchy i wątrobowce można podzielić na cztery grupy ze względu na zajmowane podłoża [wg 8 i 35]:

- gatunki epigeiczne porastające powierzchnię gleb mineralnych i organicznych;
- gatunki epilityczne porastające ściany skalne, głązy narzutowe, a także beton i ceramikę budowlaną;
- gatunki epiksyliczne porastające korę lub drewno rozkładających się pniaków, kłód i gałęzi zalegających w dnie lasu oraz drewno martwych, stojących drzew;
- gatunki epifityczne porastające korę pni i gałęzi drzew żywych i martwych [stojących], korowinę na pędach krzewów oraz korzenie drzew wystające powyżej powierzchni gleby.

Odrębną, ale bardzo nieliczną grupę stanowią mchy i wątrobowce wodne. Wiele gatunków nie jest przywiązanych ściśle do podłoża o konkretnej specyfice, inne jednak preferują obligatoryjnie określony jego rodzaj, stąd wraz ze wzrostem dostępności i różnorodności mikrosiedlisk oraz substratów wzrasta również bogactwo gatunkowe tych grup roślin [12, 89]. Wśród najrzadszych gatunków mchów leśnych dominują przede wszystkim ceniolubne rośliny epifityczne oraz epifityczno-epiksyliczne związane z lasami o wysokim stopniu naturalności, wykazujące wysoką specjalizację w zakresie preferowanych warunków mikrosiedliskowych [6, 29,72, 85].

Duża ilość martwego drewna w różnych stadiach rozkładu w ekosystemie leśnym sprzyja bogactwu flory epiksylicznej. Mikrocenozy mszyste występujące na rozkładającym się drewnie to układy stosunkowo dynamiczne, a ich skład gatunkowy jest uwarunkowany nie tylko stopniem rozkładu drewna, ale i wielkością kłody oraz jej wilgotnością. Mniejsze znaczenie odgrywa natomiast sam gatunek drzewa, choć oczywiście w pewnym stopniu warunkuje on podatność drewna na rozkład [12, 14, 40, 85]. Mchy rosnące wyłącznie na martwym drewnie stanowią w naszej florze niewielką grupę i poza nielicznymi wyjątkami są to taksony pospolicie występujące w całym kraju [71]. Wysoki udział gatunków epiksylicznych zaznacza się natomiast wśród wątrobowców leśnych [13, 91], których występowanie jest często ograniczone do drewna określonego gatunku drzewa [23, 35, 40]. Nieliczne gatunki wąsko wyspecjalizowane w tym zakresie występują także wśród mchów (m.in. bezlist okrywowy *Buxbaumia viridis*, łukowiec śląski *Herzogiella seligeri*, rokieta płodna *Hypnum fertile*).

Epifityczne gatunki mchów i wątrobowców najliczniej zasiedlają partie drzewa zapewniające najkorzystniejsze warunki wilgotnościowe [36], stąd ich darnie najczęściej porastają północną stronę pni [65]. Szczególnie dogodne warunki stwarzają drzewa pochylone oraz o rozwidlonym lub nieregularnym pniu [18]. Wyróżniają się one obecnością mikrosiedlisk, w których gromadzi się materia organiczna, a odpływ wody jest spowolniony, tj. miejsc, w których najłatwiej zatrzymują się diaspory dające początek nowym gametofitom [44, 87]. Takie mikrosiedliska w mniejszym stopniu narażone są także na niekorzystne działanie wiatru [47, 67]. Tego rodzaju mikrosiedlisk jest stosunkowo niewiele w lasach gospodarczych. Jest to efekt promowania drzew o prostym, regularnym pokroju w trakcie zabiegów pielęgnacyjnych, eliminacji tzw. rozpieraczy, czyli drzew silnie rozgałęzionych, ograniczania udziału starodrzewów. Skład gatunkowy brioflory na korze drzew zmienia się wraz z ich wiekiem [2, 47], a występowanie i bogactwo gatunkowe rzadkich gatunków epifitycznych są zwykle dodatnio skorelowane z grubością i wiekiem drzew [16, 18, 33, 46, 50, 65, 66]. Pnie dojrzałych i starych drzew cechują się dużą heterogenicznością mikrosiedlisk, są bowiem zwykle bardziej chropowate, obfitują w spękania i próchnowiska, dzięki czemu charakteryzują się większą pojemnością wodną [12]. Poszczególne gatunki drzew cechują się odmiennym odczynem kory, który determinuje występowanie gatunków nadrzewnych o ściśle określonych wymaganiach odnośnie pH podłoża [7, 48, 84].

3.2. Relikty puszczańskie wśród mchów i wątrobowców

Szczególną grupę wśród mchów i wątrobowców stanowią gatunki związane z lasami o wysokim stopniu naturalności, cechującymi się dużym udziałem starodrzewów i zasobów martwego drewna. Dominują wśród nich ceniolubne gatunki epifityczne i epifityczno-epiksyliczne [6, 72, 93, 94]. Źle znoszą one różnego rodzaju zaburzenia w ekosystemach leśnych i szybko ustępują w reakcji na zmiany mikroklimatu wnętrza lasu i zmniejszenie dostępności specyficznych substratów. Zasiedlane przez nie mikrosiedliska charakteryzują się swoistą dynamiką, a zachowanie stałej ich dostępności jest kluczowe dla trwania populacji [45, 56, 83]. Gatunki tej grupy uzależnione są od wysokiej wilgotności powietrza [7, 34], stąd w Europie Środkowej preferują one cieniste lasy liściaste z dużym zwarcie koron drzew, które zapewniają leżącym niżej warstwom odpowiedni fitoklimat i chronią epifity przed zbyt częstym przesychnieniem. Niektóre gatunki występują jedynie w nielicznych kompleksach leśnych w kraju ze względu na znaczne zmiany wywołane przez gospodarkę leśną i fragmentację lasów [70, 75, 93]. Na bogactwo ich flory i strukturę rozmieszczenia, oprócz korzystnych warunków świetlnych i wilgotnościowych, wpływ mają także skład gatunkowy drzewostanu oraz wiek i rozmiary drzew [50].

Dotychczas w Polsce ukazały się dwie propozycje list reliktyw puszczańskich uwzględniających mchy [6, 93] i jedna opracowana dla wątrobowców [6]. W ramach szeroko zakrojonych badań w jednym z oddziałów Białowieskiego Parku Narodowego sformułowano cztery kryteria, które powinny spełniać gatunki uznawane za relikty puszczańskie [6]:

- 1) gatunki rodzime, wybitnie związane ze zbiorowiskami leśnymi,
- 2) gatunki bardzo rzadkie i wymierające w lasach gospodarczych,
- 3) gatunki wykazujące zagęszczenie stanowisk w lasach starych, o naturalnym charakterze,
- 4) gatunki nie wykazujące tendencji [lub w niewielkim stopniu] do wkraczania na siedliska antropogeniczne.

W wyniku ówczesnych prac w Puszczy Białowieskiej wytypowano 13 gatunków mchów i siedem gatunków wątrobowców, uznanych za relikty pierwotnych puszczy tej części niżu Europy [6]. Późniejsze badania w lasach Bieszczadzkiego Parku Narodowego w oparciu o te same kryteria wyłoniły 24 gatunki, w tym 14 nieuwzględnionych w starszych publikacjach [72] (Tab. 1, 2).

Prezentowane zestawienia mają charakter regionalny i nie można ich rozpatrywać w odniesieniu do całego obszaru Europy Środkowo-Wschodniej, ani nawet całej Polski. Dla porównania, lista 31 gatunków wskaźnikowych starych lasów wyróżnionych wśród mchów i wątrobowców w północnych Niemczech [45] obejmuje tylko trzy gatunki wspólne z listami polskimi, pomimo iż wszystkie taksony zidentyfikowane w Niemczech występują we florze Polski [38, 54]. Wątrobowce biczyca trójwrębna *Bazzania trilobata* i wieloklap widłakowy *Barbilophozia lycopodioides* wskazane jako

relikty puszczańskie z Puszczy Białowieskiej są gatunkami pospolicie występującymi w reglaowych borach Sudetów i Karpat [23, 40], a miechera kędzierzawa *Neckera crispa*, która porasta najczęściej ocienione skały została uwzględniona ze względu na reliktowe występowanie epifityczne [72].

TABELA 1. Relikty puszczańskie we florze mchów w Polsce [wg 6, 72]

TABLE 1. Relics of primeval forests in the moss flora of Poland [after 6, 72]

Gatunek	Status ochrony prawnej	Kategoria zagrożenia w Polsce	Kategoria zagrożenia w Europie	Grupa ekologiczno-biologiczna	Ekologiczne liczby wskaźnikowe	
					Wskaźnik świetlny	Wskaźnik wilgotności podłoża
<i>Anacamptodon splachnoides</i>	Ś	E	NT	ef	4	5
<i>Anomodon attenuatus</i>	C	-	LC	ef, ek, el	5	5
<i>Anomodon rugelii</i>	C	V	NT	ef, el	4	4
<i>Anomodon longifolius</i>	C	I	LC	ef, ek, el	3	5
<i>Anomodon viticulosus</i>	C	-	LC	ef, ek, el	4	4
<i>Antitrichia curtispindula</i>	Ś	E	LC	ef, el	6	4
<i>Brachythecium geheebii</i>	C	V	LC	ef, el	4	4
<i>Buxbaumia viridis</i>	Ś	E	LC	ek	2	6
<i>Dicranodontium denudatum</i>	-	-	LC	ek	4	6
<i>Dicranum viride</i>	Ś	R	LC	ef, el	5	5
<i>Homalia trichomanoides</i>	C	-	LC	ef, el	4	6
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	-	-	LC	ek, el	4	6
<i>Hypnum cupressiforme</i> var. <i>filiforme</i>	-	-	LC	ef, el	4	5
<i>Hypnum fertile</i>	Ś	E	CR	ek, ef	3	6
<i>Neckera complanata</i>	C	-	LC	ef, ek, el	4	4
<i>Neckera crispa</i>	C	-	LC	el, ef	3	4

Gatunek	Status ochrony prawnej	Kategoria zagrożenia w Polsce	Kategoria zagrożenia w Europie	Grupa ekologiczno-biologiczna	Ekologiczne liczby wskaźnikowe	
					Wskaźnik świetlny	Wskaźnik wilgotności podłoża
<i>Neckera pennata</i>	Ś	E	LC	ef	5	5
<i>Orthodicranum flagellare</i>	-	-	LC	ek	6	5
<i>Plagiomnium medium</i>	-	-	LC	ef	5	7
<i>Plagiothecium latebricola</i>	-	-	LC	eg, ek, ef	3	5
<i>Pseudobryum cinclidioides</i>	Ś	E	LC	eg, ek	X	7
<i>Pterigynandrum filiforme</i>	-	-	LC	ef	6	5
<i>Schistostega pennata</i>	-	-	LC	eg	1	6
<i>Serpoleskea subtilis</i>	-	R	LC	ef, el	7	5
<i>Ulota bruchii</i>	C	V	LC	ef	4	5
<i>Ulota crispa</i>	C	V	LC	ef, ek	4	6
<i>Zygodon dentatus</i>	Ś	E	LC	ef, ek	6	6
<i>Zygodon rupestris</i>	Ś	E	LC	ef	6	5

Objaśnienia:

- status ochrony (za 61): C – ochrona częściowa, Ś – ochrona ścisła
- kategoria zagrożenia w Polsce (wg 92): E – wymierający, V – narażony na wymarcie, R – rzadki, I – o nieokreślonym stopniu zagrożenia
- kategoria zagrożenia w Europie (wg 25): LC – najmniejszej troski, NT – bliskie zagrożenia, CR – krytycznie zagrożone wyginięciem
- grupa ekologiczno-biologiczna (wg 6,72): ef – gatunek epifityczny, ek – epiksyliczny, el – epilityczny, eg – epigeiczny
- wskaźnik świetlny (o zakresie 1–9) przy pełnym ulistnieniu drzew (wg 7): 1 – głęboki cień; 2 – pomiędzy 1 i 3; 3 – cień, przeważnie <5% pełnego światła; 4 – pośredni pomiędzy 3 a 5; 5 – półcień, rzadko w pełnym świetle, przeważnie >10% pełnego światła; 6 – pomiędzy 5 i 7, rzadko poniżej 20% pełnego światła; 7 – miejsca dobrze oświetlone, czasem nieco ocienione (do 30% pełnego światła)
- wskaźnik wilgotności podłoża (o zakresie 1–12; wg 7): 3 – gleba sucha, gatunki częściej spotykane na podłożach suchych i niespotykane na mokrych; 4 – pośrednie pomiędzy 3 a 5; 5 – podłoże świeże, przeciętnie uwodnione, gatunki niewystępujące na glebach mokrych ani często wysychających; 6 – pośrednie pomiędzy 5 a 7; 7 – podłoże wilgotne, najczęściej lub trwale świeże albo wilgotne, ale nie mokre, gatunki głównie występujące na takich podłożach i unikające gleb mokrych

TABELA 2. Relikty puszczańskie we florze wątrobowców w Polsce [wg 6]

TABLE 2. Relics of primeval forests in the liverwort flora of Poland [after 6]

Gatunek	Status ochrony prawnej	Kategoria zagrożenia w Polsce	Kategoria zagrożenia w Europie	Grupa ekologiczno-biologiczna	Ekologiczne liczby wskaźnikowe	
					Wskaźnik świetlny	Wskaźnik wilgotności podłoża
<i>Anastrophyllum michauxii</i>	–	VU	NT	ek	3	6
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	–	LC	LC	eg	5	6
<i>Bazzania trilobata</i>	C	LC	LC	ep, ek, eg	5	6
<i>Crossocalyx hellerianus</i>	Ś	EN	LC	ek	6	6
<i>Fuscocephaloziopsis catenulata</i>	Ś	VU	LC	ek	5	6
<i>Lophoziopsis longidens</i>	Ś	VU	LC	ek	7	6
<i>Plagiochila asplenoides</i>	C	LC	LC	ep, ek, eg	4	6

Objaśnienia:

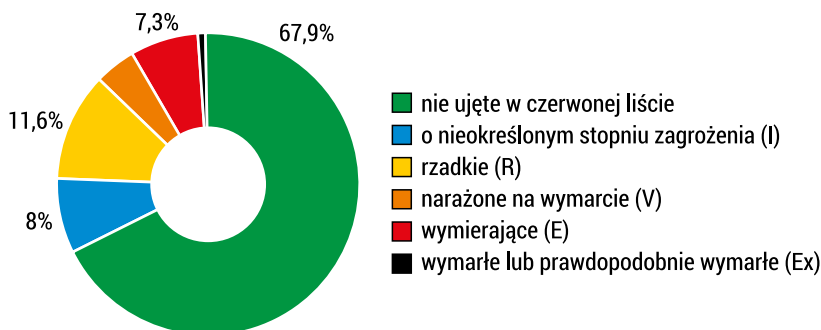
- kategoria zagrożenia w Polsce i Europie (wg: 25, 41): LC – najmniejszej troski, NT – bliskie zagrożenia, VU – narażone na wyginięcie, EN – zagrożone wyginięciem, CR – krytycznie zagrożone wyginięciem
- pozostałe skróty i wartości jw.

Wśród 36 gatunków uznanych w Polsce za relikty lasów pierwotnych 18 jest traktowanych w kraju jako zagrożone wyginięciem, a tylko cztery znajdują się na Europejskiej Czerwonej Liście Mchów, Wątrobowców i Glewików [25], z czego trzy posiadają status bliskich zagrożenia [NT], a jeden jest krytycznie zagrożony [CR]. Takie dysproporcje związane są z dużym udziałem gatunków osiągających granice swoich zasięgów wśród taksonów zagrożonych w Polsce [12, 47]. Wiele spośród nich występuje w Polsce na nielicznych stanowiskach ze względu na suboptymalne warunki klimatyczne.

3.3. Zagrożenia i formalno-prawna ochrona mchów i wątrobowców występujących w lasach

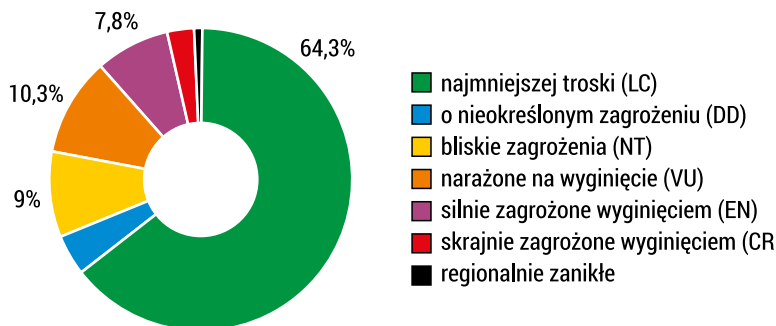
Zjawisko masowego zanikania stanowisk wielu gatunków mchów i wątrobowców sprawiło, iż podjęto badania w celu wyjaśnienia przyczyn tych procesów, a także próby wymiernego ich ujęcia i kategoryzacji [81, 53; Ryc. 1–4]. Do tej pory w Polsce

powstały trzy edycje czerwonej listy mchów [52, 81, 92] oraz cztery wydania listy wątrobowców i glewików [37, 41, 80, 81].



RYCINA 1. Stopień zagrożenia mchów w Polsce [wg 92]

FIGURE 1. Categories of threats to mosses in Poland [after 92]

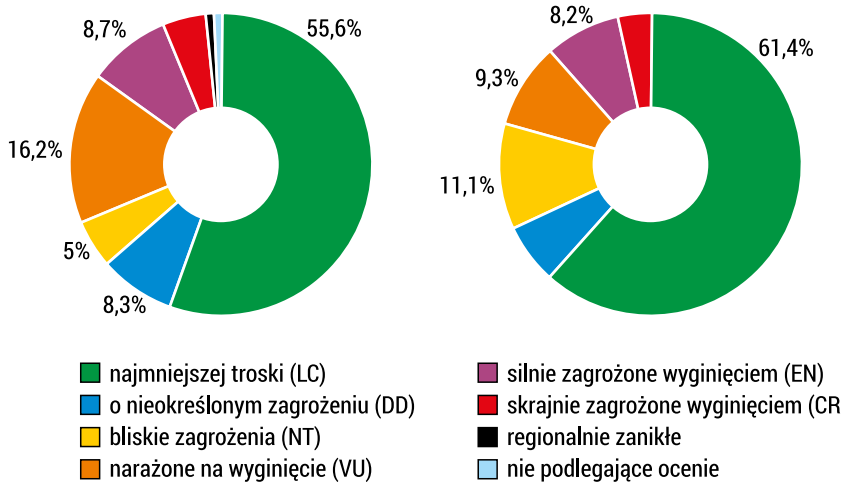


RYCINA 2. Stopień zagrożenia mchów w Europie [wg 25]

FIGURE 2. Categories of threats to mosses in Europe [after 25]

Pomimo opracowania czerwonych list i apeli środowiska naukowego o ochronę tych grup roślin [27, 63, 82], mchy i wątrobowce aż do 2001 roku nie były objęte ochroną prawną w Polsce [12, 22]. Obecnie na mocy rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie ochrony gatunkowej roślin [61], formalnej ochronie podlegają 53 gatunki wątrobowców (ok. 22% ich flory krajowej), spośród których 43% związanych jest ze zbiorowiskami leśnymi [39] oraz 200 taksonów mchów (ok. 28% ogółu). W przypadku tych pierwszych udział gatunków chronionych odbiega znacznie od danych z ostatniej edycji czerwonej listy [41], w której jako zagrożone lub bliskie zagrożenia określono 83 gatunki (ok. 34%). Tak wysoki odsetek gatunków zagrożonych wynika z faktu, iż zdecydowana większość wątrobowców to organizmy wyspecjalizowane, szczególnie wrażliwe na oddziaływania człowieka, a w związku z tym nawet niewielka zmiana warunków siedliskowych może spowodować zanik ich populacji lokalnych [36, 81]. Wśród mchów natomiast jest spora grupa gatunków o dużych możliwościach adaptacyjnych, dostosowujących się do zmian w środowisku i znajdujących nisze

siedliskowe w krajobrazie antropogenicznym [11, 22, 27, 51, 63, 69]. Także i w tej grupie występują jednak gatunki wyspecjalizowane, przystosowane do życia wyłącznie w środowisku leśnym, szczególnie wrażliwe na zmiany warunków mikrosiedliskowych [6, 72].



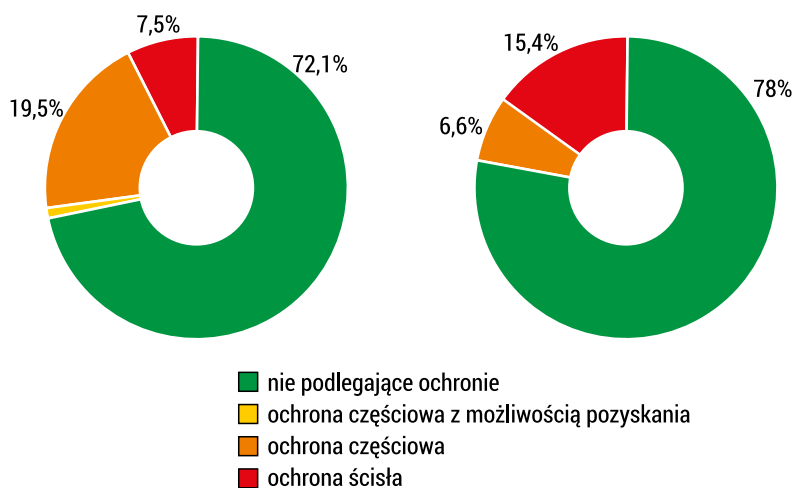
RYCINA 3. Stopień zagrożenia wątrobowców w Polsce [wg 41, po lewej] i w Europie [wg 25, po prawej]

FIGURE 3. Categories of threats to liverworts in Poland [after 41, the left diagram] and Europe [after 25, the right diagram]

W mikrosiedliska optymalne dla gatunków epiksylicznych obfitują szczególnie cieniste lasy o charakterze naturalnym, o dużej wilgotności powietrza [5, 40], natomiast stosunkowo suchy klimat lasów zaburzanych poprzez użytkowanie gospodarcze nie sprzyja procesom rozkładu drewna [12]. Ponadto sama ilość, jak i zróżnicowanie zasobów martwego drewna w lasach gospodarczych często są niewystarczające [14, 24, 86], zwłaszcza w obliczu dużej specjalizacji części gatunków w stosunku do konkretnych gatunków drzew [23, 35, 40, 47, 88]. W ostatnich latach stan zasobów martwego drewna w lasach gospodarczych uległ wyraźnej poprawie za sprawą zapisów w Zasadach Hodowli Lasu [90], wprowadzających obligatoryjne pozostawianie posuszu jałowego, a w przypadku stosowania cięć zupełnych w drzewostanach o krótkim okresie odnowienia – pozostawianie do naturalnego rozpadu fragmentów starodrzewu nie mniejszych niż 6 arów wraz z nienaruszonymi warstwami dolnymi.

Mchy i wątrobowce reagują bardzo szybko na zmiany warunków świetlnych, wilgotnościowych, trofizmu lub odczynu gleby [47]. Z tej przyczyny głównym zagrożeniem dla rzadkich, leśnych gatunków są przede wszystkim zaburzenia powodujące diametralną zmianę tych czynników. Najbardziej dogodne warunki mikroklimatyczne odnajdują one w lasach o drzewostanach najstarszych klas wieku [45]. Wszelkiego rodzaju użytkowanie rębne powoduje zaburzenie tych warunków [1, 45, 78]. Gospodarka leśna poprzez użytkowanie drzewostanów dojrzałych oraz usuwanie

drzew osłabionych i zamierających powoduje istotne zmiany warunków fitoklimatycznych w ekosystemach leśnych i deficyt mikrosiedlisk niezbędnych do egzystencji stenotopowych mchów i wątrobowców [4, 6, 53, 78, 81, 93]. Dzieje się tak często nawet w przypadkach wyłączenia stanowisk gatunków chronionych z cięć w wydzieleniach przewidzianych do pozyskania drewna i odnowienia. W praktyce leśnej drzewa z chronionymi gatunkami epifitycznymi pozostawia się najczęściej pojedynczo lub w małych grupach na powierzchni manipulacyjnej. Taki sposób postępowania nie zapobiega diametralnym i gwałtownym zmianom warunków świetlnych i wilgotnościowych, które skutkują zamieraniem ceniolubnych i wrażliwych na przesuszenie gatunków higrofilnych [15, 78]. Występowanie stenobiontów jest silnie ograniczane nawet w przypadku pozostawiania większych biogrup drzew w kępach ekologicznych, ze względu na odsłonięcie ściany drzewostanu i osuszające działanie wiatru [22]. Odsłanianie siedlisk naskalnych w lasach jest również zagrożeniem dla występujących tam gatunków epifitycznych [63].



RYCINA 4. Ochrona gatunkowa mchów (po lewej) i wątrobowców (po prawej) w Polsce [za 61]

FIGURE 4. Legal protection of mosses (the left diagram) and liverworts (the right diagram) in Poland [after 61]

Zaburzenia o analogicznych skutkach dla epifitycznych i epiksylicznych mchów i wątrobowców występują niekiedy także w efekcie procesów naturalnych, m.in. w wyniku starzenia się i rozpadu drzewostanów. Jako bardzo częste zagrożenia identyfikowane są także trwające lub potencjalne zmiany składu gatunkowego drzewostanów oraz konkurencja ze strony innych gatunków epifitycznych i epiksylicznych [20, 21]. Dotyczyć to może w szczególności zjawisk wielkopowierzchniowych, zachodzących w warunkach gradacji owadów, w trakcie których gwałtownie zmieniają się warunki mikroklimatyczne wnętrza lasu, czemu często towarzyszy bujny rozwój runa, podszytu i podrostu. Procesy tego typu nie odgrywają niemal żadnej roli w lasach liściastych, zwłaszcza długotrwanie funkcjonujących w warunkach ochrony biernej.

Mogą natomiast prowadzić do zaniku stanowisk chronionych gatunków na siedliskach z drzewostanami iglastymi, ulegającymi przekształceniom. Obecność posuszu czynnego i drzew porażonych przez kornika traktowana jest jako jeden ze wskaźników pogarszania się stanu górskich borów świerkowych. Mimo to, nawet w ekosystemach borowych tego typu, wielkopowierzchniowe, katastroficzne zaburzenia są uznawane za naturalne elementy dynamiki [49].

Śródleśne torfowiska są miejscem występowania wielu wyspecjalizowanych hemerofobowych gatunków hydro- i higrofilnych, występujących tam głównie na powierzchni gleby [94]. W wyniku melioracji torfowisk oraz regulacji cieków wodnych powszechnie przeprowadzanych w ubiegłych wiekach [63], a także postępujących zmian klimatycznych, poziom wód gruntowych na wielu siedliskach hydrogenicznych został w drastyczny sposób obniżony [32]. W oczywisty sposób powoduje to ustępowanie najbardziej wymagających pod tym względem gatunków. Odwodnienie mokradeł inicjuje procesy murszenia górnych warstw torfu, eutrofizację i bujny rozwój ekspansywnych bylin. Zmiany tego typu są najbardziej dotkliwe na torfowiskach nieleśnych, gdzie towarzyszy im sukcesja roślinności drzewiastej, co może powodować silną redukcję warstwy mszystej i całkowity zanik gatunków światłolubnych.

W XIX i XX w. melioracje były prowadzone także na siedliskach oligo- i mezotroficznym borów i lasów bagiennych. Na niektórych obszarach doprowadziły one do drastycznego odwodnienia i mineralizacji mokradeł leśnych, a wraz z tym do zaniku siedlisk i populacji mchów i wątrobowców. Ich konsekwencje nie są jednak aż tak dotkliwe jak na obszarach rolniczych. Przynajmniej od trzech dekad destrukcyjne oddziaływania melioracji na leśnych siedliskach bagiennych słabną w warunkach powszechnego braku podtrzymywania drożności rowów, ich zarastania i wypełniania się materią organiczną, a także dzięki działalności bobrów. Większość borów, borów mieszanych i lasów mieszanych na siedliskach bagiennych jest obecnie wyłączona z wszelkich form użytkowania jako siedliska Natura 2000 i ekosystemy referencyjne. Mimo to stan siedlisk mchów i wątrobowców w lasach tego typu może pogarszać się w wyniku obniżania się poziomu wód gruntowych w skali regionalnej i depozycji związków azotu przenoszonych z zewnątrz.

W zasadzie brak jest istotnych zagrożeń dla mchów epigeicznych występujących na mineralnych siedliskach borów i borów mieszanych [por. 19]. Różnorodność przyrodnicza leśnych ekosystemów tego typu kształtowała się w warunkach powtarzalnych zaburzeń związanych z procesami naturalnymi, takimi jak wiatrołomy oraz odwiecznych oddziaływań antropogenicznych, związanych z wypalaniem dna lasu, wygrabianiem ściółki i użytkowaniem drzewostanów. Oddziaływania tego typu są zwykle neutralne dla mchów występujących w borach. Większość gatunków epigeicznych jest do nich przystosowana i zdolna do regeneracji, a naruszanie darni krzewinkowej i zielnej może nawet im sprzyjać.

Kolejnym zagrożeniem dla mchów i wątrobowców są zanieczyszczenia powietrza [m.in. 27, 81, 92]. Rośliny te nie są co prawda tak wrażliwe na ich szkodliwy wpływ jak porosty [63], jednak dla gatunków epifitycznych zagrożenie stanowią w szczególności tlenki siarki, które przekształcają się w atmosferze w kwas siarkowy i wraz

z opadami oddziałują na rośliny [64]. Kwaśne deszcze powodują między innymi zmianę pH kory drzew, co jest przyczyną zamierania wysoko wyspecjalizowanych pod tym względem gatunków [22]. W ostatnich latach obserwuje się poprawę stanu powietrza na obszarach leśnych i wkraczanie do nich gatunków bardziej pod tym względem wymagających [por. 11, 74].

Bezpośrednie niszczenie stanowisk mchów w wyniku ich eksploatacji nie odgrywa współcześnie niemal żadnej roli. Do drugiej połowy XX w. mchy pozyskiwano na potrzeby uszczelniania domów budowanych z drewna. Dotyczyło to głównie gatunków naziemnych [43], ale i epiksylicznych (np. w Puszczy Białowieskiej; D. Wołkowycki npbl.). W latach 90. ubiegłego wieku w branży dekoracyjnej istniał znaczny popyt na mchy, który powodował masowy i niekontrolowany zbiór tych roślin w lasach, głównie na potrzeby rynków zagranicznych [22]. Sytuacja ta wymusiła objęcie ochroną prawną szeregu bardzo pospolitych gatunków mchów epigeicznych, takich jak roketnik pospolity *Pleurozium schreberi* i widłoząb kędzierzawy *Dicranum polysetum*. Ze względu na zanik presji tego typu, rozpowszechnienie oraz duże zdolności regeneracyjne mchów z tej grupy, dalsza ich ochrona gatunkowa w obecnej formie wydaje się już nieuzasadniona [10]. Mogą ją zastąpić inne rozwiązania prawne, tj. ograniczenia zbioru. Nielegalny zbiór jest jednak wciąż groźny dla bielistki siwej *Leucobryum glaucum* – gatunku zamieszczonego w załączniku V do Dyrektywy Siedliskowej. Przyrasta ona w wolnym tempie i posiada małe zdolności regeneracyjne, a współcześnie jest najczęściej zbierana spośród krajowych gatunków mchów ze względu na swój oryginalny pokrój [19, 22].

4. Dyskusja i wnioski

W leśnictwie w Polsce w ciągu ostatnich trzech dekad dokonały się głębokie zmiany [m.in. 14, 27, 57]. Ich efektem jest m.in. ograniczanie lub całkowite zaprzestanie użytkowania na niektórych leśnych siedliskach przyrodniczych Natura 2000, w ekosystemach traktowanych jako referencyjne, a także uwzględnianie potrzeb ochronnych wśród wymogów związanych z certyfikacją gospodarki leśnej. Ochrona przyrody w wielofunkcyjnych lasach użytkowanych gospodarczo wciąż jednak daleka jest od ideału. Dotyczy to także mchów i wątrobowców, w szczególności na obszarach przyrodniczo cennych, gdzie występuje największe zagęszczenie ich stanowisk.

Skuteczna ochrona mchów i wątrobowców sprowadza się do ochrony ich siedlisk. Dotyczy to zwłaszcza wysoko wyspecjalizowanych higrofilnych i cieniulubnych gatunków epifitycznych i epiksylicznych występujących w lasach liściastych [12, 26, 82]. Ochrona tej grupy ekologicznej napotyka na problemy związane przede wszystkim z ograniczaniem wpływu gospodarki leśnej na siedliska tych roślin. W wyniku inicjowania wielkoobszarowych zaburzeń powodujących diametralne zmiany warunków świetlnych i klimatycznych, głównym dla nich zagrożeniem jest pozyskanie drewna. Fragmentacja starodrzewów oraz zmniejszanie ich powierzchni prowadzi do zmian

fitoklimatu odpowiedniego dla rozwoju stenotopowych gatunków puszczańskich, powodując w konsekwencji ich zanikanie [72]. Dyskusyjne i słabo udokumentowane pozostaje znaczenie izolacji lokalnych populacji [por. 33], ze względu na możliwości długodystansowego przemieszczania się zarodników.

Na obszarach przyrodniczo cennych użytkowanie rębne i przedrębne drzewostanów z dominacją gatunków liściastych powinno uwzględniać występowanie chronionych gatunków epifitycznych w celu zachowania ich populacji, w tym także potencjalnie dogodnych dla nich siedlisk. Konieczne jest utrzymywanie starodrzewów aż do naturalnego rozpadu na odpowiedniej powierzchni, a także zasobów martwego drewna o zróżnicowanej strukturze (stojącego i leżącego, wielko- i drobnowymiarowego) na minimalnym poziomie $20\text{m}^3/\text{ha}$ [m.in. 49, 58, 59]. Jest to szczególnie istotne na siedliskach lasowych (zwłaszcza Lśw, Lw, LMw, a także Ol i Olj). Nieodzowne jest również utrzymywanie tych zasobów w ekosystemach borowych w celu zapewnienia odpowiedniej ilości mikrosiedlisk wysoko wyspecjalizowanym gatunkom wątrobowców, występującym niemal wyłącznie na rozkładających się kłodach drzew iglastych [23, 35, 79].

Najlepszym rozwiązaniem jest ochrona siedlisk gatunków epifitycznych i epiksylicznych w formie zachowawczej. Wyłączane z użytkowania wydzielania powinny utrzymywać mikroklimat specyficzny dla wnętrza lasu. Jest to możliwe tylko przy zapewnieniu odpowiedniej ich wielkości, tj. szerokości przekraczającej podwójną wysokość drzewostanu, a w miarę możliwości powierzchni nie mniejszej niż 1 ha [por. 31]. Wydzielania takie mogą być traktowane jako ekosystemy referencyjne lub też, w innych wariantach, mogą być wyłączone tylko z użytkowania rębego, przy dopuszczalnych cięciach sanitarnych. Kwestią otwartą pozostaje, ile powinno być tego rodzaju ostoi epifitów i ksylobiontów, by zapewnić trwałe ich funkcjonowanie i pełne zróżnicowanie w jednostce rangi obrębu lub nadleśnictwa. Aby takie refugia mogły spełniać swoją rolę za wartość progową można przyjąć przynajmniej jeden taki obszar przypadający na 100 ha lasów gospodarczych na obszarach przyrodniczo-cennych (czyli nie mniej niż 1%, bez uwzględniania powierzchni rezerwatów przyrody). W warunkach lasów górskich i podgórskich, a także na niżowych obszarach o bardzo zróżnicowanej rzeźbie terenu, np. w krajobrazie pojeziernym, szczególnie zasadne jest wydzielenie tego typu ekosystemów o niskiej intensywności zagospodarowania w jarach, wąwozach, przy wychodniach skalnych, w dolinach strumieni i potoków, ze względu na najbardziej sprzyjające warunki fitoklimatyczne, a także marginalną rolę gospodarczą spowodowaną trudnymi warunkami pozyskania i zrywki drewna. Tego rodzaju powierzchniowe refugia i ostoje epifitów i ksylobiontów powinny być uzupełniane przez rozproszone drzewa biocenotyczne, ale tworzące odpowiednio gęstą sieć punktów, wyznaczone zgodnie z Instrukcją Ochrony Lasu w każdym wydzieleniu leśnym z drzewostanami średnich i starszych klas wieku.

Z punktu widzenia gospodarczych funkcji lasu szczególnie problematyczne jest zachowanie zasobów martwego drewna w ekosystemach z dużym udziałem świerka. Rozwiązaniem godzącym potrzeby utrzymania trwałości drzewostanów świerkowych i wymogi ochrony siedlisk epifitów i ksylobiontów może być skrupulatne stosowanie cięć sanitarnych w strefach buforowych ekosystemów referencyjnych, w szczególności

na borowych siedliskach wilgotnych, sprzyjających występowaniu brioflory epiksylicznej (Bw, BMw).

Ochrona mchów i wątrobowców w lasach napotyka na problemy wynikające z trudności w praktycznej identyfikacji gatunków chronionych, co często wymaga specjalistycznej wiedzy, o którą trudno nawet wśród profesjonalistów. Należy jednak pamiętać, że zgodnie z wymogami dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej [62], przed wykonaniem jakichkolwiek czynności gospodarczych obowiązkowe jest nie tylko zidentyfikowanie stanowisk gatunków chronionych, ale także miejsc ich potencjalnego występowania. Spełnienie tego ostatniego wymogu jest stosunkowo łatwe, a jego skrupulatne przestrzeganie z pewnością przyczyniłoby się do poprawy stanu ochrony gatunków nadrzewnych.

Literatura

1. Aude E., Poulsen R. S., *Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish Fagus forest*. Appl. Veg. Sci. 2000, 3: 81–88.
2. Barkman J. J., *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Including a taxonomic survey and description of their vegetation units in Europe*. Van Gorcum & Comp. N.V. Assen 1958.
3. Brewczyński P., Grałek K., Bilański P., *The Occurrence of the Green Shield-Moss Buxbaumia viridis (Moug.) Brid. in the Bieszczady Mountains*. Forests 2021, 12: 374.
4. Bury D., *Mszaki: mchy i wątrobowce (Bryophyta, Marchantiophyta) [w:] Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan Walorów Przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu Parku Narodowego na Pogórzu Karpackim*. 154–162. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze 2018.
5. Chlebicki A., Żarnowiec J., Cieśliński S., Klama H., Bujakiewicz A., Załuski T., *Epixylites, lignicolous fungi and their links with different kinds of wood*. Phytocoenosis 8. Archivum Geobotanicum 1996, 6: 75–110.
6. Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J.B., Klama H., Mułenko W., Żarnowiec J., *Relikty lasu puszczańskiego. Zjawiska reliktowe. (Wyniki badań w Projekcie CRYPTO na stałej powierzchni BSG: V-100; BPN; oddz. 256)*. Phytocoenosis 8 (N. S.). Seminarium Geobotanicum 1996, 4: 47–64.
7. Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulissen D., *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. Scripta Geobotanica 1992, 18(2): 175–214.
8. Faliński J. B. *Basis and methods of field study*. Phytocoenosis 7. Archivum Geobotanicum 1995, 4: 25–33.
9. Faliński J. B., Mułenko W., *Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. Functional groups analysis and general synthesis (Project CRYPTO 3)*. Phytocoenosis 8. (N.S.). Archivum Geobotanicum 1996, 6: 1–224.
10. Fałtynowicz W., *Jaka ma być ochrona gatunkowa? Część III. Uwagi o potrzebie zmiany rozporządzenia o ochronie gatunkowej roślin*. Wiadomości Botaniczne 2021, 65.
11. Fojcik B., Stebel A., *Struktura ekologiczna i przestrzenna bryoflory miasta Katowice*. Materiały Opracowania. 5. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska, Katowice 2001.
12. Fojcik B., *Mchy Wyżyny Krakowsko-Częstochowskiej w obliczu antropogenicznych przemian szaty roślinnej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego 2011.

13. Fojcik B., Zubel R., Wierzchowska S., Rosadziński S., Staniaszek-Kik M., Rusińska A., Szczepański M., Vončina G., Wolski G., Ciurzycki W., Górski P., Piwowarski B., Pawlikowski P., *Materiały do brioflory rezerwatu przyrody Boczki (Puszcza Romincka)*. Steciana 2017, 21(4): 147–158.
14. Fojcik B., Wierzgoń M., Chmura D., *Response of bryophytes to disturbances in managed forests. A case study from a Polish forest*. Cryptogamie, Bryologie 2019, 40(10): 97–110.
15. Friedel A., Oheimb G.V., Dengler J., Härdtle W., *Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany*. Feddes Repertorium 2006, 117(1–2): 172–185.
16. Fritz Ö., Niklasson M., Churski M., *Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests*. Applied Vegetation Science 2009, 12: 94–106.
17. Gawryś R., Szulc A., *New location of the moss Buxbaumia viridis in the Białowieża Forest*. Forest Research Papers 2017, 78(3): 248–250.
18. Glime J.M., *Bryophyte ecology. 1. Physiological ecology*. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists 2007.
19. *Wyniki monitoringu bielistki siwej Leucobryum glaucum*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska 2017 (dostępne w Internecie).
20. *Wyniki monitoringu widłozębu zielonego Dicranum viride*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska 2017 (dostępne w Internecie).
21. *Wyniki monitoringu bezlistu okrywowego Buxbaumia viridis*. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska 2018 (dostępne w Internecie).
22. Górski P., Urbański P., *Ochrona mszaków* [w:] D. Gwiazdowicz (red.), *Ochrona przyrody w lasach. Cz. II. Ochrona szaty roślinnej*. 35–47. Polskie Towarzystwo Leśne, Poznań 2005.
23. Górski P., *Wątrobowce (Marchantiophyta) Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Środkowopomorskie” (Pomorze Zachodnie)*. PGL Lasy Państwowe Nadleśnictwo Karnieszewice, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Sianów – Poznań 2013.
24. Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K., *Drugie życie drzewa*. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka 2004.
25. Hodgetts N., Cáliz M., Englefield E., Fettes N., García Criado M., Patin L., Nieto A., Bergamini A., Bisang I., Baisheva E., Campisi P., Cogoni A., Hallingbäck T., Konstantinova N., Lockhart N., Sabovljevic M., Schnyder N., Schröck C., Sérgio C., Sim M., Vrba J., Ferreira C.C., Afonina O., Blockeel T., Blom H., Caspari S., Gabriel R., Garcia C., Garilleti R., González Mancebo J., Goldberg I., Hedenäs L., Holyoak D., Hugonnot V., Huttunen S., Ignatov M., Ignatova E., Infante M., Juutinen R., Kiebacher T., Köckinger H., Kučera J., Lönnell N., Lüth M., Martins A., Maslovsky O., Papp B., Porley R., Rothero G., Söderström L., Ștefănuț S., Syrjänen K., Untereiner A., Vaňa J., Vanderpoorten A., Vellak K., Aleffi M., Bates J., Bell N., Brugués M., Cronberg N., Denyer J., Duckett J., During H.J., Enroth J., Fedosov V., Flatberg K.I., Ganeva A., Gorski P., Gunnarsson U., Hassel K., Hespánhol H., Hill M., Hodder R., Hylander K., Ingerpuu N., Laaka-Lindberg S., Lara F., Mazimpaka V., Mežaka A., Müller F., Orgaz J.D., Patiño J., Pilkington S., Puche F., Ros R.M., Rumsey F., Segarra-Moragues J.G., Seneca A., Stebel A., Virtanen R., Weibull H., Wilbraham J., Żarnowiec J., *A miniature world in decline: European Red List of Mosses, Liverworts and Hornworts*. IUCN, Brussels 2019.
26. Jędrzejko K., *Wątrobowce (Hepaticopsida) Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i Leśnego Pasa Ochronnego wobec antropopresji*. Śląska Akademia Medyczna im. Ludwika Waryńskiego w Katowicach, Katowice – Sosnowiec 1985.

27. Jędrzejko K., *Mchy (Bryopsida) Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego i Leśnego Pasa Ochronnego wobec antropopresji*. Prace i Studia Śląskiej Akademii Medycznej im. Ludwika Waryńskiego w Katowicach 1990, 39: 1–264.
28. Kannenberg K., Leszczyński T., Zysnarska E., *Wybrane aspekty ochrony przyrody w polskich lasach*. Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
29. Karczmaz K., Sokołowski A.W., *Mchy i wątrobowce Puszczy Knyszyńskiej* [w:] A. Czerwiński (red.), Puszcza Knyszyńska. Monografia Przyrodnicza. 155–171. Zespół Parków Krajobrazowych w Supraślu, Supraśl 1995.
30. Karen S., Vaughn R., Vaughn K. C., *Anatomy, development, and classification of hornworts*. (w:) A.J. Shaw, B. Goffinet (ed.). Bryophyte biology. 124–149. Cambridge University Press, Cambridge 2000.
31. Kepel A., *Oczekiwania środowisk przyrodniczych wobec gospodarki leśnej* [w:] Wielofunkcyjna gospodarka leśna wobec oczekiwań przemysłu drzewnego i ochrony przyrody. 167–187. Polskie Towarzystwo Leśne, Darłówko 2019.
32. Kujawa-Pawlaczyk J., Pawlaczyk P., *Ochrona mokradeł* [w:] D. Gwiazdowicz (red.), Ochrona przyrody w lasach. Cz. II. Ochrona szaty roślinnej. 81–119. Polskie Towarzystwo Leśne, Poznań 2005.
33. Kiebacher T., Keller C., Scheidegger C., Bergamini A., *Epiphytes in wooded pastures: Isolation matters for lichen but not for bryophyte species richness*. PLoS ONE 2017, 12: 7.
34. Király I., Nascimbene J., Tinya F., Ódor P., *Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests*. Biodivers. Conserv. 2013, 22: 209–223.
35. Klama H., *Relikty puszczańskie we florze wątrobowców zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej*. Zeszyty Naukowe ATH 7, Inżynieria Włókiennicza i Ochrona Środowiska 2002, 3: 244–260.
36. Klama H., *Wątrobowce* [w:] R. Andrzejewski, A. Weigle (red.), Różnorodność biologiczna Polski. 49–51. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa 2003.
37. Klama H., *Red list of the liverworts and hornworts in Poland* [w:] Z. Mirek, K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Szelaż (ed.), Red list of plants and fungi in Poland. 21–35. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków 2006.
38. Klama H., *Systematic catalogue of Polish liverwort and hornwort taxa* [w:] J. Szwejkowski (ed.), An annotated checklist of Polish liverworts and hornworts. 83–100. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków 2006.
39. Klama H., *Znaczenie parków narodowych dla ochrony flory wątrobowców w Polsce*. Roczniki Bieszczadzkie 2017, 25: 211–224.
40. Klama H., *Wątrobowce Babiej Góry*, [w:] J. Holeksa, J. Szwaagrzyk (red.), Rośliny Babiej Góry. 9–29. Monografie Babiogórskie. Babiogórski Park Narodowy 2018.
41. Klama H., Górski P., *Red list of liverworts and hornworts of Poland (4th edition)*. Cryptogamie, Bryologie 2018, 39(4): 415–441.
42. Lisowski S., *Materiały do bryoflory Tatr. Prace Komisji Biologicznej 21 (Plantae Cryptogamae) 2*. Poznańskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk, Wydział Matematyczno-Przyrodniczy. Poznań 1959, 1–127.
43. Łuczaj Ł., Grodzki W., Marcela A., *Mech jako materiał do uszczelniania belek w budownictwie drewnianym Karpat*. Studia Etnologiczne i Antropologiczne 2021, 21(2).
44. Mežaka A., Brūmelis G., Piterāns A., *Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats*. Biodiversity and Conservation 2012, 21(12): 3221–3241.

45. Mölder, A., Schmidt, M., Schönfelder, E., Engel, F., Schulz, F., *Bryophytes as indicators of ancient woodlands in Schleswig-Holstein (Northern Germany)*. Ecological Indicators 2015, 54: 12–30.
46. Mickiewicz J., Trocewicz A., *Mszaki epifityczne zespołów leśnych w Białowieckim Parku Narodowym*. Acta Soc. Bot. Pol. 1958, 27(3): 463–482.
47. Mickiewicz J., Sobotka D., *Zarys briologii*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa 1973.
48. Norden U., *Acid deposition and throughfall fluxes of elements as related to tree species in deciduous forests of south Sweden*. Water Air Soil Pollut. 1991, 60: 209–230.
49. Mróz W., 9410 *Górnoskie bory świerkowe (Piceion abietis)* [w:] W. Mróz (red.). Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III: 316–327. GIOŚ, Warszawa 2012.
50. Ojala E., Monkkonen M., Inkeroinen J., *Epiphytic bryophytes on European aspen Populus tremula in old-growth forests in northeastern Finland and in adjacent sites in Russia*. Can. J. Bot. 2000, 78: 529–536.
51. Ochyra R., *Mszaki synantropijne*. Wiad. Bot. 1983, 27(1): 31–44.
52. Ochyra R., *Czerwona lista mchów zagrożonych w Polsce* [w:] Zarzycki K., Wojewoda W. (red.) Lista roślin wymierających i zagrożonych w Polsce. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa 1986, 117–128.
53. Ochyra R., *Czerwona lista mchów zagrożonych w Polsce* [w:] Zarzycki K., Wojewoda W., Heinrich Z. (red.) Lista roślin zagrożonych w Polsce (wyd.2). Instytut Botaniki im. W. Szafera. Polska Akademia Nauk. Kraków 1992, 79–85.
54. Ochyra R., Żarnowiec J., Bednarek-Ochyra H., *Census catalogue of Polish mosses. Biodiversity of Poland 3*. Polish Academy of Sciences, Institute of Botany, Kraków 2003.
55. Otte V., *Leptodon smithii an Polens Westgrenze, ein Neufund für Polen*. Herzogia 2021, 34(2): 515–518.
56. Palo A., Ivask M., Liira J., *Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats*. Compilation of an indicator complex for restoration practice. Ecological Indicators 2013, 34: 336–344.
57. Paschalis-Jakubowicz P., *Polskie leśnictwo w Unii Europejskiej*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. Warszawa 2004.
58. Pawlaczyk P. 9130 *Żyzne buczyny (Dentario glandulosae-Fagenion, Galio odorati-Fagenion)* [w:] W. Mróz (red.), Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik Metodyczny. Część I: 242–279. GIOŚ, Warszawa 2015.
59. Perzanowska J., Mróz W., Ogrodniczuk N. 9170 *Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (Galio-Carpinetum i Tilio-Carpinetum)* [w:] W. Mróz (red.), Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik Metodyczny. Część I: 273–289. GIOŚ, Warszawa 2015.
60. Plášek V., Ochyra R., *Orthotrichum alpestre, a new addition to the moss flora of Poland, with notes on O. schimperi (Orthotrichaceae: Bryophyta)*. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 2020, 89: 89410.
61. *Rozporządzenie Ministerstwa Środowiska w sprawie ochrony gatunkowej roślin*. Dz.U. z 2013 r. poz.627 z późniejszymi zmianami.
62. *Rozporządzenie Ministerstwa Środowiska w sprawie wymagań dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej*. Dz.U. 2017 poz. 2408.
63. Rusińska A., *Mchy Pojezierza Kartuskiego*. Pozn. Tow. Przyj. Nauk, Prace Kom. Biol. 1981, 59: 1–155.
64. Rusińska A., Urbański P., *Materiały do brioflory Pomorza Zachodniego*. Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią, Seria B – Botanika 1989, 43: 191–194.

65. Smith A.J.E., *Epiphytes and Epiliths* [w:] A.J.E. Smith (ed.), *Bryophyte Ecology*. 191–227. Chapman and Hall, London, New York 1982.
66. Snäll T., Hagström A., Rudolphi J., Rydin H., *Distribution pattern of the epiphyte Neckera pennata on three spatial scales – importance of past landscape structure, connectivity and local conditions*. *Ecography* 2004, 27: 757–766.
67. Snäll T., Ehrlén J., Rydin H., *Colonization and extinction dynamics of an epiphyte metapopulation in a dynamic landscape*. *Ecology* 2005, 86(1): 106–115.
68. Sokołowski A.W., *Lasycy Puszczycy Białowieskiej*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2004.
69. Staniaszek-Kik M., *Chronione gatunki mchów w ekosystemie miejskim Łodzi*. *Inżynieria Ekologiczna* 2013, 33:111–118.
70. Stebel A., *The mosses of the Beskidy Zachodnie as a paradigm of biological and environmental changes in the flora of the Polish Western Carpathians*. Medical University of Silesia in Katowice, Habilitation Thesis 17. Sorus, Katowice – Poznań 2006.
71. Stebel A., Ochyra R., Stuchlik L., Parusel J.B., *Mosses of the Polica Range (Polish Western Carpathians)*. Sorus, Poznań 2004.
72. Stebel A., Zamowiec J., *Gatunki puszczańskie we florze mchów Bieszczadzkiego Parku Narodowego (Karpaty Wschodnie)*. *Roczniki Bieszczadzkie* 2014, 22: 259–277.
73. Stebel A., Rosadziński S., Wierzcholska S., Zubel R., Paciorek T., *New distributional data for the moss Dicranum viride in Poland*. *Herzogia* 2015, 28: 38–43.
74. Stebel A., Fojcik B., *Changes in the epiphytic bryophyte florain Katowice city (Poland)*. *Cryptogamie, Bryologie* 2016, 37 (4): 1–16.
75. Stebel A., Żarnowiec J., *The Moss Genus Zygodon (Orthotrichaceae) in Poland – Distribution, Ecological Preferences and Threats*. *Cryptogamie, Bryologie* 2017, 38(3):231–251.
76. Stebel A., Żarnowiec J., Vončina G., *Charakterystyka flory mchów masywu Babiej Góry* [w:] J. Holeksa, J. Szwagrzyk (red.), *Rośliny Babiej Góry*. Monografie Babiogórskie. 9–29. Babiogórski Park Narodowy 2018.
77. Stohlgren J., Quinn J.F., Ruggiero M., Waggoner G.S., *Status of biotic inventories in US National Parks*. *Biological Conservation* 1995, 71:97–106.
78. Szafran B., *Mchy Jury Krakowsko-Wieluńskiej z uwzględnieniem rezerwatów przyrody*. *Ochr. Przyr.* 1955, 23: 213–254.
79. Szweykowski J., *Wątrobowce (Hepaticae)* [w:] J. Szweykowski, T. Wojterski (red.), *Atlas rozmieszczenia roślin zarodnikowych w Polsce*. IV(7): 27 + 10 map. Polska Akademia Nauk, Komitet Botaniki i Instytut Botaniki. PWN, Warszawa – Poznań 1971.
80. Szweykowski J., *Czerwona lista wątrobowców zagrożonych w Polsce* [w:] K. Zarzycki, W. Wojewoda (red.) *Lista roślin wymierających i zagrożonych w Polsce*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe. Warszawa 1986, 117–128.
81. Szweykowski J., *Czerwona lista wątrobowców zagrożonych w Polsce* [w:] K. Zarzycki, W. Wojewoda, Z. Heinrich (red.) *Lista roślin zagrożonych w Polsce* (wyd. 2). Instytut Botaniki im. W. Szafera. Polska Akademia Nauk. Kraków 1992, str. 79–85.
82. Szweykowski J., Tobolewski Z., *Zagadnienia ochrony roślin zarodnikowych*. *Ochr. Przyr.* 1959, 26: 50–64.
83. Tikka P.M., *Conservation contracts in habitat protection in southern Finland*. *Environmental Science and Policy* 2003, 6: 271–278.
84. Weibull H., Rydin H., *Bryophyte species richness on boulders: relationship to area, habitat diversity and canopy tree species*. *Biol. Conserv.* 2005, 122: 71–79.
85. Wierzcholska S., Dyderski M., Jagodziński A., *Potential distribution of an epiphytic bryophyte depends on climate and forest continuity*. *Global Planet. Change* 2020, 194: 103270.

86. Wierzgoń M., Fojcik B., *Martwe drewno jako ostoja różnorodności mszaków w lesie gospodarczym*. Materiały CEPL w Rogowie 2014, 16(41/4): 212–222.
87. Wiklund K., Rydin H., *Ecophysiological constraints for spore establishment in bryophytes*. Functional Ecology 2004, 18: 907–913.
88. Vončina G., *Bezlist okrywowy Buxbaumia viridis (Moug. ex Lam. & DC.) Brid. ex Moug. & Nestl* [w:] J. Perzanowska (red.), *Monitoring gatunków roślin*. Przewodnik metodyczny. Część II: 40–52. GIOŚ, Warszawa 2012.
89. Vellak K., Paal J., *Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests*. Biodivers Conserv 1999, 8: 1595–1620.
90. *Zasady Hodowli Lasu*. Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe 2012.
91. Zubel R., *Mchy i wątrobowce w strefie otuliny Bieszczadzkiego Parku Narodowego* [w:] *Charakterystyka przyrodnicza obszaru otuliny Bieszczadzkiego Parku Narodowego*. 237–256. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze 2020.
92. Żarnowiec J., Stebel A., Ochyra R., *Threatened moss species in the Polish Carpathians in the a light of the new red-list of mosses in Poland*. Bryological studies in the western Carpathians. Sorus, Poznań 2004.
93. Żarnowiec J., Stebel A., *Mchy polskich Bieszczadów Zachodnich i Bieszczadzkiego Parku Narodowego: stan poznania, ekologia, zagrożenia*. Monografie Bieszczadzkie 2014, 15: 1–202.
94. Żarnowiec J., Stebel A., *Gatunki chronione we florze mchów polskich Bieszczadów zachodnich (Karpaty Wschodnie)*. Roczniki Bieszczadzkie 2016, 24: 29–45.

Rozdział 5

The paths of natural reforestation at the quarry complexes in the northern taiga (the Yamalo-Nenets Autonomous District, northwestern Siberia)

Глава 5

Пути естественного восстановления леса на карьерных комплексах в северной тайге (Ямало-Ненецкий Автономный Округ, северо-западная Сибирь)

Mariia Kremenetskaia, Elena Koptseva

(mkremenetskaia@gmail.com)

Abstract. In connection with strengthening economic activity and industry development in the northern regions, the problem of restoration of disturbed territories remains relevant. Natural restoration of ecosystems under extreme environmental conditions takes much time. However, effective restoration can reduce the time of ecological chaos on disturbed lands and make the succession more manageable. Information about the features of the natural restoration of disturbed vegetation cover helps to optimize selecting the correct restorative measures. Quarry complexes are one of the most common types of disorders. Here, the restoration of native vegetation is hampered by the presence of contrasting habitats and areas with mixed soils. This article discusses various scenarios of successional changes in plant communities in the quarries of the Yamalo-Nenets Autonomous District. Three main scenarios for the overgrowth of the quarry areas have been identified, depending on the position in the relief and the moisture level. Also, it is essential to consider the slope's exposure and the angle of inclination of the surface. All this information can help one avoid mistakes in restoring vegetation cover after anthropogenic disturbances.

Keywords: reforestation, natural recovery, disturbed lands, quarry, primary succession, woody plants

1. Introduction

Restoring natural ecosystems consisting of local species that will function and provide various economic and environmental services is the primary strategy for optimizing environmental management in the regions of Northwestern Siberia. It is already well known that natural reforestation can take tens or even hundreds of years, especially in extreme environmental conditions. However, efficient reclamation can significantly reduce the stages of ecological chaos on disturbed land and make the recovery succession more manageable [1, 2]. The effective principles of the accelerated restoration of forest landscapes in the permafrost zone can be developed only based on data on natural recovery processes [3, 4]. In the presence of numerous scientific publications, the aspects of the facies structure of disturbed lands and the features of recovery processes for different types of anthropogenic areas have not been sufficiently studied [5]. Therefore, the site assessment should include the list of species currently growing on the site and any potential reforestation constraints (Reforestation Basics). At the end of the 20th century, in northwestern Siberia, efforts to reclaim forest land after disturbance were focused on vegetation restoration with relatively little attention to the impact of the landform or the use of native species. Existing regulations encourage the smoothing of reclaimed land surfaces and the rapid creation of grass and legume cover. However, such measures, which have proven themselves well in the southern regions, are not effective enough in the north. For example, the dense seeded ground cover is needed to control erosion, but grassy vegetation can compete with tree seedlings for light, water, and nutrients, slowing down the succession [6, 7, 8]. Other countries have also identified similar reforestation problems [9, 10].

This investigation aims to study the composition and the state of tree stands in the sandy quarries during reforestation in the subarctic conditions of the Yamalo-Nenets Autonomous District, Russia.

The following research complements the knowledge regarding the restoration of forest ecosystems after disturbances in the north of the taiga. Based on the data obtained, it will be possible to synthesize the principles that can underlie the development of advanced restoration technology.

2. Materials and methods

The field data collection was carried out in July 2018 in the vicinity of Gubkinsky, Noyabrsk, and Tarko-Sale towns belonging to the Purovsky District of the Yamalo-Nenets Autonomous District (Fig. 1).



FIGURE 1. Data collection sites (d-maps.com, with additions)

The research area is located in the northern taiga. Different types of spruce-larch (*Picea obovata*, *Larix sibirica*) shrub forests are combined with dry larch (*L. sibirica*) and larch-pine (*L. sibirica*, *Pinus sylvestris*) lichen forests in the vegetation of the region (Fig. 2). Sparse larch-spruce-pine forests (*L. sibirica*, *P. obovata*, *P. sylvestris*) with dense sphagnum cover are associated with loamy soils. The swampiness of the area is especially high due to the active processes of waterlogging. As a result, bogs are more often complex and represented by various types of vegetation.



FIGURE 2. Undisturbed forests of the study area (photo taken by Koptseva, 2018)

The recovery time of the quarries varies from 1 to 30–40 years. At the more 'young' quarries developed in the 2000s, some reclamation activities were carried out, including sowing perennial grasses and applying fertilizers. More 'old' quarries, created 30–40 years ago, were left for natural recovery. No reclamation measures were carried out on them, including leveling the landform. In total, twelve sandy and sandy-loam

quarries with both artificial and natural restoration were examined. Forty-two sample plots (100 m² of each) were observed. The species' composition and the main features of the plant communities, including total plant cover and abundance of each plant species, were noted in the plots. All woody plants located in the plots were counted, and their metric characteristics (i.e., the height and the trunk thickness) were recorded. The position in the landform was determined for each of the plots.

Data processing was carried out in the program called Statistics 10.0. The Kruskal–Wallis test was used to compare the metric characteristics of tree seedlings in different environmental conditions.

3. Results and discussion

3.1. General remarks

In total, 102 species of higher vascular and spore plants were recorded in the quarries. The groups of native trees and shrubs were represented only by thirteen species (13%). Primary succession develops in the quarries sequentially in several stages [11]. Notably, some species of the woody plants (i.e., *P. sylvestris*) settle in the sparse and unstable vegetation in the stage of coenotic disarray already during the first years of revegetation (Fig. 3).



FIGURE 3. Seedlings of *P. sylvestris* among sparse vegetation of the quarry (photo taken by Koptseva, 2018)

The Authors were able to identify the influence of some abiotic and biotic drivers on the woody plant species during the natural reforestation.

3.2. Features of seed germination

Cryogenic processes facilitate the quarries' reforestation during the freezing and thawing of soil, especially in late spring and early autumn. As a result, the soil has cracks 6–7 cm deep. In the spring, the soil dries up along the edges of the cracks, crumbles, and sprinkles pine seeds. Sprinkled with dry soil, the seeds can stay for 1–1.5 years with almost no loss of germination. Also, the soil's cracks help keep the seeds from birds and rodents.

In winter, the seeds are stratified. When conditions (e.g., solar heat, moisture) become favorable, the seeds come out of dormancy and begin to germinate. In the first year, the seedlings do not grow from cracks above the soil level. Covered with leaf litter and snow, the seedlings overwinter well. Next spring, the soil additionally fills up cracks, so shoots with a height of 1.5–2.0 cm remain on the surface. The root collar is 2–3 cm below the soil level, which does not affect the further growth of seedlings.

3.3. Overgrowth of the quarry periphery

The best overgrowth is on the quarries' peripheral areas closer to the forest. In the central part of the quarry, the wind brings far fewer seeds. So, where natural regeneration is noted as unsatisfactory, it is necessary to plan forest plantations, leaving edges with a width of 100–150 meters from the forest for the natural regeneration of the woodland. Artificial reforestation is also required if the distance from the natural forest is more than 450 meters because pine seeds do not spread to a distance over 350–450 meters.

3.4. The influence of slope exposure and slope angle

According to the research results, slope exposure is essential for the natural restoration of forest vegetation. A good overgrowth was observed on the eastern and western slopes of the walls and ridges within the quarry (Fig. 4). On the northern slopes, the soil thaws slowly in spring, and part of the seedlings of woody plants dies from squeezing. On the southern slopes, the soil thaws earlier, and young seedlings die from repeated night frosts and a burn of the root collar.

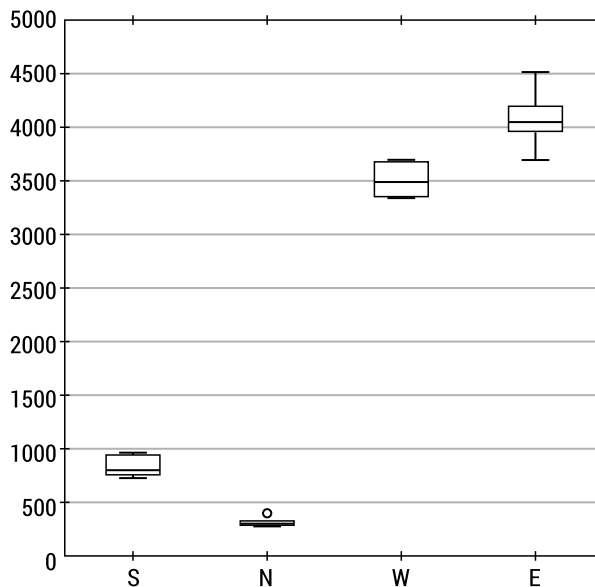


FIGURE 4. Density of seedlings on slopes of different exposure, pcs/ha (S – southern slope, N – northern slope, W – western slope, E – eastern slope). The Kruskal-Wallis test: $H(3, N = 28) = 25.14, p < 0.05$

The angle of inclination of the surface also matters. There is a positive response of the forest restoration to an increase in the inclination angle (Fig. 5). Pines prefer slopes of up to 20–25 degrees. On the steeper slopes, the number of trunks decreases. The birch trees (*Betula pubescens*) prefer more gentle slopes with an angle of inclination of up to 13–15 degrees.

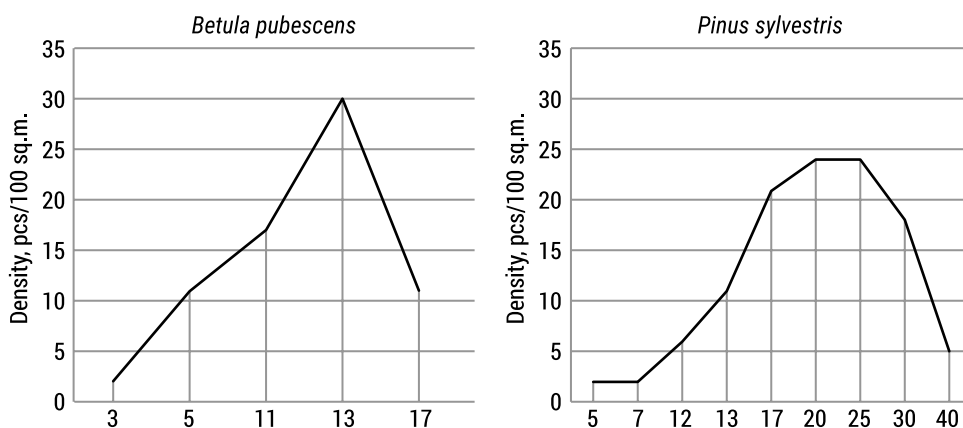


FIGURE 5. Density of seedlings on slopes of different angles of the surface inclination, pcs/100 sq. m. for *P. sylvestris* and *B. pubescens*

3.5. Different scenarios of the quarry overgrowth

Several main scenarios of the quarries' reforestation have been identified, depending on the position of the landform (Fig. 6).



FIGURE 6. Reforestation scenarios in different positions of the quarry landform. The willow-birch communities occupy accumulative positions (in the foreground of the photo) and young coniferous communities – in eluvial and transition positions (in the background of the photo) (photo taken by Koptseva, 2018)

3.5.1. Eluvial positions

In eluvial positions on dry sands and sandy loams of the slopes' upper and middle parts, the overgrowth begins immediately with a settlement of pines and some herbaceous plants. There are no distinct stages of open pioneer herbaceous communities. *Polytrichum piliferum* and *Empetrum hermaphroditum* settle simultaneously with pine, but generally, the ground cover develops slowly. After 18–20 years, in a young pine forest, there are already species of vascular plants common for pine forests of the lichen type. The projective cover of mosses and lichens increases, erosiophilic species (*Cladonia* spp. and *Cladina* spp.) dominate, while the polytrichous group still dominates among mosses.

3.5.2. Transition positions

Birch overgrowth is typical for the transition positions of phytocatenas such as the lower levels – subslope spaces and gentle slopes. Here, the restorative succession passes through the traditional stages of open herbaceous and closed herb-polytrichous communities. Birch appears in these communities much later and even later – larch and single pines. As a result, derivative birch and later larch-birch stands are formed in these positions of the quarry relief. Herbaceous plants, especially species of genera *Calamagrostis* and *Juncus*, remain in the lower layers of the communities for a long time. *Vaccinium uliginosum* begins to develop earlier than other shrubs. In the ground cover, the polytrichous mosses are still dominant even 40 years later.

3.5.3. Accumulative positions

In accumulative positions on the bottoms of the quarries, restorative succession follows the path of willow overgrowth. In well-moistened positions of the relief, the vegetation cover develops rather quickly, and after 15–20 years, there are already well-developed willows *Salix gmelinii*, including grass-moss willow communities with the participation of birch. Nevertheless, undergrowth of pine and larch settles in such communities only after forty years, and the willow tree is thinned out. Thus, wetted depressions in open pits initially overgrow faster, but here, the scenarios of the succession are associated with the development of derived stands, which postpones the formation of primary stands for many decades.

3.5.4. Subaquatic positions

Separately, there are subaquatic positions of watered depressions on the bottoms of the quarries, with a close level of groundwater occurrence. There is no overgrowth with woody plants at all. On the other hand, forty years later, the sedge-moss communities are represented here, which are close in species composition and structure to natural low-lying swamps.

4. Conclusions

Currently, the recultivation work in the quarries is just applying a layer of fertile soil and sowing perennial grass mixtures. In some cases, the artificial grass community can persist in the quarries for a long time. With this method of recultivation, the pine is successfully fixed by self-seeding, which is an obvious advantage. However, there are also disadvantages. For example, the dense grass stand and the accumulating grass rag do not allow many species' seeds to germinate successfully. This applies primarily to the species of indigenous communities.

The lack of information about the patterns of natural vegetation restoration and underestimation of the local ecological conditions lead to the wrong choice of reclamation measures and reduces the effectiveness of reclamation. For instance, negative results of reclamation of dry quarry areas with willow cuttings were observed because willow requires wet conditions. On the contrary, pine seedlings die in excessively humid habitats due to insufficient drainage.

Effective management of derivative stands accelerates the transition to target coniferous stands. Based on the study's results, some tips for optimizing the vegetation restoration process in the quarries should be offered. To avoid mentioned mistakes, one should focus on two groups of locations: well-drained (eluvial and transition in high levels) and poorly drained (transition of low levels and accumulative), and choose the appropriate tree species. Subaquatic positions do not require special remedial measures.

It is useful to consider the exposure of the slope because natural reforestation is enough for western and eastern slopes, while northern and southern slopes require special measures. Also, flattening steep slopes to an angle of 20 degrees or less is advised. The complete leveling of the surface may be less effective.

It is sufficient to promote natural reforestation in small quarries surrounded by a natural forest. In large quarries, it is good to leave edges with a width of 100–150 meters adjacent to the forest for natural regeneration. Artificial reforestation is required if the distance from the natural forest is more than 450 meters. Also, one should regulate the density of the artificially created grass stand because the dense grass cover may limit the germination of woody plants and shrubs.

As the research has shown, sand-soil mixtures of the quarry complexes are generally suitable for forests. Pines and secondary forest-forming tree species well-renew on them. Changes in vegetation in the quarries develop according to several scenarios. The pine overgrowth in eluvial and transition (high and medium levels) positions of the relief was observed. Here, succession develops most rapidly without changing tree species, where conifers settle immediately by forming coniferous stands. Artificial planting of pine will speed up the process of vegetation restoration by shortening the stage of open pioneer plant communities. The birch overgrowth proceeds in transition positions of the lower level, the willow overgrowth – in accumulative positions, and the succession continues here for a longer period. In subaquatic positions, restorative succession follows the path of hydrograss overgrowth.

Acknowledgments. The research was supported by the State Contract No 01-15/4 of 07.25.2012.

Резюме. В связи с усилением хозяйственной деятельности и развитием промышленности в северных регионах проблема рекультивации нарушенных территорий остается актуальной. Естественное восстановление экосистем в экстремальных условиях может продолжаться много времени. Эффективная ремедиация может сократить время экологического хаоса на нарушенных землях и сделать сукцессию более управляемой. Информация об особенностях протекания естественного восстановления нарушенного растительного покрова оптимизирует процесс подбора правильных восстановительных мероприятий. Карьерные комплексы – один из наиболее распространенных типов нарушений. Здесь восстановление коренной растительности затруднено наличием на территории карьера контрастных экотопов и участков со смешанными грунтами. В данной статье мы обсуждаем различные сценарии демулационных смен растительных сообществ на карьерах Ямало-Ненецкого Автономного округа. Мы выделили три основных сценария зарастания участков карьера в зависимости от позиции в рельефе и уровня увлажнения. Также, имеет значение экспозиция склона и угол наклона поверхности. Учет этих данных поможет избежать ошибок при восстановлении растительного покрова после антропогенных нарушений.

Ключевые слова: лесовосстановление, нарушенные территории, карьеры, первичная сукцессия, ремедиация, древесные растения

Bibliography

1. Zipper C. E., Burger J. A., Skousen J. G., Angel P. N., Barton C. D., Davis V., Franklin J. A., *Restoring forests and associated ecosystem services on Appalachian coal surface mines*, *Environ Manage* 2011, 47: 751–765.
2. Southworth J., Nagendra H., *Reforestation: challenges and Themes in Reforestation Research* [in:] idem, *Reforesting Landscapes*, Springer, Netherlands 2009.
3. Sedykh V. N., *Technogenic forests on the disturbed lands of Western Siberia*, *Siberian Journal of Forest Science* 2016, 2: 43–50.
4. Tikhmenev P. E., Smirnov A.A., Tikhmenev E. A. and Stanchenko G.V., *Anthropogenic dynamics and recovery of disturbed landscapes at the Far East Russia permafrost area*, E3S Web of Conferences: Actual Problems of Ecology and Environmental Management: Cooperation for Sustainable Development and Environmental Safety, APEEM 2020, 169,(03009).
5. Ivakina E. V., Osipov S. V., *Natural and artificial reforestation in the mining landscapes of the Russian Far East*, *Siberian Journal of Forest Science* 2016, 2: 6–21.
6. Burger J., Mitchem D., Zipper C., Williams R., *Herbaceous ground cover effects on native hardwoods planted on mined land* [in:] R. Barnhisel (ed.), *Proceedings of American Society Mining and Reclamation conference*, Breckenridge, CO, ASMR, Lexington 2005.
7. Franklin J. A., Zipper C. E., Burger J. A., Skousen J. G., Jacobs D. F., *Influence of herbaceous ground cover on forest restoration of eastern US coal surface mines*, *New Forest* 2012, 43: 905–924.
8. Macdonald S. E., Landha S. M., Skousen J., Franklin J., Frouz J., Hall S., Jacobs D. F., Quideau S., *Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions*, *New Forests* 2015, 46(5).
9. Torbert J. L., Burger J. A., *Forest land reclamation* [in:] R.I. Barnhisel (ed.), *Reclamation of drastically disturbed lands*, 2nd ed., Agron. Monogr. 41, ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI 2000.
10. Skousen J., Zipper C., *Post-mining policies and practices in the Eastern USA coal region*, *International Journal of Coal Science & Technology* 2014, 1: 135–151.
11. Koptseva E., Egorov A., *The features of natural and artificial recovery in quarries of the forest-tundra zone of Western Siberia* [in:] H. Savela, K. Latola (eds), *The Interconnected Arctic – UArctic Congress 2016*, Springer 2017.

Rozdział 6

Влияние экологических факторов
на ресурсно-ценотические параметры
Vaccinium vitis-idaea L. сосняков мшистых
заказника «Гродненская Пушча»

Chapter 6

The influence of environmental factors on the resource-cenotic
parameters of *Vaccinium vitis-idaea* L. of mossy pine forests
of the reserve “Grodnenskaya Pushcha”

Анна Ивановна Садковская*, Олег Викторович Созинов**

(*a_sadkovskaya@list.ru), (**ledum@list.ru)

Abstract. Geobotanical studies of the resource lingonberry *Vaccinium vitis-idaea* L. of different-aged communities of the pine forest with mosses on the territory of the nature reserve “Grodnenskaya Pushcha” (Belarus) have been carried out. A linear relationship was found between the yield of *V. vitis-idaea* shoots (air-dry weight) and the projective cover $r = 0,85$; productivity $(g/m^2) = -3,03253 + 1,79386 \cdot$ projective cover (%), ($r^2 = 0,73$). The mode of illumination, moisture, and soil acidity affects the resource-cenotic parameters of *V. vitis-idaea* quite strongly ($\eta^2 \pm m$ $n^2 = 51,3 \pm 8,3 - 99,8 \pm 0,1\%$). However, the linear dependence of the parameters on the factors was either not revealed or low (up to $r = 0,38$). This indicates a non-linear relationship ($k > 4,0$) of the studied parameters of *V. vitis-idaea* with abiotic environmental factors, which is formed under conditions of interspecific competition and ecological mosaicism of phytocoenoses. A positive relationship was recorded at low values of the projective cover between the blueberry *V. myrtillus* L. (up to 20%) and *V. vitis-idaea* (up to 5%), which indicates a positive relationship of these species in the phytocoenosis with their low abundance.

Key words: resource-cenotic parameters, Scotch pine forests, *Pinetum pleuroziosum*

1. Введение

Использование недревесных ресурсов леса приобретает все большее значение в связи с современными тенденциями перехода к комплексному их применению и устойчивому лесопользованию [1]. Дикорастущие ягодники леса используются как дополнительный источник питания и витаминов, для производства лекарственных препаратов (плоды и листья содержат большое количество витаминов, микроэлементов и биологически активных веществ) [2].

Брусника *Vaccinium vitis-idaea* L. – ценнейшее дикорастущее ягодное и лекарственное растение, которое является важным ценотическим компонентом лесных биоценозов [3, 4]. Листья и побеги *V. vitis-idaea*, содержащие биологически активные вещества, широко применяются в народной и официальной медицине. Ценность пищевых и лечебно-профилактических свойств этого вида обусловлена содержанием в ягодах, листьях и побегах значительного количества физиологически активных соединений: органических кислот, сахаров, пектинов, витаминов, фенольных соединений, арбутина и микроэлементов [5–7].

2. Материалы и методы

Исследования проводили на территории ландшафтного заказника республиканского значения «Гродненская Пуца» (Беларусь, Гродненская область, Гродненский район; УТМ: 34UFE3) летом 2018 года; сбор *Cormi Vitis idaeae* (побеги *V. vitis-idaea*) осуществляли во второй половине августа. При проведении исследований заложено 17 пробных площадей (400 м²) в сосняках мшистых *Pinetum pleuroziosum* различного возраста и происхождения: I класс возраста (1–20 лет – молодняки) – 5, 17 лет (лесные культуры), 14 лет (насаждения естественного происхождения), II класс возраста (21–40 лет – жердняки) – 26 лет (лесные культуры), 27 лет (насаждения естественного происхождения), III класс возраста (41–60 лет – средневозрастные) – 47, 52, 57 лет (лесные культуры), 57 лет (насаждения естественного происхождения), IV класс возраста (61–80 лет – припевающие) – 72 и 77 лет (лесные культуры), 67 и 77 лет (насаждения естественного происхождения), V класс возраста (81–100 лет – спелые) – 87 (лесные культуры), 87 лет (насаждения естественного происхождения), VI класс возраста (101–120 лет – перестойные) – 112, 112 лет (насаждения естественного происхождения), на которых проведены полные геоботанические описания [8]; 82,4% изученных биотопов – с произрастанием *V. vitis-idaea*. Урожайность (г/м²) *Cormi Vitis idaeae* определяли методом проективного покрытия [9, 10]. Высоту (см), проективное покрытие (%), массу (г) *Cormi Vitis idaeae* определяли в ценотических популяциях (далее – ценопопуляциях) *V. vitis-idaea*. Сквозистость полога древостоя определяли глазомерно в 5-кратной повторности [8]. Абсолютную

освещенность определяли с помощью люксметра «Ю-116» с погрешностью измерений $\pm 10\%$. Для этого в пяти точках (методом конверта: 4 точки по углам пробной площади и 1 – в центре) на высоте 1,3 м на пробной площади, с использованием фильтра $\times 1000$. Определяли контрольные значения освещенности, в 2-кратной повторности, в абсолютно освещенном месте. Далее высчитывали относительную освещенность по формуле:

$$\text{ОС, \%} = \frac{A}{B} \cdot 100\% \quad (1)$$

где A – абсолютная освещенность, Lux ; B – среднее контрольное значение, Lux

Экологические режимы изучаемых сообществ определяли по шкалам Г. Элленберга [11]. Агрохимический анализ почвы (корнеобитаемый горизонт, А1) проводили по [12]. Коэффициент линейности определяли по [13]. Среднее значение и его ошибка, корреляционный, регрессионный, однофакторный дисперсионный анализы проводили в программе Statistica 10.

3. Полученные результаты

Сосняки мшистые, в которых расположены анализируемые ценопопуляции *V. vitis-idaea*, сформированы на слабоподзолистой песчаной почве, умеренно влажной, кислой, небогатой по трофности, при умеренном световом режиме (таблица 1).

На основе анализа полученных данных, нами выявлено, что урожайность *Cormi Vitis idaeae* (воздушно-сухой вес) во всех изученных сообществах колеблется в пределах от $1,04 \pm 0,23$ до $14,62 \pm 2,98$ г/м^2 (таблица 2). Максимальные значения проективного покрытия *V. vitis-idaea* характерны тем же сообществам, что и урожайность – спелой культуре и перестойному естественному сообществу (коэффициент корреляции изменчивости урожайности и проективного покрытия 0,85, $p < 0,05$; урожайность (г/м^2) = $-3,03253 + 1,79386 \cdot \text{проективное покрытие (\%)}$, ($r^2 = 0,73$)). Максимальная урожайность в насаждениях естественного происхождения достигается только в перестойных сообществах ($14,25 \pm 3,02$ г/м^2), тогда как в лесных культурах она формируется ранее на два класса возраста – в приспевающих сосняках мшистых ($14,62 \pm 2,98$ г/м^2). В целом диапазон изменчивости обилия *V. vitis-idaea* варьирует от 1,7 до 9,4%. Высота побегов изменяется от минимальной в культуре жердняка и средневозрастного сообществ ($5,78 \pm 0,23$ и $5,78 \pm 0,38$ см, соответственно) до максимальной в приспевающей культуре ($10,20 \pm 0,63$ см) и перестойном естественном сообществе ($9,95 \pm 0,74$ см). Встречаемость *V. vitis-idaea* в изученных фитоценозах варьирует от 36% в искусственном средневозрастном насаждении до 100% в приспевающих естественных и искусственных фитоценозах и перестойном естественном сообществе.

ТАБЛИЦА 1. Экологическая характеристика сосняков мшистых различного возраста и происхождения, где были заложены пробные площади

TABLE 1. Ecological characteristics of pine forests with mosses of various age and origin, where sample plots were laid

Возраст древостоя, лет	0–20		21–40		41–60		61–80		81–100		101–120
	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП
Происхождение древостоя	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП
pH	3,92	4,29	4,02	4,43	4,03	4,04	4,23	3,96	4,19	4,03	3,98
Гумус, %	2,58	1,51	0,88	0,42	1,57	1,53	1,72	1,65	1,29	1,54	2,49
P ₂ O ₅ , мг/кг	38	79	95	67	66	93	101	84	86	51	88
K ₂ O, мг/кг	32	62	23	55	19	15	17	22	13	28	17
Сквозис- тость, %	31	88	50	28	75	63	57	70	56	50	60
Относи- тельная освещен- ность, %	11,93	65,11	15,23	10,30	36,67	36,48	43,68	45,00	45,98	41,32	23,72
L, балл	6,67	6,83	6,35	6,12	6,42	6,15	6,19	6,47	6,33	6,12	6,37
F, балл	3,48	2,52	3,66	2,81	2,79	2,42	2,68	2,70	2,94	2,66	2,54
R, балл	2,34	2,59	2,95	1,92	1,89	1,72	1,89	1,77	2,02	2,10	1,44
N, балл	2,99	1,84	2,43	0,86	1,00	0,92	0,87	0,78	0,83	0,92	0,67

Примечания: НЕП – насаждения естественного происхождения; ЛК – лесные культуры; L – освещенность; F – увлажнение; R – кислотность; N – содержание азота в почве

Эксплуатационный запас побегов *V. vitis-idaea* варьировал, в зависимости от площади выдела и обилия *V. vitis-idaea*, в пределах 2,09 – 82,70 кг/га. Объем ежегодной заготовки сырья – от 0,35 до 13,78 кг/га раз в 5 лет. Максимальный эксплуатационный запас и объем ежегодной заготовки характерны приспевающему сосняку мшистому *Pinetum pleuroziosum*, сформированному из культуры [14].

Анализ полученных данных (таблицы 1 и 2) показал, что невысокое влияние ($\eta^2 < 30\%$) характерно для K₂O по отношению к урожайности и высоте побегов *V. vitis-idaea*. Умеренное влияние на дифференциацию популяций по изученным ценоотическим и ресурсным параметрам (η^2 от 30 до 60%) показано для: 1) pH, P₂O₅, сквозистости и освещенности (по Г. Элленбергу), гумуса и освещённости на высоту побегов *V. vitis-idaea*, 2) содержания почвенного азота и гумуса на урожайность *V. vitis-idaea* и 3) K₂O – на проективное покрытие *V. vitis-idaea*. Достаточно сильно влияет режим освещенности, увлажнения и кислотности

почвы на ресурсно-ценотические параметры *V. vitis-idaea*. При этом линейная зависимость параметров от факторов или не выявлена, или невысокая (до $r = 0,38$), что свидетельствует о нелинейной связи ($k > 4,0$) изученных параметров *V. vitis-idaea* с абиотическими факторами окружающей среды, которая формируется в условиях межвидовой конкуренции и экологической мозаичности фитоценозов.

ТАБЛИЦА 2. Ресурсно-ценотические показатели *V. vitis-idaea*

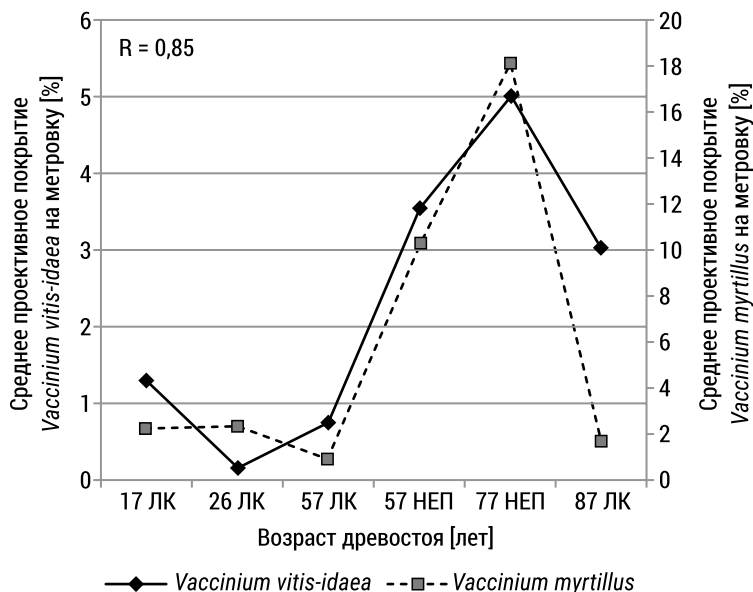
TABLE 2. Resource and coenotic indicators of *V. vitis-idaea*

Возраст древостоя, лет		17	26	47	52	57	57	67	72	77	77	87	87	112	112
Происхождение древостоя		ЛК	ЛК	ЛК	ЛК	ЛК	НЕП	НЕП	ЛК	ЛК	НЕП	ЛК	НЕП	НЕП	НЕП
№ пробной площади		2	14	5	15	9	13	4	10	11	3	7	8	1	12
Урожайность, г/м ²	M/m	3,92	1,72	5,67	6,20	1,04	5,07	2,03	10,51	14,62	8,46	3,04	2,54	7,55	14,25
		0,79	0,35	0,70	0,93	0,23	0,72	0,35	1,12	2,98	1,25	0,64	0,56	1,98	3,02
	max	13,1	7,7	12,6	14,6	3,4	11,0	5,3	21,9	42,1	20,3	11,6	10,4	31,4	56,3
	min	0,98	0,4	1,7	0,8	0,1	0,9	0,2	2,96	1,9	1,0	0,6	0,2	0,8	0,2
Проективное покрытие, %	M/m	3,20	3,75	5,45	5,45	1,70	5,40	2,75	9,40	6,95	5,80	3,35	3,15	5,90	8,80
		0,32	0,32	0,47	0,71	0,24	0,50	0,24	0,70	1,05	0,52	0,46	0,37	0,74	0,84
	max	7,0	7,0	10,0	10,0	4,0	10,0	5,0	15,0	16,0	10,0	8,0	7,0	15,0	15,0
	min	2,0	1,0	3,0	1,0	1,0	2,0	1,0	4,0	2,0	2,0	2,0	1,0	2,0	1,0
Высота, см	M/m	7,65	5,78	6,95	8,75	5,78	6,97	8,18	10,20	7,6	8,50	7,40	6,3	9,95	7,68
		0,35	0,23	0,42	0,39	0,38	0,47	0,59	0,63	0,40	0,30	0,39	0,34	0,74	0,51
	max	10,0	8,0	10,5	12,0	10,5	13,0	13,0	19,0	12,0	11,0	11,0	9,5	19,0	12,0
	min	5,0	3,5	3,0	5,5	3,0	4,0	4,0	7,0	5,0	7,0	5,0	3,0	6,0	5,0

Примечание: полужирным шрифтом выделены максимальные значения урожайности, проективного покрытия, высоты, встречаемости, эксплуатационного запаса и объема ежегодной заготовки; ЛК – лесная культура, НЕП – насаждение естественного происхождения;

$$\frac{M}{m} - \frac{\text{среднее значение параметров}}{\text{ошибка среднего значения параметров}} \quad (2)$$

Анализ связи проективного покрытия черники *Vaccinium myrtillus* L. в диапазоне от 0,8 до 18% и *V. vitis-idaea* в диапазоне 0,7–5% показал синхронное положительное возрастание обилий обоих видов (адаптационное взаимодействие: благоприятствование [15], на возрастном градиенте сосняка мшистого вне зависимости от происхождения сообществ (рисунок 1).



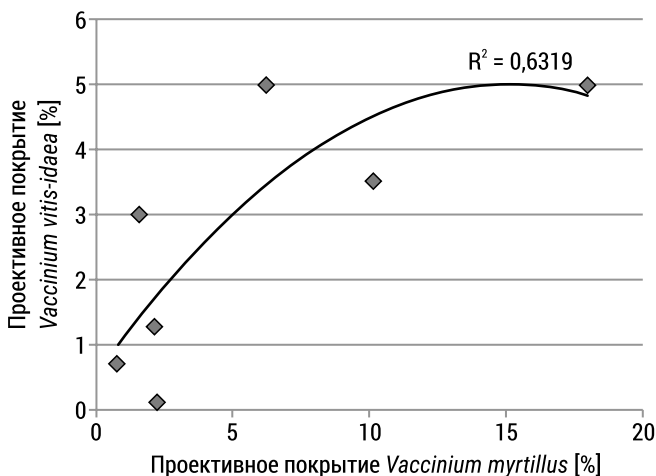
ПРИМЕЧАНИЯ: ЛК – лесные культуры, НЕП – насаждения естественного происхождения
 РИСУНОК 1. Связь проективного покрытия *V. myrtillus* и *V. vitis-idaea* в сосняках мшистых различного возраста и происхождения

FIGURE 1. Relationship between the projective cover of *V. myrtillus* and *V. vitis-idaea* in the pine forest with mosses of various age and origin

Исключение – культуры сосны в возрасте спелости, в которых обилие данных видов синхронно снижается, что возможно, связано с усилением конкуренции между синузиями.

Существование растительных сообществ, состоящих из определенного множества растений – представителей разных видов, свидетельствует, что растения адаптированы к произрастанию в данных условиях при помощи приспособительных (адаптационных) взаимодействий [15]. Синхронная достоверная положительная изменчивость при невысоких проективных покрытиях ($r = +0,85$, $p = 0,032$) *V. myrtillus* до 20% и *V. vitis-idaea* до 5% в изученных сообществах

(рисунок 2), что подтверждает данные полученные О.В. Созиновым относительно диапазона невысоких обилий изученных видов кустарничков [16].



ПРИМЕЧАНИЕ: линия аппроксимации 2 степени

РИСУНОК 2. Взаимоотношения *V. myrtillus* и *V. vitis-idaea* на градиенте их обилий (до 5% *V. vitis-idaea* и до 20% *V. myrtillus*)

FIGURE 2. The relationship of *V. myrtillus* and *V. vitis-idaea* on the gradient of their projective cover (up to 5% *V. vitis-idaea* and up to 20% *V. myrtillus*)

4. Выводы

Таким образом, в сосняках мшистых заказника «Гродненская Пуща» (Беларусь), которые сформированы на умеренно влажных, кислых, небогатых по трофности слабоподзолистых песчаных почвах при умеренном световом режиме, популяции *V. vitis-idaea* с высокими значениями проективного покрытия, высоты и урожайности побегов характерны приспевающим, спелым и перестойным насаждениям. Выявлена связь обилия и урожайности *Cormi Vitis idaeae* (воздушно-сухое сырье): урожайность (t/m^2) = $-3,03253 + 1,79386 \cdot$ проективное покрытие (%), которая характеризуется достаточно высоким качеством модели ($r^2 = 0,73$). На ресурсно-ценотические характеристики *V. vitis-idaea* значительно влияет ($\eta^2 > 70\%$, $p < 0,05$) режим освещённости, увлажнения и кислотности почвы, при этом отмечена нелинейная зависимость ($k = 4,2 - 4,5$) изменчивости между параметрами и факторами среды (эдафические, увлажнение и освещённость). Установлено, что положительные биотические взаимоотношения (благоприятствование) ($r = +0,85$, $p = 0,032$) при невысоких проективных покрытиях характерны между популяциями *V. myrtillus* (до 20%) и *V. vitis-idaea* (до 5%).

Библиография

1. FAO. *Global Forest Resources Assessment 2020: Main report*. Rome, <https://doi.org/10.4060/ca9825en> [access: 21.03.2021].
2. Старицын В.В., Беляев В.В., *О современном состоянии ресурсов брусники (*Vaccinium vitis-idaea* L.) и черники (*Vaccinium myrtillus* L.) в лесах Архангельской области* / Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки 2014, 2(71).
3. Чиркова Н.Ю., Егошина Т.Л., *Демографические характеристики ценопопуляций *Vaccinium vitis-idaea* L. в условиях южнотаежных лесов Кировской области*, Вестник ОУГ 2007, 12(96).
4. Alam Z., Roncal J., Peña-Castillo L., *Genetic variation associated with healthy traits and environmental conditions in *Vaccinium vitis-idaea**, Alam et al. BMC Genomics 2018, 19, 4(2).
5. Морозов О.В., *Брусника обыкновенная (*Vaccinium vitis-idaea* L.) в сосновых лесах Беларуси*, Право и экономика, Минск 2006.
6. Курилович Т.В., *Брусника: культивирование как альтернатива заготовкам сырья в естественных местообитаниях*, Лекарственное растениеводство: от опыта прошлого к современным технологиям 2015, 118.
7. Государственная фармакопея Республики Беларусь. Общие и частные фармакопейные статьи Разработана на основе Европейской Фармакопеи, Том II, Минск 2007.
8. Ипатов В.С., *Методы описания фитоценоза*, Санкт-Петербург 2000.
9. Буданцев А.Л., *Ресурсоведение лекарственных растений: Метод. пособие к про-изв. практике для студентов фармацевт. факульт., М-во здравоохранения Рос. Федерации, С.-Петерб. гос. хим.-фармацевт. акад., Санкт-Петербург 1999.*
10. Егоров А.А., *Ботаническое ресурсоведение: методические указания для студентов на-правления подготовки 35.03.01 «Лесное дело», СПбГЛТУ, Санкт-Петербург 2015.*
11. Ellenberg H., *Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas Gottingen*, 1991.
12. Минеева В.Г., *Практикум по агрохимии*, Изд-во МГУ, Москва 2001.
13. Плохинский Н.А., *Биометрия*, Издательство Московского университета, Москва 1970.
14. Садковская А.И., Созинов О.В., *Ресурсно-ценотическая характеристика *Vaccinium vitis-idea* разновозрастных сосняков мишистых*, Часть 4, Первый шаг в науку – 2018: сборник материалов Международного форума студенческой и учащейся молодежи в рамках Международного научно-практического форума «INMAX'18» (Минск, 4–5 декабря 2018 г.), В 4 ч., Лаборатория интеллекта, Минск 2018.
15. Ипатов В.С., Кирикова Л.А., *Фитоценология*, Изд-во СПбГУ, Санкт-Петербург 1998.
16. Созинов О.В., *Фитоиндикация в ботаническом ресурсоведении: качественные и ко-личественные характеристики лекарственных растений на эколого-ценотиче-ских градиентах*: автореф. дис. докт. биол. наук: 03.02.08; 03.02.01, Рос. акад. наук, Санкт-Петербург 2018.

Rozdział 7

The estimation of morphostructure variability of *Rubus arcticus* L. in the Vyatka-Kama interfluve

Yulia Gudovskikha*, Ekaterina Luginina**

*(gudovskih.yulia@mail.ru)

** (etl@inbox.ru)

Abstract. Variability characteristics of the Arctic bramble *Rubus arcticus* L. morphological structure were studied in different habitats within the Vyatka-Kama (Kirov region, Russia) interfluve area. As a result, a high level of variability of the studied parameters was defined. Furthermore, reliable differences and correlations between morphological parameters of the species were marked in plant communities of the investigated area.

Key words: Arctic bramble, Kirov region, morphostructure variability, non-wood forest resources

1. Introduction

It is common knowledge that any plant is a multifeatured biological system, and variability and contingency of its morphometric parameters demonstrate the potential abilities of the species and its reaction norms toward phytocoenotic surroundings, which allows one to define the species' vital conditions. The variability of linear parameters, along with the variability of productivity and polyvariety of vital states, is a result of the relations between the organism and the environment [1, 2]. Thus, the studies of the variability of structural parameters of rare plant species or those living in limitative environmental conditions become essential, as these plants are the most sensitive to their surroundings. Complex analyses and studies of the mechanisms of species' resistance in natural biotopes help one develop valid methods of rational use, conservation, and sustenance of populations. One of these species is the Arctic bramble *Rubus arcticus* L. spread in Northern and Eastern Europe, North-Eastern and Eastern Asia, and Northern America [3, 4]. *R. arcticus* is included in the lists of rare and threatened species of certain regions, namely the IUCN Red List of Threatened Species [5] and the Nature Serve Explorer database.

In the Kirov region, *R. arcticus* inhabits the southern border of its range [6] and is rarely found, mostly in small-leaved and coniferous marshy forests, mixed forests, afforested wood edges, and wet openings [7, 8, 9], edges of mesotrophic and upland bogs, on wet meadows overgrowing with a brush.

The study aimed to estimate the level of variability of morphometric parameters of the Arctic bramble in different conditions of the habitats.

2. Materials and methods

The study area is located in the subzone of the Kirov region's medium and southern taiga forests, included in the Vyatka-Kama interfluvium. To estimate the essential and relatively stable characteristics of plant communities (moisture level, soil richness, disturbance limitations), we used the methods suggested by the researchers [10–13]. Community disturbance limitation is an important factor that affects the character of phytocoenoses and is widely used by researchers in ecological dynamic approaches to the classification of plant communities [10, 12]. The studied communities were grouped according to the restoration stages after disturbance. The communities with disturbance limitation of less than ten years on initial stages of succession (meadows and openings), where the Arctic bramble was registered, were usually characterized by poor drainage, a relatively high moisture level (the communities were wet) as well as high (mixed-herbs-*Comarum* meadow, *Deschampsia*-mixed-herbs-sphagnum opening, *Deschampsia*-mixed-herbs meadow) and medium (*Deschampsia*-mixed-herbs opening, *Deschampsia*-*Comarum* meadow, *Deschampsia*-mixed-herbs meadow) level of soil richness.

The communities with intermediate stages of succession (10–60 years) were presented by *Deschampsia*-mixed-herbs aspen forests on the wet, poorly drained areas with relatively rich soils.

The majority of studied communities in the region are characterized by more belated stages of secondary succession (disturbance limitation of more than sixty years). These habitats are presented by wet and poorly drained medium rich (bilberry-moss birch forest) and rich communities (*Deschampsia*-mixed-herb sphagnum birch forest, *Filipendula*-mixed-herb birch forest); medium rich normally drained (mixed herb-green moss birch forest, bilberry-green moss pine forest) and medium rich marshy (marshy-herb birch forest, marshy-herb pine forest) habitats. The tree stand of the communities with disturbance limitation of more than sixty years is composed of *Betula pubescens* Ehrh., *Picea abies* (L.) H. Karst, *Picea ×fennica* (Regel) Kom. and *Pinus sylvestris* L., with *P. abies* and *P. ×fennica* dominating in the understory.

During the flowering stage in the plant communities, the following morphological parameters of generative above-ground partial sprouts (generative APS) of *R. arcticus* were measured (Fig. 1): height of the generative APS (H) (cm), number of internodes (I_{Lp}) (pcs), length (L_{pet}) and width (Wh_{pet}) of the central lobe of the leaf

of the 3rd internode from the base of the sprout (cm), length of leaf's petiole ($N_{fol.pet}$) of the 3rd internode from the base (cm), length of the pedicle (N_1) (cm), number of flowers (NI) (pcs).

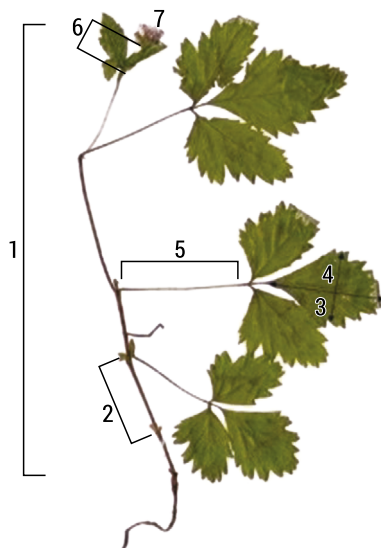


FIGURE 1. Morphological parameters of generative APS of *R. arcticus*. Legend: 1 – length of generative APS (cm); 2 – number of internodes (pcs); 3, 4, 5 – length and width of the central lobe, length of the leaf's petiole of the 3rd internode from the base (cm); 6 – length of the pedicle (cm); 7 – number of flowers (pcs)

The significance of differences in mean values ($M \pm m$) of the studied parameters of *R. arcticus* generative APS was tested with single-factor analyses of variance. For paired comparisons of group mean values in the samples, the HPC05 and Tukey's HSD tests were used. In addition, correlation analyses were used to estimate the connection between the morphometric parameters of generative APS. Correlation coefficients (r -Pearson) were considered reliable at $P \leq 0.05$.

The studied parameters were estimated with the coefficient of variability (CV) according to the scale of variability for dwarf subshrubs life forms: $CV < 7\%$ – very low, $CV = 7-15\%$ – low, $CV = 16-25\%$ – medium, $CV = 26-35\%$ – elevated, $CV = 36-50\%$ – high, $CV > 50\%$ – very high level [13].

3. Results

In the plant communities with initial stages of succession (disturbance limitation up to ten years), the generative APS were reliably higher in wet habitats with medium-rich soils (average 13.42 ± 0.29 cm) than in the eutrophic ones (the APS height reaches 12.38 ± 0.27 cm) (table 1). Furthermore, variability of the parameter is higher on rich

and medium-rich soils – 34% and 26%, correspondingly. Usually, two to eight internodes (Fig. 2B) were formed on the generative APS, average – 5; variability of the parameter in the studied communities was medium (22–25%).

Parameters of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout are characterized by very high and high levels of variability (CV = 37–63%), except for the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout in medium-rich wet habitats, which variability is medium and reaches 25%.

The height of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout in medium-rich communities (2.86 ± 0.11 cm) is slightly lower than the one in the eutrophic habitats (2.90 ± 0.07 cm). The width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout is insignificantly higher in the medium-rich communities (3.07 ± 0.07 cm) compared to the eutrophic ones (2.44 ± 0.06 cm) (Fig. 2A). The length of the petiole of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout is reliably higher (2.54 ± 0.08 cm) in rich habitats compared to the medium-rich ones (2.08 ± 0.11 cm).

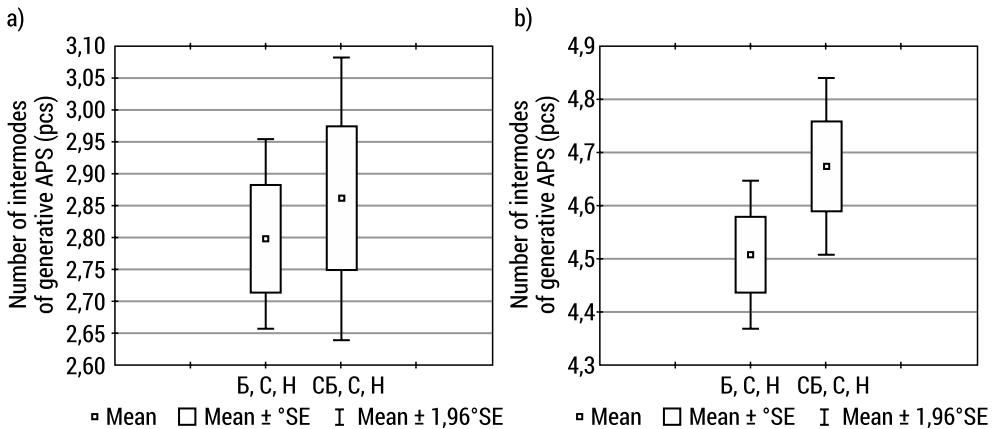


FIGURE 2. The width of the central lobe (A) of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout and a number of internodes (B) of the generative APS *R. arcticus* in communities with different levels of soil richness and moisture in initial stages of secondary succession (H). Legend: B, C – rich, wet; CB, C – medium-rich, wet

In the studied communities of initial stages of succession, up to four flowers were formed on the generative APS (average – 1); the parameter is highly variable (CV = 43–48%). The length of the pedicle in the eutrophic habitats is reliably higher (2.39 ± 0.07 cm) than in the medium-rich ones (2.09 ± 0.08 cm, CV = 22–25%).

Morphometric parameters of plants inhabiting areas with initial stages of secondary succession are characterized by a low number of correlations compared with other studied communities. In wet and eutrophic habitats, the height of the generative APS shows different levels of correlation with the other studied parameters ($r = 0.18–0.52$; $P < 0.05$), except for the petiole length of the leaf of the 3rd internode from the base

of the sprout (Fig. 2). A medium correlation ($r = 0.23-0.39$; $P < 0.05$) is marked between the length and width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout, a number of internodes, between the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the APS and a number of flowers on the APS, number of internodes. A weak correlation ($r = 0.17-0.18$; $P < 0.05$) is marked between the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the APS and a number of flowers between a number of internodes and the length of the pedicle.

In wet and medium-rich communities, the parameters show different levels of correlation ($r = 0.18-0.47$; $P < 0.05$). Almost all studied parameters correlate with the height of the generative APS, except for the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the APS and a number of flowers. A negative correlation was marked between the length and the width of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout ($r = -0.17$; $P < 0.05$). On the other hand, the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout shows a positive correlation with the length of the pedicle, a number of flowers, and internodes; a number of internodes correlate with the length of the pedicle and a number of flowers.

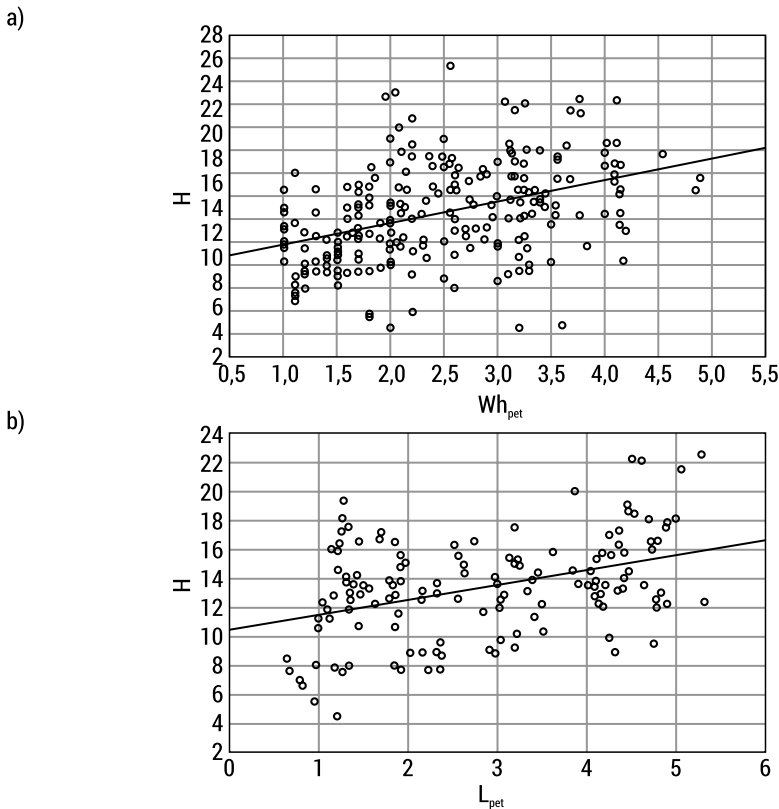


FIGURE 3. Correlation between the height of the generative APS (H), the width (A), and the length (B) of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout in wet and eutrophic habitats with initial stages of secondary succession.

TABLE 1. Morphometric parameters of the generative APS of *Rubus arcticus* in different types of habitats in the Kirov region

Parameter, unit	Eutrophic (rich) and wet		Medium-rich and wet		Eutrophic (rich) and wet		Medium-rich and wet		Medium-rich and normally drained		Medium-rich marshy		F-test ($F_{3,m}$)	Level of significance (p)	Criterion of the least significant difference, $HPC_{0.5}$ (cm)
	initial stages of secondary succession		intermediate stages of secondary succession		Eutrophic (rich) and wet		Medium-rich and wet		Medium-rich and normally drained		Medium-rich marshy				
H , cm	12.38±0.27	13.42±0.29	16.90±0.78	12.91±0.24	19.46±0.69	10.81±0.32	13.50±0.52	27.14	0.00	2.10					
	34	26	27	30	19	34	30				30				
L_{per} , cm	2.90±0.07	2.86±0.11	2.65±0.11	3.33±0.06	2.54±0.13	3.97±0.09	3.57±0.11	27.55	0.00	0.52					
	37	47	24	24	27	25	23				23				
Wh_{per} , cm	2.44±0.06	3.07±0.07	4.04±0.15	2.54±0.04	4.18±0.17	3.22±0.08	3.10±0.17	44.59	0.00	0.46					
	38	25	22	24	22	29	43				43				
$N_{fol,per}$, cm	2.54±0.08	2.08±0.11	2.19±0.08	3.04±0.07	1.94±0.06	3.31±0.12	2.76±0.07	22.99	0.00	0.60					
	52	63	21	36	17	40	18				18				
N_L , cm	2.39±0.07	2.09±0.08	1.71±0.18	1.72±0.08	2.05±0.26	1.25±0.10	1.18±0.13	17.07	0.00	0.51					
	43	48	62	53	60	59	66				66				
N_r , pcs	1.42±0.06	1.26±0.05	1.06±0.04	1.15±0.04	1.09±0.06	1.24±0.07	1.14±0.06	4.31	0.00	0.32					
	52	48	23	36	27	49	31				31				
l_{LP} , pcs	4.51±0.07	4.67±0.08	4.86±0.17	4.85±0.09	4.47±0.17	4.51±0.08	4.85±0.17	2.12	0.05	0.64					
	25	22	21	31	21	20	27				27				

*Note: the nominator shows average values and standard errors ($M \pm m$); denominator – Cv (coefficient of variation, %)

Plant communities with the Arctic bramble with intermediate stages of succession (10–60 years) are presented by *Deschampsia*-mixed-herb aspen forests with relatively rich soils and poor drainage. The height of the generative APS in this type of community is characterized by an elevated level of variability (CV = 27%), and varies from 6.9 to 24.20 cm, with an average of 16.90 ± 0.4 cm. The generative APS forms 5 ± 0.17 internodes on average, varying from 3 to 7 (CV = 21%).

Parameters of the leaf of the 3rd internode from the base of APS and generative features of the plant in the communities show a medium variability level (CV = 21–24%), except for the length of the pedicle, which varies significantly from 0.23 to 3.96 cm (CV = 62%). The length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS reaches 2.65 ± 0.4 cm on average, and varies from 1.36 to 4.10 cm, the width – an average of 4.04 ± 0.4 cm, varies from 2.13 to 5.60 cm, the petiole length – an average of 2.19 ± 0.4 cm, varies from 1.39 to 3.69 cm. One flower is usually formed on the sprout.

A medium positive correlation is marked between the length of the petiole and the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of the sprout ($r = 0.41$; $P < 0.05$), and between a number of flowers and the pedicle length ($r = 0.41$; $P < 0.05$).

On belated stages of secondary succession (disturbance limitation of more than sixty years), the average height of the generative APS is significantly higher in wet habitats of medium richness, compared to medium-rich wet and normally drained, and reaches 19.46 ± 0.4 cm. The variation coefficient of the APS height varies from 19% to 34%, the leaf width – varies from 22% to 43%. No reliable difference between the values of the width of the leaf of the 3rd internode from the base of APS was marked in the conditions of medium-rich normally drained and medium-rich marshy habitats (Fig. 4A). It was defined that an average number of internodes in medium-rich habitats on normally drained and wet soils was equal (Fig. 4B).

In the studied plant communities, the generative APS form 2 to 10 internodes, and the variability is medium to elevated (CV = 20–31%).

Parameters of the leaf of the 3rd internode from the base of the APS show medium to high variability levels (CV = 17–43%). The length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS in medium-rich and wet habitats varied from 0.98 to 2.50 cm and is relatively stable (CV = 17%). The maximum variability levels (CV = 43%) were marked for the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS in marshy and rich habitats – 0.51 to 5.77 cm.

The maximum average length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS was marked for plants from medium-rich and normally drained areas (3.97 ± 0.06 cm), the minimum – for medium-rich and wet (2.54 ± 0.13 cm). The minimum mean values were defined for the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS in rich and wet habitats (2.54 ± 0.04 cm), the maximum – for plants in medium-rich normally drained areas (3.31 ± 0.2 cm).

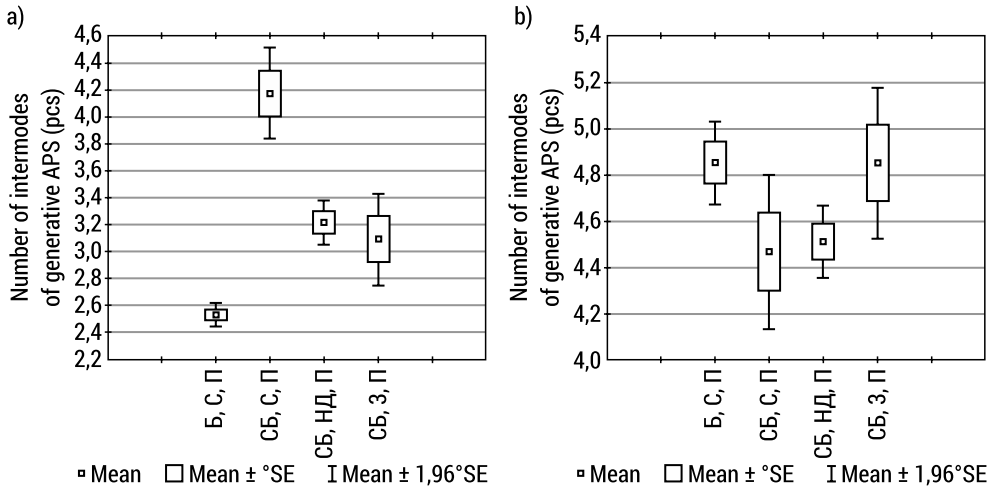


FIGURE 4. The width of the leaf of the 3rd internode from the base of APS (A) and a number of internodes (B) in different conditions of moisture and soil richness on belated stages of secondary succession (Π)

The variation of the generative parameters is medium to high (CV = 27–66%). 1 to 4 flowers are formed on generative APS; variability level elevated to high (CV = 27 – 49%). The pedicle length varies from 0.1 to 4.30 cm, with the variation level being very high (CV = 53–66%).

The correlation analyses showed that in eutrophic and wet habitats, morphological parameters of the plants demonstrate a low integration degree ($r = 0.20-0.29$; $P < 0.05$): the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS shows correlation with its width; the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS – with length of the petiole of the leaf of the 3rd internode from the APS base. Furthermore, a number of internodes are positively connected with the length of the petiole of the leaf of the 3rd internode from the APS base and a number of flowers; negatively – with the pedicle length ($r = -0.25$; $P < 0.05$).

Among the parameters of plants inhabiting medium-rich and normally drained areas, a negative correlation between the height of the generative APS and the length of the petiole of the leaf of the 3rd internode from the APS base was marked ($r = -0.40$, $P < 0.05$), between the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS and the pedicle length ($r = -0.50$, $P < 0.05$); a positive correlation – between the length and the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS ($r = 0.36$, $P < 0.05$).

Analyses of the morphometric parameters of the species in marshy habitats of medium richness showed that the length of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS demonstrates a strong negative correlation with the pedicle length ($r = -0.71$, $P < 0.05$) and positive – with the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS ($r = 0.57$, $P < 0.05$). The height of the generative APS correlates with the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode

from the base of APS and a number of internodes ($r = 0.39-0.42$, $P < 0.05$). A negative correlation was marked between the width of the central lobe of the leaf of the 3rd internode from the base of APS and the pedicle length ($r = -0.44$, $P < 0.05$).

A medium positive correlation was marked between a number of internodes and the length of the leaf of the 3rd internode from the base of APS ($r = 0.47$; $P < 0.05$).

4. Conclusions

The studied morphometric parameters of *R. arcticus* are characterized by a wide total variation – from medium to very high (CV 17 to 63%). No parameters showed a low level of variation. Using Fischer's ratio test, the single-factor analyses of variance showed significant differences between the studied parameters in various habitat types in the Kirov region. The variation estimation in paired comparison of mean values between the morphological parameters using HPC05 and Tukey's HSD test demonstrated a statistically reliable influence of the habitats' conditions on the species' morphostructure, except for a number of internodes (the parameter showed no reliable differences within the studied coeno range).

Acknowledgements. The Authors are grateful to their colleagues from the Department of Plant Ecology and Resources of the Russian Research Institute of Game Management and Fur Farming (Kirov, Russia) for the support during the collection of field data; to scientific advisors from the Laboratories of Ecology of Plant Communities and Geobotany of V. L. Komarov Botanical Institute of the Russian Academy of Science (Saint Petersburg, Russia), and Head of the Department of Biogeography and Nature Conservation of the Saint Petersburg State University – A.A. Egorov – for methodical support during data processing and interpreting.

References

1. Zlobin Yu.A., *Principles and methods of investigation of coenotic populations of plants*, Kazan 1989.
2. Zlobin Yu.A., *Population ecology of plants: current state, growing points*, Sumy 2009.
3. Kurtto A., Weber H.E., Lampinen R., Sennikov A.N., *Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. 15. Rosaceae (Rubus)*, Helsinki 2010.
4. Hulten E., Fries M., *Atlas of north European vascular plants north of the tropic of Cancer*, v.2, Königstein 1986.
5. *The IUCN Red list of threatened species*, web pages, www.theiucnredlist.org [access: 29.03.2021].
6. Schmidt V.M., *Ranges of medicinal and related plant of USSR: atlas*, Leningrad 1990.
7. Tarasova E.M., *Flora of Vyatsky Krai. P. 1. Vascular plants*, Kirov 2007.
8. Gudovskikh Yu.V., Egorova N.Yu., Egoshina T.L. *State of Rubus arcticus (Rosaceae) coenopopulations in Kirov region*, Botanicheskii Zhurnal, 2020, V. 105, 8.

9. Gudovskikh Yu.V., Luginina E.A., Egoshina T.L., *Ecological and biotopic parameters and resilience of arctic bramble (Rubus arcticus L.) in Kirov region*, IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 2021, 42–59.
10. Fedorchuk N.V., Dyrenkov S.A., Melnitskaya G.B., Egorov A.A., Chernov I.M., Zotikova R.G., Федорчук В.Н., Дыренков С.А., Мельницкая Г.Б., Егоров А.А., Чернов И.М., Зотикова Р.Г., *Identification guide to the forest types of Leningrad region*, Leningrad 1978.
11. Fedorchuk N.V., Egorov A.A., Gauberville K., Chernov I.M., *Brief guide to forest types of Leningrad region*, Saint-Petersburg 2002.
12. Andreeva E.N., Bakkal I.Yu., Gorshkov V.V., Lyanguzova I.V., Maznaya E.A., Neshataev V.Yu., Neshataeva V.Yu., Stavrova N.I., Yarmishko V.T., Yarmishko M.A., *Methods of studies of forest communities*, Saint-Petersburg 2002.
13. Fedorchuk V.N., Neshataev V.Yu., Kuznetsova M.L. *Forest ecosystems of north-western regions of Russia: typology, dynamics, economical peculiarities*, Saint-Petersburg 2005.
14. Mamaev S.A., Chuyko N.M., *Individual variability of parameters of leaves of wild-growing stone-bramble species*, Trudy Instituta Ekologii Rastenii i Zhivotnykh, Individual and ecological-geographic variability of plants, Sverdlovsk 1975.

Rozdział 8

Экологические характеристики возрастных рядов культуры и насаждений естественного происхождения сосняков мшистых в заказнике «Гродненская Пушча»

Chapter 8

Ecological characteristics of the age series of culture and natural origin plantations of mossy pine forests in the reserve “Grodnenskaya Pushcha”

Анна Ивановна Садковская*, Олег Викторович Созинов**

(*a_sadkovskaya@list.ru), (**ledum@list.ru)

Abstract. The studies were carried out in 2019 on the territory of the landscape reserve Grodnenskaya Pushcha (Grodno region, Belarus) in which 26 natural and artificial communities of pine forests with mosses (*Pinetum pleuroziosum*) were studied on a age range from 5 to 113 years, using the trial plot method (400 m²). Phytoindication of ecological regimes on the scales proposed by H. Ellenberg showed a tendency to decrease illumination, moisture, and trophy and an increase in acidity in the age range of pine forests with mosses. The ecological interpretation of the components (the Principal Component Analysis) of the studied pine forest communities showed that the main factors responsible for the formation of the time series of natural and artificial pine forests with mosses are forestry activities, illumination regime, and soil trophy.

Key words: age range of tree-stands, environmental factors, Grodno Forest, mossy pine forest, ordination, *Pinetum pleuroziosum*, reserve

1. Введение

Изучение динамических изменений пространственно-временных рядов лесных сообществ при долгом отсутствии влияния пирогенного фактора в конкретных типах местообитаний на протяжении длительного диапазона сукцессии в условиях особо охраняемых природных территорий является актуальным предметом исследований в геоботанике, лесоводстве, охране природы. Большинство работ данного типа посвящены изучению динамических процессов только древостоя [1–3], с минимальным акцентом на изменчивость живого напочвенного покрова. В работах, направленных на изучение живого напочвенного покрова лесов при демуляции, часто касаются отдельных диапазонов возрастного ряда лесов, либо проводят сравнение различных типов лесов одной формации (например, сосновых) разного возраста и происхождения [4–7].

Цель работы – выявить основные экологические факторы, определяющие ценоотическую изменчивость возрастных рядов сосняка мшистого (*Pinetum pleuroziosum*) в условиях заказника «Гродненская Пуца» (Гродненский район, Гродненской области Беларуси; UTM: 34UFE3).

2. Материалы и методы

Исследования проводили летом 2019 года на территории ландшафтного заказника республиканского значения «Гродненская Пуца» (Августовское лесничество Гродненского лесхоза), который располагается в Гродненском районе в приграничье с Польшей и Литвой и является частью трансграничного лесного массива – Августовской пуцы (UTM: 34UFE3). Нами в 2019 году заложено 26 пробных площадей (400 м²) в разновозрастных сообществах сосняка мшистого от I класса возраста до VI класса возраста (таблица 1), на которых проведены полные геоботанические описания [8]. Все фитоценозы сосняка мшистого сформированы на слабоподзолистых песчаных почвах на мощных рыхлых водно-ледниковых песках (рисунок 1). В ходе исследований проведен полный учёт видового состава фитоценозов (включая эпигейные мхи и лишайники), сделаны сборы растений, их определение таксономической принадлежности [9–11] и гербаризация [12]. Около 70 гербарных сборов хранятся в GRSU, MSK, LE и MW. Ординацию изученных сообществ проводили по методу главных компонент (РСА: оценка по ковариациям) на основе встречаемости видов растений всех ярусов сообществ в программе PAST 3.20 [13]. Унификацию обилия древостоя, подроста и подлеска с живым напочвенным покровом проводили по шкале О. Друде с использованием градаций обилия Ю.Н. Нешатаева [14].

ТАБЛИЦА 1. Таксационные характеристики возрастных рядов сосняков мшистых

TABLE 1. Forest inventory characteristics of the age series of pine forests with mosses

Класс возраста	Лесные культуры		Насаждения естественного происхождения	
	Возраст древостоя, лет	Предшественники	Возраст древостоя, лет	Предшественники
I класс (0–20 лет)	5	пахотное поле	14	пахотное поле
	17	сосняк мшистых		
II класс (21–40 лет)	26	сосняк мшистых	27	лесные насаждения
III класс (41–60 лет)	47	лесные насаждения	57	лесные насаждения
	52			
	57			
IV класс (61–80 лет)	72	лесные насаждения	67	лесные насаждения
	77		77	
V класс (81–100 лет)	87	лесные насаждения	87	лесные насаждения
VI класс (101–120 лет)	–	–	112	лесные насаждения
			112	

Примечание: нет пробных площадей в данном классе возраста

Примечание: красная точка – пробная площадь, численные обозначения на карте номера кварталов/площадь, выделов/площадь

1. Слабоподзолистая песчаная почва на мощных рыхлых водно-ледниковых песках;
2. Глееватая супесчаная почва на рыхлой водно-ледниковой супеси, скрепленной рыхлым песком, подстилаемом озерно-ледниковой глиной до 1 метра;
3. Торфяно-болотные почвы на слаборазложившихся древесно-пушицево-сфагновых торфах, подстилаемых песком рыхлым;
4. Торфяная почва на мелких сильно разложившихся древесно-осоково-разнотравных торфах, подстилаемых песком рыхлым;
5. Иловато-торфяная почва на среднемощном сильно разложившихся ольхово-разнотравно-осоковых торфах, подстилаемых песком рыхлым;
6. Иловато-торфяная глеевая почва на сильно разложившихся ольхово-разнотравно-осоковых торфах, подстилаемых песком рыхлым;
7. Дерновая оподзоленная временно избыточно увлажненная песчаная почва на связанном аллювиальном песке, смешанном рыхлым песком.

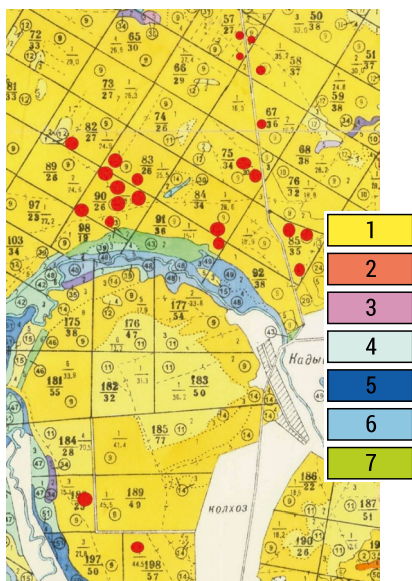


РИСУНОК 1. Положение пробных площадей на почвенной карте Августовского лесничества [18]

FIGURE 1. Position of sample plots on the soil map of the Augustów Forest [18]

Для интерпретации факторов использовали данные по биоэкологии видов растений: 1) ценотические группы растений – это группы видов, объединённые по их сходной приуроченности к основным типам растительности конкретного региона [15], а также 2) значения экологических режимов изученных биотопов на основе фитоиндикации [16] и инструментально измеренных эдафических факторов (рН, гумус, P_2O_5 , K_2O) корнеобитаемого горизонта [17].

3. Полученные результаты

В естественных разновозрастных сообществах сосняка мшистого, согласно проведенному анализу экологических режимов по шкалам Г. Элленберга [16], отмечена тенденция уменьшения освещённости, трофности и возрастания кислотности почвы (рисунок 2).

В лесных культурах наблюдается тенденция к уменьшению освещенности от молодняков (6,44 балла) до средневозрастных (6,07 балла). Увлажнение в разновозрастных искусственных сосняках мшистых варьирует от 2,79 балла до 3,19 балла, кислотность – 2,38–2,78 балла, содержание азота в почве – 0,92–1,58 балла. Факторный анализ (РСА) изученных фитоценозов сосняка мшистого выявил 5 главных компонент, 3 из которых нами экологически интерпретированы и составляют 48,26% от общей дисперсии (таблица 2).

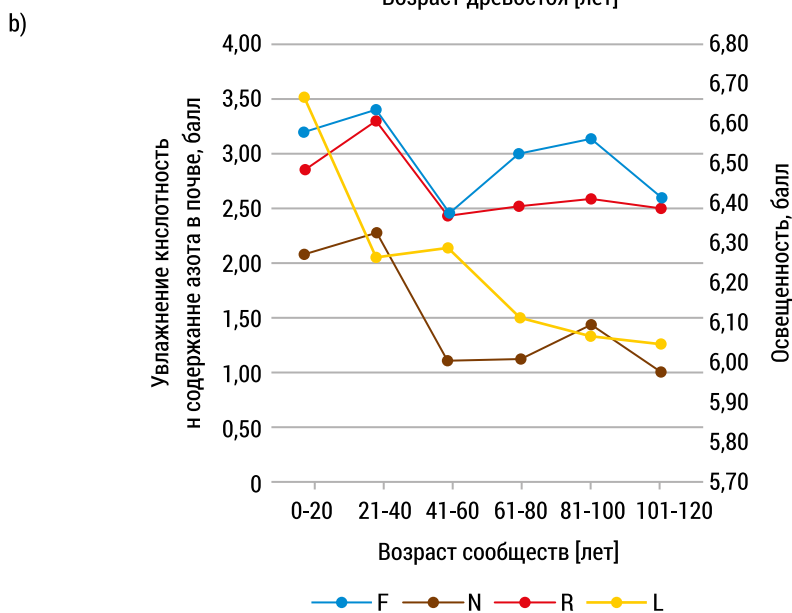
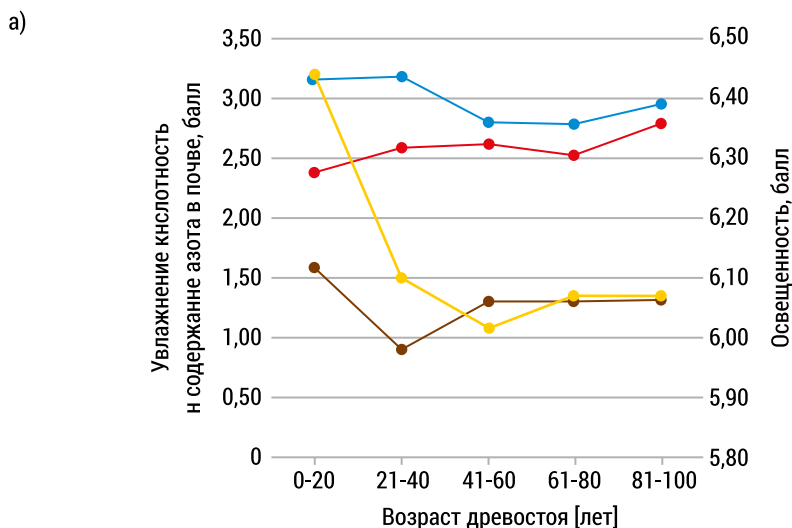


РИСУНОК 2. Изменение экологических условий в искусственных (А) и естественных (Б) разновозрастных сообществах сосняка мшистого. Примечание: L – освещенность, балл; F – увлажнение, балл; R – кислотность, балл; N – содержание азота в почве, балл

FIGURE 2. Changes in environmental conditions in artificial (A) and natural (B) mossy pine communities of different ages

ТАБЛИЦА 2. Главные компоненты матрицы встречаемости видов растений разновозрастных сосняков мшистых

TABLE 2. Main components of the co-occurrence matrix of plant species of mossy pine forests of different ages

Главная компонента	Собственное значение	Дисперсия, %
1	5325,68	23,452
2	3093,88	13,624
3	2540,45	11,187
4	2076,84	9,146
5	1556,56	6,855

Максимальные значения положительных нагрузок первой компоненты на виды растений характерны *Pinus sylvestris* (растущее – 0,23 и сухостойное – 0,16) (I ярус древостоя), *Juniperus communis* (растущее – 0,12 и сухостойное – 0,41) и *Frangula alnus* (0,16) (подлесок), *Hylocomnium splendens* (0,34), *Pleurozium schreberi* (0,28), *Avenella flexuosa* (0,13), *Festuca ovina* (0,13), *Ptilium crista-castrensis* (0,11), *Vaccinium myrtillus* (0,18), *Vaccinium vitis-idaea* (0,36) (живой напочвенный покров), которые относятся к лесной ценотической группировке по классификации Н.Г. Улановой [15].

Отрицательные факторные нагрузки характерны сорным (сегетальным) видам *Melandrium album* (–0,18) и *Oenothera biennis* (–0,20). Сорная ценотическая группировка в большей степени (25–29%) встречается в начальных стадиях развития сосняка мшистого. В связи с этим первая главная компонента определена нами как лесохозяйственная деятельность, которая приводит к нарушениям живого напочвенного покрова, а также изменению режима освещённости и межвидовых конкурентных отношений.

Анализ факторных нагрузок второй компоненты на виды показал, что отрицательные значения нагрузок характерны для *Pinus sylvestris* (–0,14), *Quercus robur* (–0,12) – подрост, *Juniperus communis* (–0,42) – подлесок, *Dicranum polysetum* (–0,24) – живой напочвенный покров, которые относятся к факультативным гелиофитам. Положительные факторные нагрузки характерны более светлюбивым видам растений – в древостое *Betula pendula* (0,14), в живом напочвенном покрове *Rubus idaeus* (0,15). Второй главной компонентой, вероятнее всего, является световой режим сообщества.

Результат анализа факторных нагрузок третьей компоненты на виды показал, что отрицательные нагрузки характерны крайним олиготрофам – *Juniperus communis* (–0,33) (подлесок), *Calluna vulgaris* (–0,12), *Cladonia rangiferina* (–0,12), *Dicranum polysetum* (–0,50), *Melampyrum pratense* (–0,10), *Vaccinium myrtillus* (–0,10), *Vaccinium vitis-idaea* (–0,31) (рисунок 2). Положительные факторные нагрузки характерны мезотрофам – *Betula pendula* (0,20), *Frangula alnus* (0,16) (подлесок), *Hylocomnium splendens* (0,25), *Ptilium crista-castrensis* (0,19). Следовательно, по нашему мнению, третьей главной компонентой является трофность почвы.

Результат анализа факторных нагрузок первой компоненты на фитоценозы показал, что отрицательные значения нагрузок характерны искусственным и естественным соснякам мшистым на ранних стадиях развития: естественные и искусственные молодняки, в которых в состав живого напочвенного покрова входит 31–50% сорных и луговых видов по классификации Н.Г. Улановой [15] (таблица 3). Положительные нагрузки по первой компоненте характерны относительно сформированным естественным и искусственным соснякам мшистым (приспевающим и спелым), в которых доминирует лесная ценотическая группа (76–83%), а представители сорной группы изредка встречаются при нарушении живого напочвенного покрова (*Rumex acetosella*). Перестойным естественным соснякам характерны также положительные нагрузки, но с меньшими значениями (13,09–38,71). Это подтверждает нашу интерпретацию второй главной компоненты, как световой режим леса.

ТАБЛИЦА 3. Значения факторных нагрузок главных компонент на биотопы

TABLE 3. Values of factor loadings of principal components in the biotopes

ПП	Возраст, лет (происхождение)	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5
23	5 (ЛК)	-78,728	-7,2378	68,395	-58,483	78,166
6	6 (ЛК)	-258,120	-50,186	-16,536	66,010	66,655
17	15 (НЕП)	-114,800	17,169	62,469	-27,364	-88,858
25	17 (ЛК)	-6,971	69,167	-61,303	10,487	18,268
2	20 (ЛК)	-91,490	-21,368	-32,232	-27,689	-30,909
14	27 (ЛК)	-2,574	63,689	31,452	-50,951	-8,861
16	28 (НЕП)	-87,046	138,51	32,066	37,932	-57,623
5	48 (ЛК)	-8,600	-25,440	-38,383	-75,705	-13,553
15	53 (ЛК)	34,091	72,106	-34,264	-23,592	43,628
9	58 (ЛК)	-9,457	-72,316	-10,491	17,018	-37,189
13	58 (НЕП)	13,990	45,845	-84,215	14,984	-28,076
24	62 (ЛК)	20,756	12,25	-31,829	-62,036	23,019
4	68 (НЕП)	54,335	-57,272	18,163	-24,421	-11,468
22	72 (ЛК)	24,728	-60,797	-21,439	7,526	-21,141
10	73 (ЛК)	28,329	-34,129	33,353	61,117	-41,142
11	78 (ЛК)	44,803	-72,450	-29,084	8,378	-8,833
3	78 (НЕП)	32,303	-72,625	-34,626	-0,562	-20,031
18	82 (НЕП)	76,993	43,412	20,056	56,824	52,719
19	82 (ЛК)	56,897	-10,259	92,992	39,192	-20,329
20	82 (ЛК)	26,191	-68,982	57,397	9,610	57,794
21	87 (НЕП)	57,703	43,497	63,242	49,897	28,287
7	88 (ЛК)	51,462	-25,490	54,711	8,426	-19,676
8	88 (НЕП)	61,547	30,993	-23,628	47,217	16,073

ПП	Возраст, лет (происхождение)	РС 1	РС 2	РС 3	РС 4	РС 5
26	107 (НЕП)	38,710	59,074	-24,103	-23,064	12,135
12	113 (НЕП)	13,007	-16,260	-110,54	44,954	0,304
1	113 (НЕП)	21,946	-0,904	18,386	-105,71	10,641

Примечания: 1. НЕП – насаждения естественного происхождения; 2. ЛК – лесные культуры; 3. РС 1–5 – значения факторных нагрузок N-компонент; 4. ПП – пробная площадь

Молодая лесная культура в возрасте 6 лет сформирована на старопахотных землях, что, на наш взгляд, сказывается на его особом положении в системе экологических координат. Естественный жердняк (28 лет) по таксационным данным относится к типу леса – сосняк мшистый, но, на наш взгляд, он является переходной формой сосняка мшистого – антропогенно-производная ассоциация (рекреационная по ТКП [19]), что объясняет экологическую удалённость данного сообщества от других фитоценозов возрастного ряда (рисунок 3).

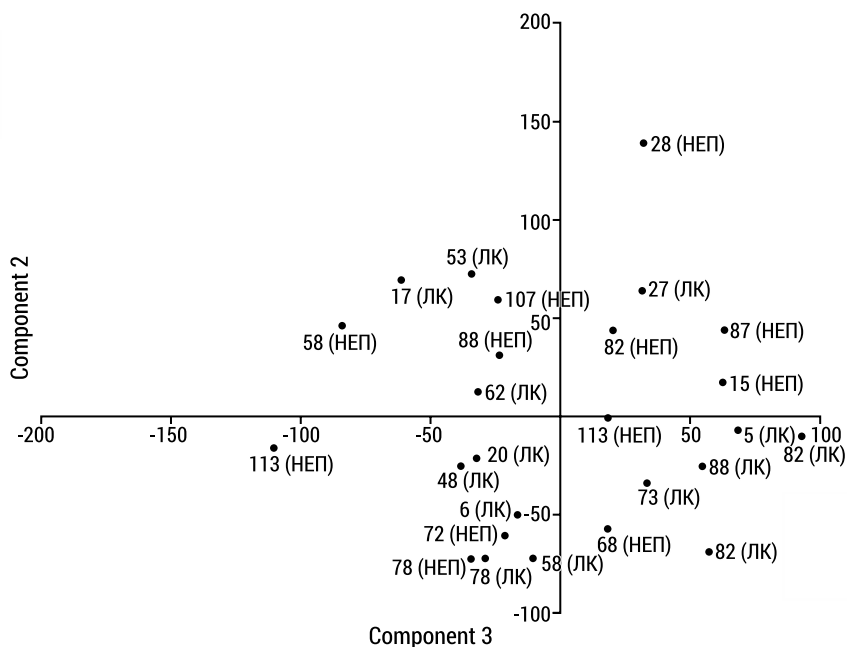


РИСУНОК 3. Положение разновозрастных естественных и искусственных сосняков мшистых в системе экологических координат (по второй и первой главных компонентах РСА). Примечания: 1. (НЕП) – насаждения естественного происхождения; 2. (ЛК) – лесные культуры; 3. № – возраст древостоев, лет

FIGURE 3. Position of natural and artificial mossy pine forests of different ages in the system of ecological coordinates (according to the second and first principal components of the PCA)

Анализ факторных нагрузок второй (режим освещенности) и третьей компоненты (трофность почвы) на растительные сообщества не дал значимой экологической дифференциации, так как уровень освещенности под пологом леса зависит от плотности кроны и полноты древостоя, а трофность – от микро- и мезорельефа, материнской породы, водного режима, возможно от начальных условий формирования лесного сообщества: на пахотных полях или на месте вырубок (рисунок 4).

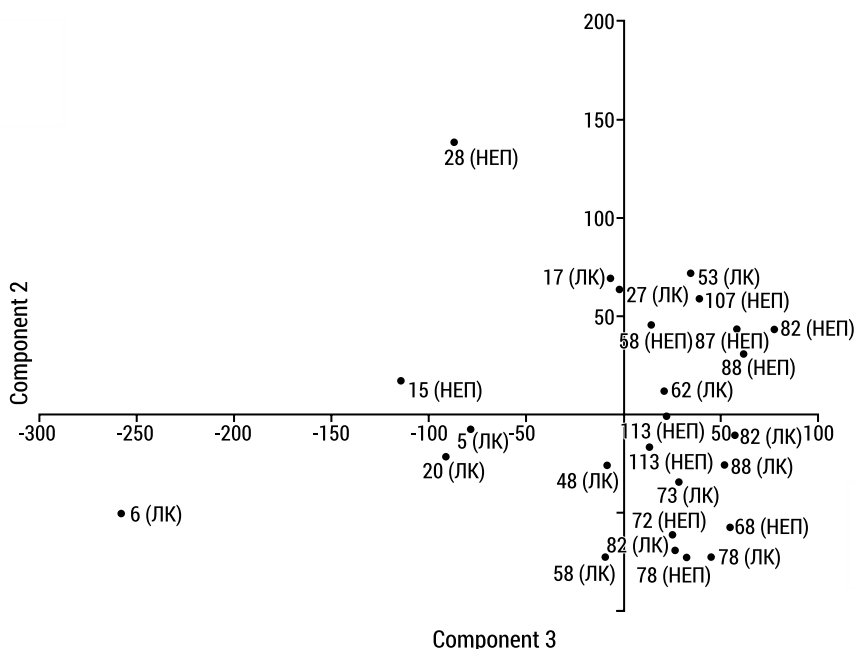


РИСУНОК 4. Положение разновозрастных естественных и искусственных сосняков мшистых в системе экологических координат (по второй и первой главных компонентах РСА). Примечания: 1. (НЕП) – насаждения естественного происхождения; 2. (ЛК) – лесные культуры; 3. № – возраст древостоев, лет

FIGURE 4. Position of natural and artificial mossy pine forests of different ages in the system of ecological coordinates (according to the second and first principal components of the PCA)

Экологическая интерпретация главных компонент многофакторного анализа видового состава разновозрастных сообществ сосняка мшистого, проведенного на выборке 6 фитоценозов сосняка мшистого [20] и на выборке 17 фитоценозов сосняка мшистого [21], подтвердилась при повторном анализе и увеличении выборки возрастного ряда естественных и искусственных сообществ сосняка мшистого до 26.

4. Выводы

Таким образом, анализ изменчивости экологических режимов, состава и структуры сообществ возрастного ряда сосняка мшистого (Гродненская Пуща) показал, что по мере увеличения возраста древостоя мы наблюдаем закономерное снижение освещённости, увлажнения и трофности а также возрастание кислотности, что в итоге приводит к формированию устойчивого биотопа для данного типа леса вне зависимости от происхождения. Основными экологическими факторами, формирующими возрастную ряд демуляции сосняков мшистых, являются: в первую очередь лесохозяйственная деятельность человека, а также режим освещённости и трофность почвы.

Библиография

1. Тимошок Е.Е., Скороходов С.Н., Тимошок Е.Н., *Эколого-ценотическая характеристика кедра сибирского (Pinus sibirica Du Tour) на верхней границе его распространения в центральном Алтае*, Вестник Томского государственного университета, Биология 2014, 4(20).
2. Григорьев А.А., Дэви Н.М., Кукарских В.В. и др., *Структура и динамика древостоев верхней границы леса в западной части плато Путорана*, Экология 2019, 4.
3. Юркевич И.Д., Ловчий Н.Ф., *Сосновые леса Белоруссии: типы, ассоциации, продуктивность*, Минск 1984.
4. Ловчий Н.Ф., *Кадастр типов сосновых лесов Белорусского Полесья*, Минск 2012.
5. Ловчий Н.Ф., Пучило А.В., Гуцевич В.Д., *Кадастр типов сосновых лесов Белорусского Поозерья*, Минск 2009.
6. Рысин Л.П., Абатурова А.В., Савельева Л.И. и др., *Динамика хвойных лесов Подмосковья*, Москва 2000.
7. Moran E.F., Packer A., Brondizio E. et. al., *Restoration of vegetation cover in the eastern amazon*. Ecological Economics 1996, 18(1).
8. Ипатов В.С., *Методы описания фитоценоза*, Санкт-Петербург 2000.
9. Яцына А.П., Мерзвинский Л.М., *Практикум по лишайникам*, Витебск 2012.
10. Рыковский Г.Ф., Масловский О.М., *Флора Беларуси. Мохообразные*, Минск 2004.
11. *Определитель высших растений Беларуси* / Под ред. В.И. Парфенова, Минск 1999.
12. Скворцов А.К., *Гербарий*, Москва 1997.
13. Hammer Ø., Harper D.A.T., Rayan P.D., *PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis*, Palaeontologia Electronica 2001, 4(1).
14. Нешатаев Ю.Н., *О некоторых задачах и методах классификации растительности*, Растительность России 2001, 1.
15. Уланова Н.Г., Жмылев П.Ю., *Эколого-ценотический анализ растительных сообществ*, Москва 2014.
16. Ellenberg H., *Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas*, Gottingen 1991.
17. *Практикум по агрохимии* / Под ред. академика РАСХН В.Г. Минеева, Москва 2001.
18. Чесновская Н.И., Почвенная карта Августовского лесничества, Гродненского лесхоза, Гродненской области / Н.И. Чесновская, Л.А. Красовская, Л.Г. Махнач. – Масштаб 1:25000, Общая площадь 8389 га. Лесоустройство, 1998.

19. *Технический кодекс установившейся практики. Устойчивое лесопользование и лесопользование: Правила выделения типов леса = Правілы выдзялення тыпау лесу*. ТКП 587–2016 (33090). – Введ. 26.09.16, Минск: ИЭБ НАН Беларуси, 2016, 16.
20. Садковская А.И., Созинов О.В., *Экологическая дифференциация разновозрастных сосняков мишистых (Гродненская Пуца)*, Актуальные проблемы экологии: сб. науч. ст. по материалам XIII Междунар. науч.-практ. конф., Гродно, 3–5 окт. 2018г.) / Гродн. гос. ун-т; ред. кол.: И.Б. Заводник (отв. Ред.), А.Е. Каревский, О.В. Янчуревич, О.В. Павлова, Гродно: ЮрСаПринт, 2018.
21. Садковская А.И., *Ординация разновозрастных фитоценозов сосняка мишистого заказника «Гродненская Пуца»*, Структура и динамика биоразнообразия [Электронный ресурс] : материалы I Респ. заоч. науч.-практ. конф. молодых ученых, Минск, 23 дек. 2019 г. / Белорус. гос. ун-т; редкол.: С. В. Буга (гл. ред.) [и др.], БГУ, Минск 2019.

Rozdział 9

Rozprzestrzenienie obcych gatunków drzew w lasach Nadleśnictwa Nurzec (północno-wschodnia Polska)

Chapter 9

The spread of alien tree species in the forests of Nurzec Forest District (northeastern Poland)

Joanna Pietrzak-Zawadka*, Anatol Romaniuk

*Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku,
Instytut Nauk Leśnych (j.pietrzak@pb.edu.pl)

Abstract. The paper presents and characterizes alien tree species in Polish forests in the Nurzec Forest District in the Milejczyce Forest District (northeastern Poland). The history of the spread of synanthropic plants worldwide and their classification according to their origin, the intention of introduction, manner, history of spread, degree of establishment, and type of habitats occupied are briefly mentioned. Information on the causes and methods of preventing the spread of species of alien origin were also included. The main invasive alien species in the Milejczyce Forestry were: *Prunus serotina*, *Quercus rubra*, and *Robinia pseudoacacia*. After the analysis, general conclusions were made regarding the occurrence of invasive species and methods of their control in the forests of the Milejczyce Forest District.

Keywords: alien species, invasion, black cherry, red oak, black locust

1. Wprowadzenie

Obce gatunki często wypierały i nadal wypierają gatunki rodzime z ekosystemów, co powoduje ubożenie szaty roślinnej. Wpływ na ten proces mają również zmiany klimatyczne, skażenie środowiska, obniżenie poziomu wód gruntowych oraz degradacja gleby. Wynikiem tych procesów jest umożliwienie gatunkom inwazyjnym lepszego rozwoju, co powoduje coraz szybsze opanowywanie przez te gatunki nowych miejsc (siedlisk). Niekiedy na obszary leśne gatunki obce są wprowadzane sztucznie w formie roślin biocenotycznych, które w późniejszym okresie aklimatyzują się, opanowując coraz większy obszar wokół miejsc sadzenia. Innym zagrożeniem jest tworzenie małych plantacji oraz obsadzanie pasów drogowych. Biorąc pod uwagę duże

zagrożenie tymi gatunkami, człowiek podejmuje walkę celem ograniczenia ich zasięgu oraz zmniejszenia liczebności owych roślin. Wykorzystuje w tym celu metody prawne, mechaniczne i chemiczne, które często przynoszą mierne wyniki, biorąc pod uwagę całokształt działań.

W polskich lasach gospodarczych występuje ponad trzydzieści obcych gatunków drzew. Najczęściej jest to wynik wprowadzania tych taksonów w celach produkcyjnych lub tak zwanych domieszek biocenotycznych. Część gatunków obcych prowadzono jako plantacje, ale często wprowadzano je w formie upraw o różnym stopniu zmieszania. W skali Polski zaznacza się wyraźny gradient geograficzny bogactwa gatunków obcych, związany głównie z klimatem. Najwięcej drzew obcego pochodzenia rośnie w zachodniej części kraju oraz w jej niżowej części. Drzewami obcego pochodzenia najczęściej występującymi w lasach gospodarczych są: dąb czerwony, robinia akacjowa, daglezwia zielona i czeremcha amerykańska. Dąb czerwony występuje na około 3% wydzieleń, które zajmują prawie 5% powierzchni lasów państwowych, jednak gatunkiem dominującym jest jedynie w około 0,5% wydzieleń, stanowiących powierzchnię około 3 900 ha.

Celem pracy była ocena rozprzestrzenienia wybranych inwazyjnych gatunków obcych – dębu czerwonego, czeremchy amerykańskiej oraz robinii akacjowej w uprawach i młodnikach Nadleśnictwa Nurzec, w leśnictwie Milejczyce oraz wskazanie wpływu gatunków inwazyjnych na drzewostany i uprawy leśne na badanych powierzchniach.

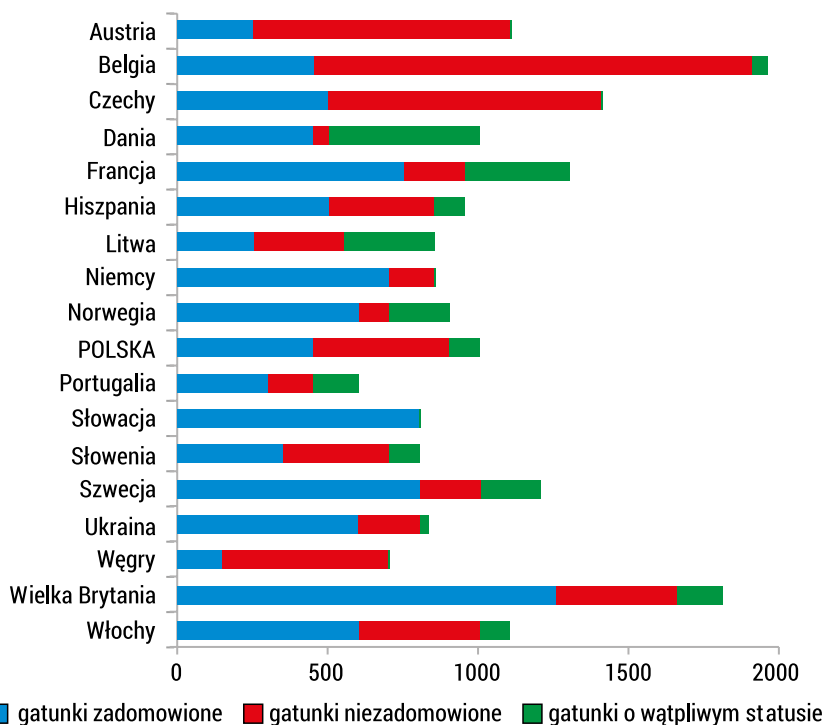
2. Inwazyjne gatunki obce w Polsce

2.1. Udział obcych gatunków roślin we florze Polski

Spośród 3554 gatunków roślin naczyniowych stwierdzonych w Polsce 1017 (28%) jest obcego pochodzenia [1]. Gatunki obce łatwiej i szybciej opanowują fitocenozy niestabilne, a do takich należą siedliska synantropijne, w których zaburzone są mechanizmy ich funkcjonowania i naturalna struktura [2]. W tej grupie agroekosystemy, jako siedliska poddawane ciągłej presji i silnie zmienione przez człowieka, są najbardziej podatne na inwazje roślinne [1, 3, 4].

Proces wzbogacania flory Europy, w tym Polski, o nowych przybyszów postępuje stopniowo od okresu neolitu. Początkowo był związany z rozwojem rolnictwa. Do Europy trafiło w tym okresie wiele nowych gatunków, które były ówczas uprawiane lub zostały zawleczone z roślinami uprawnymi. Kolejna fala imigracji przybyszów to okres nowożytny. Nowi przybysze z tego okresu to zarówno rośliny wprowadzane celowo przez człowieka (rośliny ozdobne, lecznicze, miododajne, paszowe). Proces zadomowiania się nowych roślin zależał następnie od człowieka, a także od cech biologicznych samego gatunku. Współcześnie problem ten w skali globu dotyczy około 120000 gatunków: roślin,

zwierząt i mikroorganizmów obcego pochodzenia. Roczny koszt ich zwalczania przekracza 300 mld dolarów. W Europie straty związane z inwazjami roślin tylko w ekosystemach lądowych szacuje się na około 1,3 mld euro. Komisja Europejska w okresie ostatnich 15 lat przeznaczyła blisko 132 mln euro na sfinansowanie około 300 projektów badawczych poświęconych temu zagadnieniu [4]. Niewątpliwie do grupy najliczniej reprezentowanych należą rośliny, w tym szczególnie wysoki udział w inwazjach notowany jest w przypadku roślin okrytozalążkowych. Dane mówią o 5789 gatunkach roślin obcego pochodzenia odnotowanych dla Europy, w tym 2843 gatunki pochodzą spoza kontynentu europejskiego. Z tej liczby 3749 gatunków to rośliny zdomowione we florze europejskiej (Ryc. 1) [1].



RYCINA 1. Gatunki obcego pochodzenia we florze Polski na tle wybranych krajów europejskich [wg 13]

FIGURE 1. Species of foreign origin in the flora of Poland compared to selected European countries [according to 13]

We florze Polski do tej pory przyjmowano, że obce gatunki stanowią około 29%. Około 160 spośród nich stanowią archeofity, ponad 300 kenofity, a 511 uznanych było za efemerofity. Nadal jednak obserwuje się zwiększanie liczby stanowisk i zasięgu wielu gatunków reprezentujących wymienione grupy w różnych skalach przestrzennych zarówno kraju, jak i poza jego granicami. Wszystkie grupy wymagają okresowej oceny

pod względem rozprzestrzeniania i potrzeby podejmowania działań praktycznych. Postulowane jest też podjęcie monitoringu antropofitów na wzór gatunków ginących [1].

2.2. Konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew do lasów

Na masową skalę zaczęto wprowadzać do środowiska leśnego rośliny obcego pochodzenia w celu zintensyfikowania produkcji drewna na skutek jego deficytu w drugiej połowie XIX wieku. Nie brano pod uwagę możliwości wystąpienia interakcji z rodzimymi gatunkami, a badania naukowe skupiały się jedynie na pozytywnych skutkach introdukcji. Naukowcy dopiero kilkadziesiąt lat zajmują się negatywnym wpływem obcej flory, co przyczyniło się między innymi do zakazania w ustawie o ochronie przyrody z dnia 16 października 1991 roku „wprowadzania do wolnej przyrody oraz przemieszczania zwierząt i roślin obcych rodzimej faunie i florze” [5].

Skutki wprowadzania nowych gatunków nie są do końca zbadane, ale na podstawie dostępnych materiałów można stwierdzić, iż obca flora:

- zajmuje przestrzeń życiową rodzimych gatunków,
- może krzyżować się tworząc mieszańce,
- może masowo opanowywać i przekształcać fitocenozy,
- generuje ogromne koszty związane z niszczeniem lub ograniczaniem rozprzestrzeniania się, zwłaszcza w krajach basenu Morza Śródziemnego [6].

2.3. Problematyka gatunków obcych w systemach certyfikacji FSC i PEFC

Lata 90. XX w. zapoczątkowały idę certyfikacji gospodarki leśnej. Głównym jej założeniem jest promowanie wielofunkcjonalności leśnictwa, tzn. pełnienie przez lasy jednocześnie funkcji ochronnej, gospodarczej i społecznej. Dobrowolne poddawanie się Lasów Państwowych ocenie co do jakości prowadzonej gospodarki leśnej, w tym podejścia i działań związanych z zabezpieczeniem rodzimej przyrody, jest jednym z warunków przyznania certyfikatu jednostce organizacyjnej LP. Jednym z punktów oceny jest sposób postępowania z gatunkami obcymi. Obecnie w Polsce współwystępują dwa systemy certyfikacji: FSC (Forest Stewardship Council) i PEFC (Programme of the Endorsement of Forest Certification Schemes).

Organizacja FSC od 1993 roku popularyzuje takie prowadzenie gospodarki leśnej, gdzie równorzędnie uwzględnia się aspekty ekonomiczne, społeczne i przyrodnicze lasów i leśnictwa. Główne zasady certyfikacji odnoszą się do:

- przestrzegania przepisów prawnych i zasad FSC,
- odpowiedzialności wynikającej z tytułów własności i praw,

- praw ludności rdzennej,
- współpracy ze społeczeństwem i praw pracowników,
- korzyści z lasu,
- oddziaływania na środowisko,
- planu urzędzenia,
- monitorowania i oceny,
- zachowania lasów o szczególnej wartości,
- plantacji.

System PEFC funkcjonuje od 1999 roku i opiera się w głównej mierze na Konwencji z Rio de Janeiro o różnorodności biologicznej i obejmuje certyfikacją ponad 245 mln ha lasów [7] na całym świecie. Główne zasady PEFC odnoszą się do:

- utrzymania, odpowiedniego wzmocnienia oraz powiększania i podnoszenia wartości zasobów leśnych i ich udziału w globalnym bilansie węgla,
- zachowania i wzmocnienia zdrowia i witalności ekosystemów leśnych,
- utrzymania i wzmocnienia produkcyjnych funkcji lasu,
- utrzymania i rozszerzenia funkcji ochronnych lasu.

W Polsce od 2005 roku obowiązuje szczegółowa wersja kryteriów i wskaźników trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów w systemie PEFC [8].

Światowy system certyfikacji PEFC nie określa dokładnie pojęcia „gatunek obcy”, jednak przyjęty w Polsce system certyfikacji uwzględnia nasze prawodawstwo, a głównie Ustawę o ochronie przyrody, więc za tą ustawą można przyjąć rozumienie pojęcia gatunku obcego. Podejście PEFC do problemu introdukcji obcych gatunków sprowadza się do stwierdzenia, iż nie mogą mieć miejsca praktyki gospodarcze, polegające na niezgodnym z obowiązującym prawem wprowadzaniu obcych gatunków drzew i krzewów przy odnawianiu powierzchni leśnych lub zalesianiu. Jak wiadomo, Ustawa o ochronie przyrody z 2004 roku [9] zezwala na wprowadzanie, zgodnie z racjonalną gospodarką leśną, obcych gatunków drzew, z zastrzeżeniem jednak, iż nie mogą to być gatunki zagrażające rodzimym taksonom lub siedliskom przyrodniczym. Opisane podejście polskiego prawodawstwa jest zbieżne z zasadami PEFC – według zasady kierunkowej „c” w kryterium IV wprowadzanie gatunków obcych powinno być stosowane tylko wtedy, kiedy „oszacowano ich wpływ na ekosystem i na genetyczną integralność lokalnego pochodzenia” [10]. Poza tym system certyfikacji PEFC nie odnosi się do kwestii kontroli, jak i zwalczania obcej flory.

Dokładniejsze wytyczne odnośnie wprowadzania obcych gatunków zostały opisane w systemie certyfikacji FSC. Po pierwsze, system ten definiuje pojęcie „gatunek obcy”. W wersji z 2005 roku czytamy, iż jest to „gatunek nierodzimym, będący w danym miejscu poza granicami swojego naturalnego zasięgu bądź gatunek nie mający swojego naturalnego zasięgu w Polsce” [10]. Obowiązująca wersja certyfikacji z roku 2010 opisuje gatunek obcy zgodnie z Ustawą o ochronie przyrody z 2004 roku.

Po drugie, system certyfikacji FSC wskazuje sposoby postępowania z gatunkami obcego pochodzenia. Aktualna wersja dopuszcza wykorzystywanie gatunków obcych

zgodnie z obowiązującym prawem danego kraju, a więc w tym przypadku zgodnie z Ustawą o ochronie przyrody. Dodatkowo wskaźnik 6.9.1. zawiera ostrzeżenia, iż zgodnie z prawem wykorzystywanie gatunków obcych w leśnictwie musi być jednocześnie „monitorowane, tak aby uniknąć ich negatywnego wpływu na ekosystem leśny” [10]. Wspomniany monitoring jest więc dodatkowym wymogiem w stosunku do Ustawy o ochronie przyrody. Druga istotna kwestia to unikanie negatywnego wpływu wykorzystywanych gatunków obcych na ekosystemy leśne, co interpretuje się w ten sposób, że w szczególności nie można wprowadzać obcych gatunków do siedlisk Natura 2000.

Drugi wskaźnik 6.9.2. odnosi się do problemu rozprzestrzeniania się obcych gatunków już wprowadzonych do środowiska, w szczególności tych inwazyjnych. Mówi on o konieczności monitorowania ich rozprzestrzeniania się i w razie potrzeby – kontroli lub eliminacji [8]. Reasumując, oba systemy certyfikacji, które obowiązują w polskich lasach dotyczą sposobów postępowania z gatunkami obcymi, jednak nadal należy pracować nad zmianami pozwalającymi na lepszą kontrolę oraz ewentualną eliminację gatunków stwarzających największe zagrożenia dla gospodarki leśnej.

Zapobieganie rozprzestrzenianiu się gatunków obcych powinno uwzględniać ograniczanie możliwości rozprowadzania gatunków o właściwościach inwazyjnych przez:

- szkółki i sklepy ogrodnicze,
- wprowadzanie do architektury krajobrazu rodzimych gatunków roślin,
- staranne usuwanie odpadów roślinnych i zagospodarowanie zbędnego materiału,
- podejmowanie akcji edukacyjnych o konsekwencjach zjawiska inwazji biologicznej.

3. Materiały i metody

Opracowanie zagadnienia rozmieszczenia drzew obcego pochodzenia na badanym terenie wymagało informacji zebranych z obszaru Nadleśnictwa. Wykorzystano materiały gromadzone w ramach SILP (System Informacji Lasów Państwowych) oraz obserwacje własne w 2015 roku. Dane wykorzystane w pracy podczas inwentaryzacji badanych gatunków, tj. dębu czerwonego, czeremchy amerykańskiej oraz robinii akacjowej zostały zebrane i analizowane kameralnie na podstawie udostępnionej przez Nadleśnictwo Nurzec dokumentacji. Na ich podstawie została sporządzona mapa obrazująca występowanie badanych gatunków na poszczególnych oddziałach Leśnictwa Milejczyce.

4. Wyniki

Ze względu na sposób „wkroczenia” do lasów możemy wyróżnić dwie główne grupy obcych gatunków drzew. Pierwsza to ta, która celowo została wprowadzona do lasów

ze względów produkcyjnych, a druga to grupa gatunków samoistnie przenikających do lasów z sąsiednich obszarów nieleśnych, na których najczęściej są uprawiane jako gatunki ozdobne.

Dąb czerwony jako jedyny z badanych gatunków roślin obcego pochodzenia był celowo wprowadzany do upraw w Leśnictwie Milejczyce (Tab. 1).

TABELA 1. Wykaz wydzieleń, na których zostały założone uprawy z udziałem dębu czerwonego

TABLE 1. List of demarcated areas, where the red oak breeding was established

Oddział	Typ siedliskowy lasu	Rok założenia uprawy	Powierzchnia założonej uprawy [ha]	Symbol produkcyjny sadzonek	Liczba sadzonek [tys. szt.]
168A – f	Bśw	1999	1,02	Db.c 3/0	0,30
168A – h	Bśw	1999 2000	1999 – 0,62	1999 – Db.c 3/0	1999 – 0,20
			2000 – 1,80	2000 – Db.c 2/0	2000 – 0,60
168B – b	Bśw	2000	1,80	Db.c 2/0	0,60
260 – h	Bśw	2000	18,16	Db. c 2/0	9,61

Db. c – dąb czerwony (red oak)

ŹRÓDŁO: Nadleśnictwo Nurzec

SOURCE: The Nurzec Forest District

Pozostałe gatunki zostały zainwentaryzowane w trakcie tworzenia planów ochronnych (Tab. 2).

TABELA 2. Wykaz wydzieleń, na których zainwentaryzowano gatunki obcego pochodzenia – robinia akacjowa i czeremcha amerykańska

TABLE 2. List of demarcated areas, where the species of foreign origin were inventoried, namely black locust and black cherry

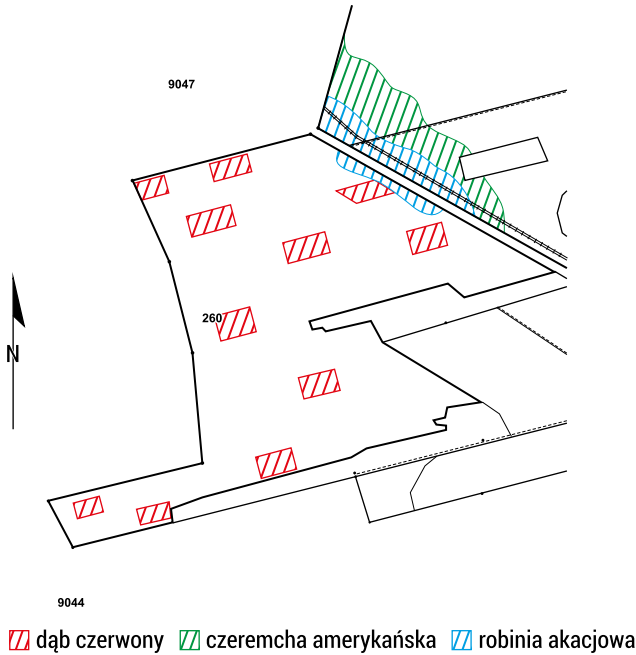
Oddz.	Typ siedliskowy lasu	Występujący gatunek inwazyjny	Wiek gatunku
165A – o	BMśw	Db.c	19
165A – y	LMśw	Db.c	19
165A – dx	BMśw	Db.c	20
165A – kx	LMśw	Db.c, Czm	19
167A – c	BMśw	Czm, Ak	Ak – 35 lat
170 – h	LMśw	Ak, Czm	–

Db.c – dąb czerwony (red oak), Czm – czeremcha amerykańska (black cherry), Ak – robinia akacjowa (black locust)

ŹRÓDŁO: Nadleśnictwo Nurzec

SOURCE: The Nurzec Forest District

Na podstawie zebranej dokumentacji oraz obserwacji terenowych stwierdzono występowanie gatunków inwazyjnych na obszarze leśnictwa w różnym stopniu nasilenia (Ryc. 2). Najliczniej występującym gatunkiem była czeremcha amerykańska. W Leśnictwie Milejczyce walka z rozprzestrzenianiem się tej rośliny polega w głównej mierze na wykaszaniu jej w uprawach sosnowych w trakcie przeprowadzania czyszczeń wczesnych.



RYCINA 2. Identyfikacja badanych gatunków na obszarze Leśnictwa Milejczyce

FIGURE 2. Identification of the studied species in the area of Milejczyce Forest District (source: The Nurzec Forest District).

ŹRÓDŁO: Nadleśnictwo Nurzec

SOURCE: The Nurzec Forest District

Szacuje się, że gatunek ten rozprzestrzenił się na 50% powierzchni leśnictwa. Wpływ na to miały najprawdopodobniej małe wymagania siedliskowe czeremchy, wczesna zdolność do rozmnażania w stosunku do dębu czerwonego i robinii akacjowej, duża liczba wydawanych nasion oraz sposób rozprzestrzeniania się.

Dąb czerwony wprowadzony do upraw kilkanaście lat temu w Leśnictwie Milejczyce jest sukcesywnie usuwany w trakcie czyszczeń wczesnych. W poddziale 260h zostało wycięte 80% dębów czerwonych, pozostałe mają za zadanie podtrzymywać i wyprowadzić gatunek docelowy. W przeciwieństwie do czeremchy amerykańskiej, która przeważnie występuje w dużych skupiskach, dąb czerwony rośnie pojedynczo, ewentualnie po kilka osobników.

Robinia akacyjowa występowała na powierzchni dwóch oddziałów w niewielkiej ilości. Pojedyncze kilkuletnie osobniki występowały przy głównych drogach.

5. Podsumowanie

Gatunki drzew wprowadzane do polskich lasów najczęściej pochodzą z Ameryki Północnej. Czeremcha amerykańska, dąb czerwony, robinia akacyjowa, daglezja zielona i klon jesionolistny mogły się u nas rozprzestrzeniać, ponieważ klimat Ameryki Północnej i Europy ma wiele cech wspólnych. W wielu leśnictwach, jak w przypadku Milejczyc, gatunki obcego pochodzenia były celowo hodowane w szkółkach i potem sadzone jako domieszki biocenotyczne. Drzewa biocenotyczne były pozostawiane w lesie do ich biologicznej śmierci i naturalnego rozkładu, ponieważ stanowią ostoję i siedlisko życia tysięcy leśnych organizmów (bakterii, grzybów, glonów, porostów, roślin naczyniowych, owadów, ptaków, gryzoni). Oczywiście, zanim takie drzewo uległo rozkładowi mogło swobodnie się rozmnażać przez wiele lat.

Wyniki badań dowodzą, iż czeremcha amerykańska jest gatunkiem inwazyjnym sprawiającym najwięcej problemów w uprawach i młodnikach leśnictwa Milejczyce. Opinia ta pokrywa się z wynikami badań prowadzonymi w innych nadleśnictwach [12].

Czeremcha amerykańska została sprowadzona do Polski w XIX w., a do lasów z myślą poprawy bonitacji siedlisk. Do upowszechnienia uprawy czeremchy w lasach zachęcały stwierdzenia o doskonałym rozwoju tego gatunku podszytowego w drągowinach sosnowych, który wpływa na spulchnianie i przewietrzanie oraz odkwaszanie gleby, daje schronienie ptakom i zwierzynie, obfity pokarm pszczołom, a sośnie pomaga w oczyszczaniu się [11]. Od 1975 roku czeremcha jest traktowana jako chwast leśny, zagrażający rodzimym gatunkom podszytowym i tępiona z mniejszym lub większym skutkiem. W Leśnictwie Milejczyce walka z rozprzestrzenianiem się tej rośliny polega w głównej mierze na wykaszaniu jej w uprawach sosnowych w trakcie przeprowadzania czyszczeń wczesnych.

Dąb czerwony jest najczęściej spotykanym gatunkiem obcego pochodzenia uprawianym nie tylko w Polsce, ale też w innych krajach Europy. Powszechnie był sadzony w parkach, przy drogach, w zadrzewieniach miejskich i osiedlowych. Największe zainteresowanie wprowadzeniem dębu czerwonego do upraw leśnych miało miejsce w Niemczech. Tu znajdują się najstarsze powierzchnie drzewostanowe liczące nawet po 100 lat. W Polsce największe skupisko dorodnych okazów dębów czerwonych znajduje się w Wielkopolsce i na Pomorzu. Dąb czerwony wprowadzony do upraw kilkanaście lat temu w Leśnictwie Milejczyce jest sukcesywnie usuwany w trakcie czyszczeń wczesnych. W oddziale 260h zostało wycięte 80% dębów czerwonych, pozostałe mają za zadanie podtrzymywać i wyprowadzić gatunek docelowy.

Proces wymiany flory pomiędzy różnymi obszarami postępuje i nie ma możliwości jego zahamowania. Zmiany klimatyczne niestety nie są czynnikiem hamującym, a raczej odwrotnie – powodują nasilenie rozprzestrzeniania się roślin inwazyjnych.

Jeśli wzrośnie średnia roczna temperatura powietrza wiele roślin poszerzy swój areal o obszary północne i wschodnie kontynentu europejskiego. Bywa jednak, iż pojawienie się nowego gatunku na terenie, gdzie do tej pory nie występował, nie musi być związane z jego inwazją. Wiele roślin od dawna rosnących w Polsce jest ciągle w trakcie „podboju” nowej ojczyzny. Inwazja takiego gatunku może być przesunięta w czasie o kilka, a nawet o kilkadziesiąt lat od momentu pojawienia się rośliny na nowym obszarze. Ważnym czynnikiem wpływającym na rozprzestrzenianie się obcego gatunku jest stan środowiska, do którego trafia. Okazuje się, że im mniej skomplikowana jest struktura zbiorowiska roślinnego i im większą presję wywiera na nie człowiek, tym łatwiej zadomowić się w nim nowemu przybyszowi. Zbiorowiska o wysokiej różnorodności gatunkowej są trudniejsze do opanowania przez rośliny inwazyjne. Zachowanie bogactwa szaty roślinnej Polski jest jedynym sposobem na ograniczenie inwazyjnego charakteru gatunków obcego pochodzenia.

Wyeliminowanie z naszego środowiska roślin pochodzących z innych obszarów świata jest z pewnością rzeczą niemożliwą. Możliwe jednak jest kontrolowanie ich rozprzestrzeniania się. Monitoring gatunków obcych to system polegający na regularnych obserwacjach rozmieszczenia i stanu populacji roślin zawleczonych lub celowo introdukowanych [13–15]. Gromadzenie takich danych daje podstawę do podjęcia racjonalnych działań przeciwdziałających inwazji obcego gatunku. Aktami prawnymi regulującymi kontrolę nad roślinami inwazyjnymi są: „Konwencja o ochronie dzikiej flory i fauny europejskiej oraz ich siedlisk” z 1979 roku oraz „Konwencja o różnorodności biologicznej” z 1992 roku. Od czasu członkostwa Polski w Unii Europejskiej powinno uregulować się prawnie rekomendacje Unii co do postępowania z obcymi gatunkami. Inaczej ma się problem kontroli gatunków obcych w rolnictwie. Straty ekonomiczne potencjalnych plonów, do których przyczyniają się rośliny szkodliwe (popularnie zwane chwastami), przywlezione z innych obszarów, stały się bodźcem do utworzenia Wydziału Nadzoru Fitosanitarnego – jednostki organizacyjnej wchodzącej w skład Głównego Inspektoratu Ochrony Roślin i Nasiennictwa. W lasach gospodarczych jak dotąd nie ma formalnego wymogu monitorowania obcych gatunków drzew i krzewów, choć wiele z nich utrudnia odnawianie i pielęgnację drzewostanów.

Reasumując, okazuje się, iż utworzenie spójnego systemu monitoringu gatunków obcego pochodzenia w skali nie tylko kraju, ale i całej Europy będzie zadaniem trudnym i wymagającym współpracy pomiędzy wieloma urzędami i organizacjami. Jeśli jednak chcemy zachować bogatą szatę roślinną, z jakiej jesteśmy znani w krajach zachodnich, należy niezwłocznie podjąć odpowiednie kroki w celu utworzenia jednostki, np. przy ministerstwie ds. środowiska, zajmującej się gromadzeniem, analizą i reagowaniem na zagrożenia wynikające ze szkodliwości roślin inwazyjnych.

Analizy przeprowadzone w pracy pozwoliły na sformułowanie końcowych wniosków:

- na terenie Leśnictwa Milejczyce występują następujące gatunki obcego pochodzenia: czeremcha amerykańska, dąb czerwony, robinia akacjowa;

- z obserwacji przeprowadzonych w trakcie badań można stwierdzić, iż najliczniej występującym gatunkiem jest czeremcha amerykańska, zajmująca około 370 ha, 30% powierzchni Nadleśnictwa;
- najwięcej problemów w uprawach stwarza czeremcha amerykańska, najmniej uciążliwe dla prowadzenia gospodarki leśnej są: dąb czerwony i robinia akacja;
- celowo wprowadzony do upraw dąb czerwony należy sukcesywnie usuwać z powierzchni w trakcie zalecanych zabiegów pielęgnacyjnych;
- na chwilę obecną gatunki inwazyjne nie stanowią tak wielkiego zagrożenia, aby stosować radykalne środki w postaci oprysków;
- należy monitorować liczbę gatunków obcych oraz kierunek ich rozprzestrzeniania się i współpracować z sąsiednimi leśnictwami w tym zakresie.

Literatura

1. Tokarska-Guzik B., *The establishment and spread of alien plant species (kenophytes) in the flora of Poland*. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego, Katowice 2005.
2. Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmanek M., Williamson M. (eds), *Biological invasions: A global perspective*. SCOPE 37, John Wiley, New York, J. STOR 1989, 1–528.
3. Hulme P. E., *Nursery crime: agriculture as victim and perpetrator in the spread of invasive species*. Crop Sci. Technol. 2005, British Crop Prot. Council, 733–740.
4. Świtkowska M., *Występowanie sałaty kompasowej (Lactuca serriola L.) w zbiorowiskach synantropijnych Wysoczyzny Siedleckiej*. Rozprawa doktorska. Uniwersytet Przyrodniczo-Humanistyczny w Siedlcach, 2017.
5. Danielewicz W., Wiatrowska B., *Motywy, okoliczności i środowiskowe konsekwencje wprowadzania obcych gatunków drzew i krzewów do lasów*. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2012, 14(33/4).
6. Gazda A., *Stan badań nad obcymi gatunkami drzew w polskich lasach*. Studia i Materiały CEPL w Rogowie 2012, 14(33/4).
7. Strona internetowa <http://www.pefc.org>. [data dostępu: 26.04.2021].
8. *Polskie kryteria i wskaźniki trwałego i zrównoważonego zagospodarowania dla potrzeb certyfikacji lasów*. 2005. Dokument nr 4, Rada PEFC Polska, Warszawa, www.pefc-polska.pl [data dostępu: 26.04.2021].
9. *Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody*, Dz.U. 2004 Nr 92 poz. 880.
10. Referowska-Chodak E., *Problematyka gatunków obcych w systemach certyfikacji FSC i PEFC*. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2012, 14(33/4).
11. Namura-Ochalska A., *Walka z czeremchą amerykańską Padus serotina. Ocena skuteczności wybranych metod w Kampinoskim Parku Narodowym*. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2012, 33(4).
12. Dominik T., *Przyczynek do znajomości wartości hodowlanej czeremchy amerykańskiej*. Sylwan, 1947, 91(1–4): 123–131.
13. Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Urbisz A., Danielewicz W., *Identyfikacja i kategoryzacja roślin obcego pochodzenia jako podstawa działań praktycznych. Synantropizacja w dobie zmian różnorodności biologicznej*. Acta Botanica Silesiaca, 2011, 6: 23–53.

14. Dajdok Z., Śliwiński M., Romański M., Krzysztofik A., Krzysztofik L., *Gatunki inwazyjne jako zagrożenie dla bioróżnorodności*. (w): Poradnik dla pracowników parków narodowych. Edycja 4. Wigierski Park Narodowy, Krzywe 2011. http://www.wigry.org.pl/inf_i_rozw/budowa_por/por4_4.htm [dostęp: 10.04.2021].
15. Zając A, Zając M. (red.), *Atlas rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce*. Nakładem Pracowni Chorologii Komputerowej Instytutu Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego. Kraków 2001.

Rozdział 10

Podział Puszczy Białowieskiej i problemy jej ochrony jako wspólnego dziedzictwa Polski i Białorusi

Chapter 10

The division of the Białowieża Forest and problems of its protection as a common heritage of Poland and Belarus

*Paulina Paszko, Sviatlana Sialverstava**

**Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku,
Instytut Nauk Leśnych (s.sialwierstawa@pb.edu.pl)*

Abstract. The Białowieża Primeval Forest is a compact forest complex in Poland and Belarus, which divides the border of these countries. The last fragments of primeval forests in the European Lowlands have been preserved; the general area is about 145 thousand hectares. The Belarusian part is entirely a national park, while the Polish part has a different status. The Białowieża National Park covers about 10 thousand hectares. The remaining area is divided between three forest districts of the State Forests: Białowieża, Browsk, and Hajnówka. The richness of the fauna and flora of the Forest is a jewel in the crown of the nature of Poland. Its areas have been under protection at least from the beginning of the 15th century. The Białowieża National Park, which was created, was entered on the World Heritage List in 1979, while in 1992, this area was extended to the Belarusian part of the Forest. The protection and management of the Forest require close and practical cooperation not only between Poland and Belarus but also between institutions managing the area. The article presents the history of the eastern border formation after the end of World War II and the impact of these changes on the division of the Białowieża Forest. The Authors also discuss the forms of forest protection in Poland and Belarus, who administers the areas, and what problems occur on both sides of the Forest.

Keywords: protection, division, the Białowieża Primeval Forest

1. Wprowadzenie

Puszcza Białowieska to zwarty kompleks leśny na granicy Polski i Białorusi. Ogólny jej teren liczy około 145 tys. ha. Część białoruska w całości jest parkiem narodowym, który stanowi około 55% całego terytorium Puszczy [1]. Część polska obejmuje 62 tys. ha, z czego Białowieski Park Narodowy zajmuje 10,5 tys. ha. Rezerwaty przyrody stanowią 12 tys. ha. Pozostała część jest użytkowana gospodarczo. Puszcza Białowieska zyskała uznanie na arenie międzynarodowej ze względu na swoją indywidualność przyrodniczą, unikalność z punktu widzenia zachowania bioróżnorodności, reprezentatywny przykład trwających tu procesów ekologicznych i biologicznych, istotnych w ewolucji i rozwoju naturalnych ekosystemów oraz niemierzalną wartość naukową. Jako pierwszy w Europie obiekt transgraniczny (polsko-białoruski) Puszcza Białowieska została wpisana na Listę Światowego Dziedzictwa UNESCO. Wspólny wniosek Polski i Białorusi złożony w 2014 r. sprawił, że cały obszar Puszczy został uznany za przyrodniczy obiekt światowego dziedzictwa UNESCO. Jedynie jej obrzeża znajdujące się w bezpośrednim sąsiedztwie Hajnówki i wsi zlokalizowanych wzdłuż zachodniej granicy lasu zostały wykluczone. W ramach programu UNESCO MAB (Człowiek i Biosfera) Puszcza została umieszczona na liście rezerwatów biosfery jako Rezerwat Biosfery Białowieża. Początkowo obejmował on jedynie Białowieski Park Narodowy. W 2005 r. w skład Rezerwatu Biosfery włączono obszary nadleśnictw: Białowieża, Browsk i Hajnówka oraz częściowo lub w całości tereny gmin: Białowieża, Hajnówka, Dubicze Cerkiewne, Narew, Kleszczele, Narewka i Czeremcha. Dodatkowo cała Puszcza stanowi zintegrowany obszar specjalnej ochrony ptaków i siedlisk Natura 2000, międzynarodową ostoję ptaków, Obszar Chronionego Krajobrazu oraz Leśny Kompleks Promocyjny „Puszcza Białowieska” (bez terenu Parku Narodowego) [2].

2. Podział Puszczy Białowieskiej a uwarunkowania ochrony obszaru

2.1. Zmiana wschodniej granicy Polski

W 1943 r. grudniowa konferencja teherańska trzech wielkich przywódców porozumienia antyhitlerowskiego (Józef Stalin, Franklin D. Roosevelt i Winston Churchill) wyraziła w sprawach polskich zdecydowane poparcie dla stalinowskich postulatów terytorialnych powojennego urzędzenia Europy Środkowo-Wschodniej. Wyrażono poparcie dla takich rozwiązań politycznych, które zapewniałyby Związkowi Radzieckiemu nie tylko bezpieczeństwo, ale dominację w imię jego dalszej ekspansji politycznej, jak i nieujawnianej otwarcie ekspansji ideologicznej [3]. Mapa granic Polski, którą Stalin w lipcu 1944 r. przedstawił do zaakceptowania przedstawicielom

Polskiego Komitetu Wyzwolenia Narodowego, była zgodna z koncepcją opracowaną przez Iwana Majskiego, dopracowaną najprawdopodobniej przez Władysława Mołotowa – osobę „negocjującą” z poruczenia Stalina ze stroną polską. Różniła się ona od granic zaproponowanych Polsce przez Wielką Trójkę w Teheranie. Zaproponowany kształt granicy wschodniej zakładał pozostawienie całej Puszczy Białowieskiej, Suwałk i Augustowa po stronie radzieckiej. W toku bezpośrednich pertraktacji ze Stalinem zostały dokonane korzystne dla Polski przesunięcia w Prusach Wschodnich i na Suwalszczyźnie kosztem Lwowa i zagłębia borysławskiego w południowej części wschodniej granicy na korzyść ZSRR oraz tzw. „rekompensaty” w postaci przesunięcia granicy z Niemcami w kierunku zachodnim. Pomimo podpisania umowy granicznej, władze sowieckie nadal traktowały Białostoczczyznę jako część zachodnich obwodów Białorusi [4].

2.2. Podział Puszczy Białowieskiej

Po II wojnie światowej powierzchnia Puszczy Białowieskiej została podzielona granicą państwową pomiędzy Polskę i ZSRR. Po stronie polskiej znalazła się północno-zachodnia część Puszczy. Administracyjnie obszar Puszczy podporządkowany był Okręgowemu Zarządowi Lasów Państwowych w Białymstoku. W jej skład wchodziło osiem nadleśnictw, podzielonych na 41 leśnictw i 49 obchodów. Oddzielną jednostką administracyjną był Białowiecki Park Narodowy wraz z przynależnymi rezerwatami. Ogólna powierzchnia Puszczy wynosiła około 58 tys. ha, z czego na część zagospodarowaną przypadało 52587,81 ha, pozostała powierzchnia (5021,25 ha) znajdowała się pod zarządem Białowieckiego Parku Narodowego. Z ogólnej, zagospodarowanej części powierzchni Puszczy, na powierzchnię leśną przypadało 94%. Warto podkreślić, że jedynie 3% ogólnej powierzchni leśnej było powierzchnią niezalesioną [5].

Delegacja polska zamierzała początkowo wystąpić o przyznanie Polsce całej Puszczy Białowieskiej. Ten postulat był mało realistyczny, gdyż dotyczył obszarów położonych po wschodniej stronie linii Curzona. W lipcu 1944 r. strona radziecka poszła na ustępstwa i wyraziła zgodę na przekazanie Polsce 1/3 Puszczy Białowieskiej wraz z Białowieżą. Wstępna polska propozycja nie tylko została odrzucona, ale również zbojkotowana przez radzieckich ekspertów, którzy zaczęli domagać się całej Puszczy Białowieskiej. Postanowiono więc zachować status quo (niezmieniony stan rzeczy) i do tej kwestii nie wracać. Zgodnie z ustaleniami granica dzieląca Puszczy Białowieską miała przebiegać na wschód od Białowieży. Ten zapis w zasadzie nie był kwestionowany przez ekspertów sowieckich. W samej miejscowości przeważali Białorusini. Wybrany przez miejscową społeczność wójt wystąpił do podkomisji o przyłączenie Białowieży do ZSRR. Nie miało to znaczenia, lecz utrudniło prace delimitacyjne i roszczenia polskie związane z powiększeniem otuliny rezerwatu przyrody przyznanego Polsce a położonego w bezpośrednim sąsiedztwie Białowieży [4].

2.3. Ochrona Puszczy Białowieskiej w Polsce i na Białorusi

Puszcza Białowieska od ponad 70 lat jest podzielona granicą państwową. W granicach Białorusi znajduje się prawie 55% powierzchni Puszczy, która stanowi park narodowy. Polska część, obejmująca około 62 tys. ha, ma zróżnicowany status. Białowieski Park Narodowy zajmuje około 10 tys. ha. Pozostałe 52 tys. ha jest podzielone pomiędzy trzy nadleśnictwa Lasów Państwowych: Białowieżę, Browsek i Hajnówkę. Około 13 tys. ha tej powierzchni stanowią jednak rezerваты przyrody, znaczna ich część to rezerваты ścisłe. Gospodarka leśna może być prowadzona na powierzchni około 39 tys. ha; jednak znaczną część tego obszaru stanowią drzewostany ponad 100-letnie oraz siedliska podmokłe. W nich od kilku lat nie prowadzono praktycznie żadnych cięć. Rezerваты przyrody, drzewostany wyłączone z gospodarowania i drzewostany gospodarcze tworzą wspólnie bardzo skomplikowaną mozaikę [6].

Podstawy organizacyjne funkcjonowania białoruskiej części Puszczy Białowieskiej zmieniały się w czasie, biorąc pod uwagę wartość historyczną puszczy i jej znaczenie społeczno-ekologiczne. W 1991 r. Państwowy Rezerwat przyrody „Puszcza Białowieska”, który zorganizowano w 1957 r. na bazie dawnego rezerwatu, został przekształcony w państwowy Park Narodowy.

W 1992 r. decyzją UNESCO Park został wpisany na Listę Światowego Dziedzictwa, w 1993 r. nadano mu status Rezerwatu Biosfery, a w 1997 r. – Dyplom Europejski. W tym czasie opracowane zostały liczne plany urządzenia lasu. Było to spowodowane zmianami w organizacji zarządzania Puszczy i jej granic. W latach 1992–2005 powierzchnia parku wzrosła prawie dwukrotnie (z 87,6 tys. do 152,2 tys. ha) z powodu przyłączenia gruntów rolnych. Obszar ochrony ścisłej (80,7 tys. ha) znajduje się również poza terytorium Puszczy, około 2–3 km od jej dawnych granic. Obszar białoruskiego Parku Narodowego ma jednolity system ochrony, uporządkowany na podstawie rekomendacji UNESCO. Jego teren jest podzielony na strefy ochrony ścisłej, ochrony częściowej i otulinę. Obszar Parku Narodowego według kategorii gruntów jest podzielony w taki sposób, że największy udział zajmują lasy (78,1%), grunty leśne zajmują 81,75%, rolne (orne, łąki, pastwiska) – 8,7%, a mokradła – 7,6% [7].

Puszcza Białowieska ma wyjątkowy charakter, zarówno w skali kraju, jak i Europy. Leśnicy zarządzający lasami oraz przyrodnicy podkreślają unikatowość tego obszaru. Różni ich jednak wizja przyszłości Puszczy, a właściwie odpowiedź na pytanie, jaką Puszczy należy przekazać następnym pokoleniom [8]. Zdaniem profesora Andrzeja Szujckiego, od 2002 r. cała Puszcza stała się wielkim rezerwatem, w którym występują wszystkie możliwe formy ochrony. Cztery lata wcześniej, w 1998 r. Ministerstwo Środowiska poinformowało o projekcie ustawy integrującej zarządzanie Puszczy przez wspólny program gospodarczo-ochronny (z włączeniem tamtejszych gmin) o nazwie „Puszcza Białowieska – Las Naturalny”. Wskazano w nim na potrzebę integracji programów działań wobec całej Puszczy z zachowaniem dotychczasowych zarządców [9]. W 2006 r. zespół powołany przez Prezydenta Rzeczypospolitej Polskiej opracował plan objęcia całej polskiej części Puszczy ochroną w formie parku narodowego. Założono w nim zróżnicowanie reżimu ochronnego dla różnych części Puszczy. Park

narodowy w jego obecnych granicach oraz znaczną część doliny Leśnej miała obejmować ochrona ścisła. Po uwzględnieniu istniejących obecnie rezerwatów ścisłych w granicach puszczańskich nadleśnictw, obszar ochrony ścisłej byłby porównywalny z aktualnym stanem. Większe obszary objęłaby tak zwana „ochrona użytkowa”, w której dozwolone byłoby prowadzenie cięć ukierunkowanych na kształtowanie składu gatunkowego i struktury drzewostanów.

Poniekąd byłyby to kontynuacja tego, co robiono w trzech puszczańskich nadleśnictwach do czasu, gdy zakaz prowadzenia cięć w ponad 100-letnich drzewostanach uniemożliwił poszerzanie gniazd i odsłanianie wyrosłych na nich odnowień tych gatunków, które w warunkach ochrony ścisłej odnawiają się bardzo nielicznie z powodu dużej presji roślinożerców [6]. Na Białorusi w 2008 r. opracowano Plan Urządzania Parku Narodowego, obowiązujący do 2015 r. Uzupełniono go w 2015 r. i działał on po 2020 r. Zidentyfikowano w nim istniejące problemy i zagrożenia, a także nakreślono sposoby ich rozwiązania. Głównymi celami w tym planie są: ochrona środowiska naturalnego Puszczy, kształtowanie świadomości ekologicznej turystów i mieszkańców regionu, rozwój turystyki i promocja Parku Narodowego na arenie międzynarodowej. Problemy, które musieli rozwiązać białoruscy specjaliści są w większości podobne do zidentyfikowanych po polskiej stronie Puszczy: duża presja roślinożerców, nieuporządkowanie niektórych rodzajów działalności gospodarczej na terenie Parku Narodowego, etc., ale zarysowane są również problemy specyficzne dla terytorium białoruskiego. Wśród nich jest zmniejszenie liczby wilków w związku ze zniesieniem moratorium, wzrost liczby hodowli jeleniowatych w celu uzyskania dochodów z polowań (jednak niezbędne proporcje takiej hodowli nie zostały określone), zmniejszenie liczebności niektórych chronionych gatunków ptaków, szkody wyrządzane w cennych obszarach Puszczy (cierpi m.in. reliktowy bór jodły pospolitej) przez silne wiatry, etc. Białoruscy specjaliści wśród ważnych problemów wymieniają również te, które pojawiły się w związku z podziałem wspólnej przestrzeni Puszczy granicą państwową. Zauważają, że granica jest przeszkodą dla zwierząt, przede wszystkim żubrów i jeleniowatych, co negatywnie wpływa na pulę genów i zawęża bazę genową populacji. Odrębne miejsce w planie zajmuje kwestia utworzenia transgranicznego rezerwatu przyrody. Białoruscy badacze zauważają, że te działania są przeciwieństwem zadań ochrony granicy państwowej i nie można rozwiązać tego dylematu w obecnych warunkach. Potrzebne są specjalne zmiany w prawie, a także w umowach międzynarodowych między Polską a Republiką Białorusi [10].

3. Wnioski

Żaden z istniejących obecnie poważnych planów dotyczących przyszłości Puszczy Białowieskiej nie zakłada objęcia jej w całości ochroną ścisłą. Nie ma też w planach likwidacji parku narodowego i rezerwatów przyrody istniejących obecnie w obrębie polskiej części Puszczy. Osią sporu, zarówno po polskiej, jak i po białoruskiej stronie,

jest formuła ochrony Puszczy i ustalenie proporcji między ochroną ścisłą, a więc zaprzestaniu wszelkiej ingerencji w naturalne procesy, a ochroną czynną, czyli kształtowaniem składu gatunkowego i struktury lasu tak, aby zachować pewne gatunki czy zbiorowiska. Na Białorusi obszar Puszczy, w całości objęty Parkiem Narodowym, ma jednolity system ochrony, uporządkowany na podstawie rekomendacji UNESCO. W Polsce Puszcza ma zróżnicowany status, jest zarządzana przez różne instytucje (Białowiecki Park Narodowy, nadleśnictwa Lasów Państwowych). Nasuwa się pytanie, czy istnieje możliwość wdrożenia na naszym terenie białoruskiego scenariusza – niekoniecznie ujęcia Puszczy w całości jako parku narodowego. Warto jednak podjąć próbę ujednoczenia zasad ochrony, tak aby pogodzić potrzeby przyrody, gospodarki leśnej oraz ludności zamieszkującej jej obszar. Problemy te, jakkolwiek ważne i wymagające merytorycznego rozstrzygnięcia, nie są problemami o charakterze zasadniczym. Bez względu na to, jakie decyzje zostaną podjęte w najbliższym czasie, zmiany będą dotyczyć jedynie części obszaru Puszczy. Trudno się zgodzić ze stwierdzeniem, że będą to zmiany nieodwołalne i nieodwracalne. W ciągu ostatniego stulecia Puszcza przeszła już wiele bardziej radykalnych zmian. Jednak ten dziki las zawsze miał możliwość odradzania się [8].

Literatura

1. Lialkova Z.A., Szalkevicz M.F., *Nacionalnye parki Respubliki Belarus*, Vesnik adukacyi: mttomesiaczny navukova-praktyczny infarmacyjna-metadyczny czasopis 2007, 3: 62–72.
2. Kujawa A., Orczewska A., Falkowski M., Blicharska M., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Gutowski J., Latałowa M., Mysłajek R., Nowak S., Walankiewicz W., Zalewska A., *Puszcza Białowiecka – obiekt światowego dziedzictwa UNESCO – priorytety ochronne*, Leśne Prace Badawcze 2016, 4.
3. Wrzesiński W., *Kształtowanie nowych granic państwa polskiego po II wojnie światowej a przyszłość polityczna, gospodarcza i kulturowa Rzeczypospolitej*, Annales Universitatis Paedagogicae Cracoviensis. Studia Politologica 2011, 5.
4. Eberhardt P., *Formowanie się polskiej granicy wschodniej po II wojnie światowej*, Dzieje Najnowsze, Rocznik L, 2018, 2.
5. Podgórski M., *Puszcza Białowiecka* [w]: J. Broda (red.), *Dzieje lasów, leśnictwa i drzewnictwa w Polsce*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 1965.
6. Szwagrzyk J., *Puszcza Białowiecka; czym była, czym jest, czym ma być w przyszłości?*, Leśne Prace Badawcze 2016, 4.
7. Bambiza N., *Ekonomiczeskij mehanizm sochranenija bioraznoobrazija GPU Nacionalnyj park „Beloveżskaja puszcza”*, Kamieniuki 2006.
8. Szmyt J., Zientarski J., *Czy cała Puszcza Białowiecka powinna być parkiem narodowym?*, Leśne Prace Badawcze 2017, 1.
9. Kwiecień E., *Co dalej z Puszczą Białowiecką?*, Głos Lasu 2006, 9.
10. *Izmenenija i dopolnienija k planu uprawlenija Nacionalnym Parkom „Beloveżskaja Puszcza”, utwerżdionnomu 24 nojabria 2008 goda*, Minsk, 2016, npbp.by/upload/iblock/b50/planu-prav2016_2020.pdf [dostęp: 3.05.2021]

Rozdział 11

Problemy edukacji przyrodniczo-leśnej w mediach społecznościowych

Chapter 11

The problems of nature and forestry education on social media

Natalia Korcz

*Zakład Przyrodniczych Podstaw Leśnictwa,
Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska,
Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie (natalia.korcz@up.lublin.pl)*

Abstract. The paper presents the main problems of nature and forestry education based on social media (Facebook). Special attention was given to the general function of social media, emphasizing the negative phenomena that accompany it. The limited knowledge of national aspects of online education was highlighted. The identified, most significant problems present in the use of social media to disseminate knowledge of nature and forestry include: a low level of knowledge about the national educational aspects conducted online, the lack of a detailed demographic description of people visiting these profiles or the lack of a tool (program, algorithm, application), which would allow one to determine the level of knowledge in the field of nature and forest education among social media users. Given such complex problems of educational, communicational, and civilizational nature, it is necessary to consider the correctness of conducting education on a fundamental level. It would facilitate building human relationships, positively affecting both participants' and educators' mental and physical health, and reduce the negative phenomena and society's behavior on social media.

Keywords: forest nature education, Facebook, social media, State Forests

1. Wprowadzenie

Nieformalna edukacja przyrodniczo-leśna w Polsce jest prowadzona już blisko trzydzieści lat. Na mocy ustawy o lasach z 1991 roku, edukacja społeczeństwa z zakresu zrównoważonego leśnictwa stała się jednym z obowiązkowych działań Polskiego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (PGL LP) [1]. Wraz z postępem technologii i rozwojem cywilizacyjnym, obok tradycyjnych form i metod edukacji

przyrodniczo-leśnej, w 2009 roku Lasy Państwowe rozpoczęły prowadzenie fanpage w *social mediach*, w tym m.in. na Facebooku [2, 3]. Facebook jest platformą, która pozwala na komunikację, sprzedaż i wymianę informacji na poziomie globalnym, z wykorzystaniem różnorodnych form przekazu, co czyni go jednym z najpopularniejszych portali na świecie [4].

Do najbardziej znanych profili przyrodniczo-leśnych na Facebooku w kraju należą profile Nadleśnictw: Baligród, Cisna, Gdańsk, Kościerzyna i Piwniczanka [3]. Popularność tych stron jest oceniana na podstawie aktywności samych administratorów, poprzez regularne dodawanie postów oraz wchodzenie w interakcje z użytkownikami za pomocą komentarzy, udostępnień czy tzw. „lajków” [2, 3]. Na przykładzie wyżej wymienionych nadleśnictw łatwo można zaobserwować pozytywne reakcje, jakie towarzyszą użytkownikom Facebooka, gdy mają do czynienia ze zdjęciami i filmami przyrody obrazującymi piękno i bioróżnorodność krajowych siedlisk, a jakie negatywne skutki poprzez często błędne komentarze ze strony społeczeństwa i wulgarne wyrażenia, można zaobserwować pod postami przedstawiającymi działania zrównoważonej gospodarki leśnej, np. pozyskiwanie drewna za pomocą harwesterów.

Celem pracy była wstępna ocena znaczenia wykorzystania narzędzia, jakim jest Facebook w codziennej komunikacji nadleśnictw ze społeczeństwem oraz w edukacji przyrodniczo-leśnej. Praca została wykonana na podstawie dostępnej literatury oraz doświadczeń autorki. Szczególną uwagę poświęcono ogólnej zasadzie działania *social mediów*, co pozwoliło na wyodrębnienie aktualnych problemów komunikacyjnych i edukacyjnych w Lasach Państwowych na poziomie wirtualnym.

2. Wykorzystanie mediów społecznościowych w edukacji przyrodniczo-leśnej

2.1. Edukacja przyrodniczo-leśna w mediach społecznościowych – stan aktualny

Każdego roku liczba osób regularnie odwiedzających krajowe lasy maleje, a w opinii społeczeństwa powierzchnia lasów w Polsce sukcesywnie spada [5]. Aby zapobiec krytycznemu postrzeganiu zrównoważonej gospodarki leśnej, Lasy Państwowe wyszły naprzeciw społeczeństwu, używając *social mediów*. Ich głównym celem było pokazanie i przybliżenie współczesnego leśnictwa, zachęcenie do kontaktu z naturą, próba „przyciągnięcia” młodego pokolenia do wypoczynku na terenach leśnych, promocja miejsc turystycznych, cennych przyrodniczo, oraz poprawienie komunikacji na poziomie leśnicy – społeczeństwo [6–8].

Obecnie jest niewiele informacji na temat tego, jaki realny wpływ *social media* wywierają na społeczeństwo. Wyniki badań Lewonia i Pirożnikow [9] wskazują na to,

że regularne obserwowanie portali społecznościowych o tematyce edukacyjnej może motywować do różnego rodzaju aktywności w lasach. W tym samym badaniu pytano również internautów o możliwość zdobywania wiedzy za pośrednictwem *social mediów*. Według respondentów główny fanpage PGL LP na Facebooku umożliwia zdobywanie wiedzy polegającej na rozpoznawaniu rodzimych gatunków roślin i zwierząt na średnim poziomie (39% ankietowanych udzieliło takiej odpowiedzi).

Z kolei badania Pietrzak-Zawadki i Lewonia [10] ukazują, że osoby, które regularnie obserwują profile społecznościowe organizacji edukacyjnych, użytkują obszary przyrodnicze częściej, niż przed przystąpieniem do owych grup. Opisane wyżej badania tylko w niewielkim stopniu oceniają niektóre z zagadnień związanych z *social media*. Niestety, badania te nie są próbą reprezentatywną dla ogółu Polaków, czy dla osób użytkujących Internet, dlatego konieczny jest stały monitoring aktualnych zagadnień i problemów w portalach społecznościowych w kontekście edukacji przyrodniczo-leśnej.

Do bardziej złożonych problemów, związanych bezpośrednio z funkcjonowaniem i używaniem *social mediów* (Facebooka) przez jednostki Lasów Państwowych, można zaliczyć m.in.:

- Brak aktualnych statystyk związanych z aktywnością społeczeństwa oraz samych jednostek Lasów Państwowych na Facebooku. Tego typu informacje zdecydowanie pomogłyby określić, w jakim stopniu prowadzenie danej aktywności przez poszczególne nadleśnictwa jest słuszne, zarówno w opinii społeczeństwa, jak i w ocenie samych nadleśnictw. Dodatkowo, pozwoliłoby to na systematyczne wyodrębnienie aktywności danych nadleśnictw na tle całego kraju (najaktywniejsze /najmniej aktywne nadleśnictwo), umożliwiając wypracowanie odpowiednich ram działania z zakresu edukacji i komunikacji.
- Brak dokładnego opisu demograficznego osób odwiedzających te profile. Charakterystyka demograficzna odbiorców w znaczący sposób ułatwiłaby dostosowanie treści do poziomu wykształcenia, wieku i miejsca zamieszkania odbiorców, wpływając na efektywność edukacji z wykorzystaniem *social mediów*.
- Brak badań, które określiłyby poziom przystępności tekstów oraz grafik zamieszczanych w postach. Ten problem jest bardzo ważny, ponieważ inaczej interpretują i rozumieją treści dzieci, młodzież, czy osoby dorosłe.
- Niedostatek rzetelnych informacji w skali ogólnokrajowej o wpływie postów edukacyjnych na postawy proekologiczne społeczeństwa.
- Brak danych dotyczących zjawiska hejtu na profilach społecznościowych oraz wypracowanych norm radzenia sobie z tym problemem na poszczególnych stronach. Niektóre grupy społecznościowe pozbyły się mowy nienawiści, wprowadzając akceptowany przez użytkowników regulamin [10], niestety dotyczy to głównie pojedynczych grup edukacyjnych i ekologicznych.
- Brak wypracowanego narzędzia (programu, algorytmu, aplikacji), który pozwoliłby określić poziom wiedzy z zakresu edukacji przyrodniczo-leśnej użytkowników *social mediów*. Tego typu narzędzie zobrazowałoby aktualny stan wiedzy

społeczeństwa i pomogłoby w kształtowaniu nowych postaw, poprzez nowe programy edukacyjne.

Wymienione powyżej przykłady są subiektywną oceną i spostrzeżeniami autorki, wynikającymi z własnych studiów nad zagadnieniem. Za większością opisanych problemów stoi tzw. czynnik ludzki, czyli administratorzy poszczególnych stron na Facebooku. Mimo, że kadra edukatorów leśnych w Polsce wzrasta [11], większość stron jest prowadzona niesystematycznie [7, 9] oraz brak w nich merytorycznych i poukładanych tematów, które pozwalałyby na stopniowe zdobywanie wiedzy. Osoby, które zajmują się prowadzeniem *social mediów*, często robią to po godzinach swojej pracy, bez dodatkowych świadczeń finansowych, co może wpływać na jakość prezentowanych w nich treści [9]. Innym czynnikiem kształtującym aktualny obraz edukacji przyrodniczo-leśnej w *social mediach* są ich użytkownicy, którzy nie zajmują się fachowo leśnictwem. Społeczeństwo w wielu przypadkach nie zdaje sobie sprawy jak funkcjonują media społecznościowe i do wielu aspektów związanych ze zrównoważoną gospodarką leśną podchodzi emocjonalnie. Wszelkiego rodzaju portale społecznościowe umożliwiają wielu osobom czuć się anonimowo i bezkarnie w wirtualnym świecie. Swoboda wypowiedzi również nie sprzyja kulturalnym, elokwentnym i wartościowym pod względem edukacyjnym komentarzom. Różnorodność odbiorców oraz różnorodność wypowiedzi może wpływać na kształtowanie postaw i zachowań ludzi, zwłaszcza wśród dzieci i młodzieży, które bez wskazania dobrych praktyk będą kierować się głosem większości w *social mediach*.

2.2. Ogólna zasada działania mediów społecznościowych

Social media, odnosząc się bezpośrednio do uczuć oraz psychologii, kształtują postrzeganie i zrozumienie funkcjonowania gospodarki leśnej w różnym stopniu. Psychologia perswazji [12, 13] wykorzystuje media do tego, aby treści były bardziej przekonujące, używając tzw. efektu wzmocnienia pozytywnego (polubienia, komentarze, udostępnianie, stosowanie tzw. hashtagów), do poszerzania liczby odbiorców danych postów [14, 15].

Problemem przekazu informacji w mediach społecznościach obecnie jest fakt, że algorytmy, które są odpowiedzialne za wyświetlanie treści, nie są w stanie rozróżnić treści edukacyjnych i prawdziwych od *fake news* [16]. *Fake news* rozprzestrzeniają się znacznie szybciej w Internecie w porównaniu do wiadomości edukacyjnych [17]. Przykładowo strona internetowa Las i obywatele [18] poświęcona jest uwagom społeczeństwa względem gospodarki leśnej, jaką prowadzą Lasy Państwowe. Większość poruszanych tam kwestii w różnym stopniu uzyskało znaczny rozgłos w świecie mediów, ze względu na to, że w perspektywie społeczeństwa leśnicy poprzez działania zrównoważonej gospodarki leśnej przyczyniają się do pogłębiania skutków zmian klimatu. Na mapie całego kraju, która jest prezentowana w portalu, można zaobserwować skalę aktualnych problemów.

Według tego zobrazowania na dzień 20.04.2021 r. w całej Polsce jest 221 konfliktów między obywatelami a zarządcami lasów. Kontrowersyjne podejście ludzi do działań zrównoważonego leśnictwa, które ma na celu również walkę ze skutkami zmian klimatu, było wynikiem braku odpowiedniego poziomu komunikacji oraz edukacji przyrodniczo-leśnej [19–21]. Pojawiające się konflikty są między innymi przejawem realnego wpływu mediów na zachowanie i emocje ludzi już na poziomie podświadomości [22], dlatego tak ważnym aspektem w celu łagodzenia zarówno zamian klimatu, jak i zapobieganiu konfliktów społecznych w leśnictwie, jest stała edukacja oraz monitoring aktualnych problemów i oczekiwań społeczeństwa wobec zrównoważonego leśnictwa.

2.3. Media społecznościowe jako narzędzie edukacji

Edukacja przyrodniczo-leśna prowadzona poprzez portale społecznościowe jest bierną formą edukacji [23]. Biernie metody edukacji nie są wystarczające do osiągnięcia pożądanego stanu wiedzy czy wypracowania odpowiednich postaw proekologicznych, ponieważ wspierają one aktywne uczenie się [24]. Niemniej jest to rodzaj edukacji, który jest najbardziej powszechny [25]. Znacznie lepsze efekty w osiągnięciu prawidłowych postaw i rozwoju percepcyjno-poznawczym dają zajęcia prowadzone w naturalnym środowisku, umożliwiające kontakt z drugim człowiekiem [23, 26, 27], które wymagają aktywnego uczestnictwa w poszczególnych czynnościach. Niestety, nadmierne wykorzystywanie *social mediów* do edukacji może blokować kształtowanie odpowiednich postaw i zachowań. Liczne badania wskazują, że intensywne korzystanie z urządzeń mobilnych jak: telefony komórkowe, tablety, komputery, powoduje szereg problemów ze wzrokiem, wadami postawy, otyłością, depresją, napadami lękowymi [28–32]. Zespół deficytu natury [33], charakteryzujący się brakiem kontaktu ludzi ze środowiskiem naturalnym, m.in. na skutek pogłębiającego się życia w świecie wirtualnym, czy histeria urbanogenezy [34], warunkowana życiem ludzi w dużych aglomeracjach miejskich, do których człowiek, jako istota żywa i rozumna, nie jest odpowiednio przystosowana, to jedne z nielicznych problemów cywilizacyjnych. Przy braku stałego monitoringu poziomu edukacji przyrodniczo-leśnej w *social mediach* i braku jej efektywności, należy zastanowić się nad słusznością prowadzenia tych działań na poziomie wirtualnym.

3. Podsumowanie

Edukacja przyrodniczo-leśna prowadzona w mediach społecznościowych wciąż jest tematem, który potrzebuje głębszych badań oraz stałego monitoringu. Pozwoli to na wypracowanie nowych strategii oraz ram programów umożliwiających edukację

on-line, jak i poprawę komunikacji. Wobec tak licznych problemów, zarówno tych edukacyjnych, komunikacyjnych, jak i cywilizacyjnych, należy wziąć pod uwagę słuszość prowadzenia edukacji jedynie na poziomie realnym, gdyż pozwoliłoby to na budowanie lepszych relacji ludzkich, pozytywnie wpływając zarówno na zdrowie psychiczne i fizyczne uczestników, jak i samych edukatorów. Pozwoliłoby to również na zahamowanie negatywnych zjawisk i zachowań społeczeństwa w *social mediach*.

Literatura

1. Ustawa o lasach z dnia 28 września 1991. Dz. U. 1991 nr 101 poz. 444.
2. Ciechanowicz W., *Blog jako narzędzie edukacji i pokonywania bariery braku zainteresowania mediów*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2010, 12(1) 24: 93–99.
3. Smarul N., Tomczak K., Wierzbička A., Łukowski A., *Możliwości i stopień wykorzystania portalu Facebook przez nadleśnictwa Lasów Państwowych*, Sylwan 2019, 7: 542–550.
4. Anderson B., Fagan P., Woodnutt T., Chamorro-Premuzic T., *Facebook psychology: Popular questions answered by research*, Psychology of Popular Media Culture 2012, 1(1): 23–37.
5. Raport PBS. *Postrzeżanie Lasów Państwowych*, PBS Spółka z o.o. dla PGL Lasy Państwowe 2017.
6. Łukowski A., Opalińska P., Wierzbička A., *Aktywność nadleśnictw w mediach społecznościowych na przykładzie portalu „Facebook”*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2016, 18,(47) 2: 209–216.
7. Stępińska M., *Edukacja leśna online* [w:] E. Janeczko, M. Woźnicka (red.), *Edukacja ekologiczna w kształtowaniu świadomości społeczeństwa*, Warszawa 2019, 167–179.
8. Korcz N. *Edukacja przyrodniczo-leśna – problemy, oczekiwania i perspektywy*, Postępy Techniki w Leśnictwie 2020, 148: 37–41.
9. Lewoń R., Pirożnikow E., *Przyczynek do poznania potencjału mediów społecznościowych w edukacji leśnej*, Leśne Prace Badawcze 2019, 80(2): 159–166.
10. Pietrzak-Zawadka J., Lewoń R., *Media społecznościowe i ich znaczenie w edukacji przyrodniczej*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2018, 20(55) 1: 86–92.
11. Pikus A., *Kierunki rozwoju edukacji leśnej na terenach administrowanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne „Lasy Państwowe”* [w:] E. Janeczko, M. Woźnicka (red.), *Edukacja ekologiczna w kształtowaniu świadomości społeczeństwa*, Warszawa 2019, 31–45.
12. Grzegorzczak A., *Funkcje bohatera w reklamie telewizyjnej* [w:] A. Kozłowska (red.), *Strategia komunikacji reklamowej z konsumentem*, 2012, s. 141–170.
13. Hogan K., *Psychologia perswazji: strategie i techniki wywierania wpływu na ludzi*, Jacek Santorski & Company – Agencja Wydawnicza, 2005.
14. Amit R., Zott C., *Value creation in e-business*. Strategic Management Journal 2001, 22, 493–520.
15. Kreft J., *Wpływ hiperkonkurencji na zysk firm medialnych i jakość mediów*, Zarządzanie i Edukacja 2012: 147–159.
16. Ptaszek G., *Edukacja medialna 3.0 Krytyczne rozumienie mediów cyfrowych w dobie Big Data i algorytmizacji*, Wydawnictwo Uniwersytetu Jagiellońskiego, Kraków 2019.
17. Burkhardt J. M., *How fake news spreads*, Library Technology Reports 2017, 53(8): 10–13.
18. *Lasy i Obywatele*, strona internetowa, <http://lasyiobywatele.pl/> [dostęp: 2.12.21].

19. Dragoi M., Popa B., Blujdea V., *Improving communication among stakeholders through ex-post transactional analysis — case study on Romanian forestry*, Forest Policy and Economics 2011, 13: 16–23.
20. Janse G., *Communication between forest scientists and forest policy-makers in Europe – A survey on both sides of the science/policy interface*, Forest Policy and Economics 2008, 10: 183–194.
21. Kruk H., *Zrównoważone leśnictwo w Polsce*, Handel Wewnętrzny 2012, 1: 137–144.
22. Bogusław D., *Wpływ mediów: Konteksty społeczno-edukacyjne*, Oficyna Wydawnicza Impuls 2017.
23. Czołnik B., *Formy edukacji leśnej* [w:] T. Chrzanowski (red.), *ABC edukacji leśnej*, Wyd. Dyrekcja Regionalna Lasów Państwowych, Warszawa 2007.
24. Mehdipour Y., Zerehkafi H., *Mobile learning for education: Benefits and challenges*, International Journal of Computational Engineering Research 2013, 3(6): 93–101.
25. Bojesen E., *Passive education*, Educational Philosophy and Theory 2018, 50(10): 928–935.
26. Cooper J.L., MacGregor J., Smith K.A., Robinson P., *Implementing small-group instruction: Insights from successful practitioners*, New Directions for Teaching and Learning 2000, 81: 63–76.
27. Fjørtoft I., *The natural environment as a playground for children: The impact of outdoor play activities in pre-primary school children*, Early Childhood Education Journal 2001, 29(2): 111–117.
28. Chow B.C., McKenzie T.L., Louie L., *Aktywność fizyczna dzieci i wpływy środowiska podczas zajęć wychowania fizycznego w szkole podstawowej*, Dziennik Nauczania Wychowania Fizycznego 2008, 27(1): 38–50.
29. Jeronen E., Jeronen J., Raustia H., *Environmental Education in Finland-A Case Study of Environmental Education in Nature Schools*, International Journal of Environmental and Science Education 2009, 4(1): 1–23.
30. Stecuła K., *Zagrożenia związane z postępem techniki na przykładzie Facebooka*, Systemy Wspomagania w Inżynierii Produkcji 2017, 6(7): 223–232.
31. Zaiats Z., Zamojska A., *Wpływ mediów społecznościowych na bezpieczeństwo zdrowotne na przykładzie Facebooka, Instagrama oraz YouTube*, Міжнародні відносини, суспільні комунікації та регіональні студії 2020, 1(7): 122–131.
32. Wilson R.E., Gosling S.D., Graham L.T., *A review of Facebook research in the social sciences*, Perspectives on Psychological Science 2012, 7(3): 203–220.
33. Louv R., *Ostatnie dziecko lasu*, Wydawnictwo Mamanian, Warszawa 2005.
34. Kruszewicz A.G., *Histeria urbanogenes*, Oficyna wydawnicza Oikos, Warszawa 2020.

CZĘŚĆ II
LASY OCHRONNE MIAST
URBAN PROTECTION FORESTS

Rozdział 12

Lasy i leśnictwo miejskie w Polsce współczesnym wyzwaniem prawnym i społecznym

Chapter 12

Urban forests and forestry in Poland as a legal and social problem

Roman Jaszczak

Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
Wydział Leśny i Technologii Drewna, Katedra Urządzania Lasu
(roman.jaszczak@up.poznan.pl)

Abstract. Urban forests and forestry in Poland pose a challenge in terms of legal and social aspects. The problem lies in the lack of legal and organisational solutions and inadequate guidelines for this group of forests. The problematic issue is a diverse structure of urban and suburban forest ownership, which does not allow for common and complex analysis. Climate change can weaken forest functions in the ecosystem, which may require changing how forests are managed, and the public is made aware of the changes. The lack of green spaces for the inhabitants of new housing estates leads to increased social pressure concerning the forests growing within the borders of towns, cities, and their vicinity. While everyone is aware of environmental protection, the expectations towards forests differ depending on professional and social groups. Forest managers should meet all the expectations of city dwellers unwilling to participate in the costs or to contribute to achieving a common goal. Unfortunately, forest education is aimed at issues connected with environmental protection without considering the goals and rules of the forest economy.

Key words: legal aspects, social aspects, urban forests

1. Wprowadzenie

Pojęcie leśnictwa miejskiego (*urban forestry*) pojawiło się w 1965 roku dla określenia tytułu absolwenta studiów w zakresie pielęgnacji drzew w Toronto [1]. Wkrótce po tym, w USA sformułowano jego definicję jako *Sztuka, nauka i technika gospodarowania drzewami i zasobami leśnymi w ekosystemach miejskich i wokół nich, w celu zapewnienia społecznościom miejskim korzyści psychologicznych, socjologicznych, ekonomicznych*

i estetycznych [1–4]. Lasy miejskie to wszystkie lasy i związana z nimi roślinność rosnąca w i wokół skupisk ludzkich, począwszy od małych społeczności na obszarach wiejskich do obszarów metropolitalnych [2]. Leśnictwo miejskie kojarzone jest także z zarządzaniem drzewami pochodzenia sztucznego i naturalnego, występującymi na terenach miejskich [5].

Przytoczone sformułowania dowodzą, że jest to zupełnie inne spojrzenie na leśnictwo, które w Polsce w tradycyjnej definicji oznacza dział gospodarki narodowej, obejmujący działalność związaną z produkcją leśną kraju, zarówno w odniesieniu do: a) lasów publicznych stanowiących własność Skarbu Państwa, zarządzanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, jednostki ochrony przyrody (parki narodowe), jednostki organizacyjne pod zarządem innych ministerstw i wojewodów oraz gmin; b) lasów prywatnych [6].

Pojęcie leśnictwa miejskiego może być „szerokie” i „wąskie”. W Europie „szerokie” znaczenie jest zbliżone do amerykańskiego, co przejawia się tym, że w wielu krajach dotyczyło ono nie tylko lasów, ale także np. parków, ogrodów, cmentarzy, zadrzewień. Nawet w tak szerokim spojrzeniu na lasy i leśnictwo miejskie istnieją pewne różnice [4, 5]. Z kolei „węższa” definicja, bazująca na tradycyjnym leśnictwie, skupia się na terenach leśnych znajdujących się w miastach i blisko ich granic, i odnosząca się do surowcowego modelu gospodarki leśnej. W takie spojrzenie wpisują się przykładowo Niemcy i Finlandia. W Niemczech tradycyjnie istnieje termin „Stadtwald”, odnoszący się najczęściej do lasu założonego przez człowieka na gruntach porolnych lub nieużytkach, specjalnie zaprojektowanego i zarządzanego pod kątem rekreacji mieszkańców miast. Natomiast w Finlandii lasy miejskie są definiowane jako lasy położone na obszarach zurbanizowanych i wokół nich, w których główną funkcją jest rekreacja. Składają się one głównie z naturalnej roślinności leśnej, a z definicji wykluczone są na przykład założone przez człowieka parki z trawnikami. Także w Polsce uważa się, że las w mieście musi być zawsze lasem, czyli ekosystemem leśnym, a nie ma być przekształcanym w tzw. park leśny, w którym utracona jest istota wypoczyniania w naturze – wypoczynek w warunkach zbliżonych do naturalnych, o formie najbardziej sprzyjającej regenerowaniu sił psychiczno-zdrowotnych mieszkańców miast [7]. Niezależnie jednak od pewnych różnic w poglądach przyjmuje się jednak obecnie, że definicja leśnictwa miejskiego obejmuje wszystkie zasoby drzew w miastach i jest to powszechnie akceptowane [4, 5, 8].

2. Uwarunkowania leśnictwa miejskiego w Polsce

2.1. Lasy w polskich miastach

Powierzchnia lasów będących własnością miast w 2016 roku wynosiła od 338,58 (województwo świętokrzyskie) do 3874,83 ha (województwo dolnośląskie), a sumarycznie dla Polski – 31062, 94 ha. Udział lasów ochronnych stanowił natomiast od 3,8

(województwo lubuskie) do 90,4 (województwo opolskie), a przeciętnie dla całego kraju – 54,3% (Tab. 1).

TABELA 1. Powierzchnia lasów będących własnością miast i udział lasów ochronnych wg województw w 2016 roku [opracowanie własne na podstawie GUS 2017]

TABLE 1. Forest areas owned by cities and the share of protection forests divided by the provinces in 2016 [source: own study based on data from GUS (the Central Statistical Office in Poland), 2017]

Województwo Province	Lasy będące własnością miast [ha] Forests owned by cities [ha]	Udział lasów ochronnych [%] Share of protection forests [%]
Dolnośląskie	3874,83	33,7
Kujawsko-pomorskie	2187,23	61,1
Lubelskie	347,51	13,1
Lubuskie	1110,91	3,8
Łódzkie	1969,84	74,6
Małopolskie	3562,36	27,0
Mazowieckie	908,86	52,5
Opolskie	515,89	90,4
Podkarpackie	1572,12	30,3
Podlaskie	485,05	14,2
Pomorskie	2429,33	71,4
Śląskie	2281,22	58,6
Świętokrzyskie	338,58	36,9
Warmińsko-Mazurskie	2523,88	71,4
Wielkopolskie	3403,47	77,5
Zachodniopomorskie	3551,86	70,8
RAZEM [ha]; ŚREDNIO [%] TOTAL [ha]; AVERAGE [%]	31062,94	54,3

W przypadku miast wojewódzkich ich lesistość w 2016 roku wynosiła od 4,0% (Kraków) do 53,0% (Zielona Góra). Powierzchnia gruntów leśnych była najniższa w Przemyślu (1154,59 ha), a najwyższa w Zielonej Górze (15206,97 ha). Lasy, przede wszystkim w zarządzie PGL Lasy Państwowe, są także własnością miast i właścicieli prywatnych, jednak w poszczególnych miastach ich udział był różny. Grunty w zarządzie PGL Lasy Państwowe mają powierzchnię od 195,64 (Łódź) do 14374,37 ha (Zielona Góra). Grunty będące własnością miast mają od 1,96 (Lublin) do 2674,35 ha (Szczecin), a lasy prywatne od 17,79 (Wrocław) do 2783,00 ha (Warszawa) (Tab. 2).

TABELA 2. Lesistość i powierzchnia gruntów leśnych w miastach wojewódzkich z uwzględnieniem kategorii własności w 2016 roku [opracowanie własne na podstawie GUS 2017]

TABLE 2. Forest cover and forest land in cities, including ownership categories in 2016 [own study based on data from GUS (the Central Statistical Office in Poland), 2017]

Miasto wojewódzkie – lesistość [%] Capital city of the province – forest cover [%]	Ogółem grunty leśne Total forest land [ha]	w tym między innymi: including:		
		grunty w zarządzie PGL LP land managed by the State Forests National Forest Holding	grunty będące własnością miast land owned by the cities	lasy prywatne private forests
		[ha]		
Wrocław – 7,6	2262,44	1264,06	949,31	17,79
Bydgoszcz – 27,5	4989,12	4507,09	157,10	110,03
Lublin – 11,2	1674,89	1330,06	1,96	342,87
Zielona Góra – 53,0	15206,97	14374,37	563,00	222,00
Łódź – 9,3	2778,89	195,64	1503,92	1033,57
Kraków – 4,0	1349,01	270,52	894,71	182,98
Warszawa – 13,7	7155,11	1681,72	127,41	2783,00
Opole – 14,6	1454,35	1369,43	13,90	63,80
Przemyśl – 24,9	1154,59	197,33	104,70	852,54
Białystok – 18,1	1893,16	1454,40	236,44	201,00
Gdańsk – 17,9	4802,87	3462,39	1069,70	208,31
Katowice – 39,8	6867,30	6758,68	30,40	76,40
Kielce – 20,9	2353,75	1893,76	86,13	364,00
Olsztyn – 21,2	1900,82	375,03	1304,53	181,63
Poznań – 14,7	4262,79	1250,61	2561,64	437,44
Szczecin – 16,5	5109,48	2356,41	2674,35	52,93

Łączny obszar lasów w miastach na prawach powiatu w latach 2005–2017 wzrósł o ponad 15 tysięcy hektarów, a średnio na jedno miasto o ponad 235 ha (Tab. 3), jednak w 21 miastach nastąpił spadek, a w 43 wzrost zasobów leśnych. Przyczyną wzrostu było najczęściej przesunięcie granic miast (np. Zielona Góra, Przemyśl, Rzeszów, Koszalin). Przyczyną spadku były takie okoliczności jak: zmniejszenie się powierzchni miasta, rozrost zabudowy miejskiej, budowa nowych dróg i innych szlaków komunikacyjnych (np. Zabrze, Sosnowiec, Warszawa, Jastrzębie) [8].

TABELA 3. Lasy ogółem w obszarze miast na prawach powiatu w 2005 i 2017 roku [9]

TABLE 3. Forests located within the boundaries of cities with powiat (county) rights in 2005 and 2017 [Kołodziej 2019]

Wyszczególnienie Specification	Wyniki Results
Liczba miast Total number of cities	64 (bez Świętochłowic) (without Świetochlowice)
Rok 2005 Year 2005	
Łączny obszar lasów [ha] (Total forest area [ha])	114280,7
Udział lasów w obszarze miast [%] Share of forests within the city boundaries [%]	16,32
Średni obszar lasów na miasto [ha] Average forest area per city [ha]	1785,6
Rok 2017 Year 2017	
Łączny obszar lasów [ha] (A total area of forests [ha])	129347,0
Udział lasów w obszarze miast [%] Share of forests within the city boundaries [%]	17,55
Średni obszar lasów na miasto [ha] Average forest area per city [ha]	2021,0
Różnica 2017 a 2005 rok The difference between 2017 and 2005	
Łączny obszar lasów [ha] (A total area of forests [ha])	+15066,3
Udział lasów w obszarze miast [%] Share of forests within the city boundaries [%]	+1,23
Średni obszar lasów na miasto [ha] Average forest area per city [ha]	+235,4

Lasy ochronne występują w 39 miastach, a w 26 ich brak. W latach 2005–2017 powierzchnia lasów ochronnych zmalała w 18 (zwłaszcza w Białymstoku, Jeleniej Górze, Piekarach Śląskich, Sopotcie, Tychach, Zabrze), wzrosła w 16 (przede wszystkim w Toruniu, Poznaniu, Bydgoszczy), a nie uległa zmianie w pięciu miastach. Ogółem powierzchnia lasów ochronnych w miastach na prawach powiatu zmalała o ponad 2655 ha, a średnio na jedno miasto o ponad 68 ha (Tab. 4). Mniejsza powierzchnia lasów ochronnych lub ich brak nie wynikały z ich fizycznej likwidacji, tylko z rezygnacji z samego statusu lasu ochronnego, co wynika z obostrzeń dla tej kategorii lasów ochronnych związanych m.in. z „zakazem ich gospodarczego wykorzystania czy koniecznością wnioskowania do ministra ochrony środowiska o ewentualną zmianę ich obszaru” [9].

TABELA 4. Lasy ochronne w obszarze miast na prawach powiatu w 2005 i 2017 roku [9]

TABLE 4. Protection forests within the boundaries of cities with powiat (county) rights in 2015 and 2017 [9]

Wyszczególnienie Specification	Wyniki Results
Liczba miast Total number of cities	39
Rok 2005 Year 2005	
Powierzchnia lasów ochronnych [ha] Area of protection forests [ha]	22206,1
Udział lasów ochronnych w granicach miast [%] Share of protection forests within the city boundaries [%]	3,1
Średni obszar lasów ochronnych na miasto [ha] Average area of protection forests per city [ha]	569,4
Rok 2017 Year 2017	
Powierzchnia lasów ochronnych [ha] Area of protection forests [ha]	19551,0
Udział lasów ochronnych w granicach miast [%] Share of protection forests within the city boundaries [%]	2,6
Średni obszar lasów ochronnych na miasto [ha] Average area of protection forests per city [ha]	501,3
Różnica 2017 a 2005 rok The difference between 2017 and 2005	
Powierzchnia lasów ochronnych [ha] Area of protection forests [ha]	-2655,1
Udział lasów ochronnych w granicach miast [%] Share of protection forests within the city boundaries [%]	-0,5
Średni obszar lasów ochronnych na miasto [ha] Average area of protection forests per city [ha]	-68,1

Wpływ na fluktuację powierzchni lasów ochronnych miejskich i podmiejskich w Polsce mają przede wszystkim takie czynniki jak: rozbieżności odnośnie granic i powierzchni lasów pomiędzy stanem faktycznym a istniejącym w Ewidencji Gruntów i Budynków, niekontrolowany proces zalesiania gruntów nieleśnych, działania inwestycyjne właścicieli lasów oraz braki w dokumentacji, różne standardy w dokładności zbierania i udostępniania danych liczbowych [10].

2.2. Aspekty prawne

W 1948 roku ukazała się Ustawa o przejściu na własność Państwa niektórych lasów i innych gruntów samorządowych [11], na mocy której *lasy i grunty leśne, stanowiące własność związków samorządu terytorialnego, przeszły z mocy samego prawa na własność Państwa* (Art.1.1). Przewidywano jednak, że wspomnianego przepisu nie będzie się stosować *do lasów i innych gruntów znajdujących się w granicach administracyjnych*

miast, a także do znajdujących się poza tymi granicami, jeżeli w planach zagospodarowania przestrzennego są przeznaczone na zaspokojenie potrzeb zdrowotnych i kultury społecznej ludności miast, ośrodków przemysłowych, uzdrowisk oraz innych osiedli (Art. 1.3).

W Ustawie z dnia 20 grudnia 1949 roku o państwowym gospodarstwie leśnym [12] zapisano kilka możliwości wyłączenia niektórych obszarów leśnych z państwowego gospodarstwa leśnego i przekazywania ich pod zarząd innych ministrów, z przeznaczeniem m.in. na potrzeby rozwojowe osiedli (Art. 1.1). Jednakże wyłączone obszary miały podlegać ponownemu włączeniu do państwowego gospodarstwa leśnego, jeżeli potrzeby uzasadniające wyłączenia przestaną istnieć lub też będą mogły być zaspokojone bez takiego wyłączenia (Art. 2).

W obecnie obowiązującej Ustawie o lasach [13] brakuje generalnie zapisów odnoszących się wprost do lasów miejskich. Jest w niej tylko zapis, że lasy w zasięgu oddziaływania miast uznawane są za ochronne, co wynika z Art. 15, w którym zapisano, że za lasy szczególnie chronione, zwane dalej „lasami ochronnymi”, mogą być uznane lasy, które są m.in. położone w granicach administracyjnych miast i w odległości do 10 km od granic administracyjnych miast liczących ponad 50 tys. mieszkańców; znajdują się w strefach ochronnych uzdrowisk i obszarów ochrony uzdrowiskowej oraz są trwale uszkodzone przez przemysł. Od 1994 roku w instrukcjach urządzania lasu [14–16], wśród lasów ochronnych wymieniane są za Ustawą o lasach [13] m.in. lasy w granicach administracyjnych miast i do 10 km od miast liczących ponad 50 tysięcy mieszkańców (bez względu na formę własności). Dla wszystkich kategorii lasów ochronnych (w tym lasów komunalnych) funkcjonuje co prawda rozporządzenie [17], dotyczące m.in. zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej. Jednak w przypadku lasów położonych w granicach miast stwierdza się obecnie, że zapisy te są zbyt ogólne i nie w pełni uwzględniają bogactwa ich funkcji społecznych [18].

Lasy komunalne powinny posiadać aktualne plany urządzania lasu, według których miała być prowadzona gospodarka leśna i rekreacyjne zagospodarowanie lasu. Po II wojnie światowej ukazały się dwie części instrukcji urządzania lasów komunalnych. W 1954 roku część I – *Inwentaryzacja stanu lasu*, w 1957 roku część II – *Opracowanie planu zagospodarowania lasu*. W 1965 roku minister gospodarki komunalnej wprowadził pewne zmiany niektórych zasad związanych z opracowywaniem planów urządzania lasów komunalnych [19]. W 1983 roku opracowano nowe zasady zagospodarowania lasów komunalnych, jednak nie zostały one wprowadzone do stosowania w praktyce [20]. A obecnie nie ma żadnej instrukcji urządzania lasu, czy też zasad hodowli lasu odnoszących się do lasów miejskich.

Sprawy lasów komunalnych były początkowo nadzorowane przez Departament Transportu Miejskiego i Usług Komunalnych w Ministerstwie Administracji i Gospodarki Przestrzennej, a następnie (do 1990 roku) przez Zespół Zieleni Miejskiej w Departamencie Gospodarki Komunalnej w Ministerstwie Budownictwa, Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej. Należy jednak zauważyć, że wszystkie przepisy o prowadzeniu gospodarki leśnej leżały w kompetencji Naczelnego Zarządu Lasów Państwowych, podległemu Ministerstwu Rolnictwa, Leśnictwa i Gospodarki Żywnościowej [20]. Obecnie dla lasów komunalnych nie ma żadnej struktury

organizacyjno-administracyjnej w skali całego kraju [21, 22], a lasy miejskie funkcjonują w formie jednostek budżetowych miejskich działających na podstawie przepisów ustaw o: samorządzie gminnym [23], samorządzie powiatowym [24], finansach publicznych [25], lasach [13] oraz ewentualnie ustrojowych miejskich ustaw kompetencyjnych. Kieruje nimi zazwyczaj dyrektor, z którym stosunek pracy nawiązuje i rozwiązuje prezydent miasta (bądź burmistrz). Strukturę organizacyjną i zasady funkcjonowania lasów miejskich określa regulamin organizacyjny ustalony przez dyrektora i/lub statut jednostki. Gospodarka finansowa prowadzona jest według zasad określonych dla jednostek budżetowych, przy czym podstawą gospodarki finansowej lasów miejskich jest roczny plan finansowy. Nadzór nad działalnością lasów miejskich sprawują organy miasta w zakresie swych kompetencji [26]. Wykazano, że w każdym mieście cele działalności organów zarządzających lasami miejskimi są generalnie bardzo różne i odmienne [27].

Brak podstaw prawnych dotyczących lasów w granicach administracyjnych miast zauważalny jest także w Europie. Jeśli już są związane z nimi dokumenty, to w większości przypadków są one przygotowywane na poziomie krajowym (czego jednak nie ma w tej chwili w Polsce). Generalnie coraz więcej miast wprowadza własne regulacje w zakresie zarządzania lasami czy zagadnień dotyczących ich ochrony [28]. W Polsce takim przykładem jest Poznań, z wytycznymi dotyczącymi gospodarowania lasami komunalnymi [29]. Mimo tego pozytywnego przykładu należy podkreślić, że jest to wyjątek od reguły. Od lat sygnalizowany jest bowiem brak formalnych podstaw prawnych (ustaw, rozporządzeń, instrukcji), odnoszących się wprost do leśnictwa miejskiego i lasów komunalnych [20–22, 30, 31, 27, 32]. Powoduje to wykorzystywanie przepisów zawartych w różnych, wcześniej już wspomnianych, ustawach [26].

Zgłoszono [32] szereg konkretnych propozycji zmian zapisów w Ustawie o lasach [13]. Zwrócono m.in. uwagę na fakt, że las miejski nie jest przeznaczony do produkcji leśnej (jak lasy nadleśnictw lub prywatne), ale do wypoczynku mieszkańców miast. Z tego powodu należy uzupełnić zapis w Art. 3.1., który powinien brzmieć:

„Lasem w rozumieniu ustawy jest grunt:

1) o zwartej powierzchni co najmniej 0,10 ha, pokryty roślinnością leśną (uprawami leśnymi) – drzewami i krzewami oraz runem leśnym – lub przejściowo jej pozbawiony:

*a) przeznaczony do produkcji leśnej **lub do wypoczynku mieszkańców miast, lub ...**”.*

Wiadomo także, że lasy w mieście egzystują w zupełnie innych warunkach niż poza nim. Sprawia to specyfika oddziaływania środowiska miasta na przyrodę leśną, odmienność warunków siedliskowych i klimatycznych, oraz zapotrzebowanie na wypoczynek w prawdziwym lesie, a nie w parkach, czy innych obiektach zieleni miejskiej. To powoduje, że prowadzenie gospodarki leśnej na terenie miasta jest inne, niż w przyległych lasach, najczęściej państwowych. Zaproponowano więc [32] włączyć do Ustawy o lasach [13] do artykułu 7. o gospodarce leśnej zapis:

„3a. Gospodarkę leśną w lasach miejskich prowadzi się według „Wytycznych dotyczących gospodarowania lasami komunalnymi z 2012 roku”, z uwzględnieniem lokalnych uwarunkowań gospodarki leśnej w mieście”.

Dla lasów miejskich, jako lasów niepaństwowych, obowiązuje wymóg sporządzenia uproszczonego planu urządzenia lasu, z czym trudno jest się zgodzić. Są to przecież lasy podlegające publicznemu udostępnianiu, a celem ich istnienia nie jest nastawienie na produkcję i sprzedaż drewna. Opis lasów nie powinien więc być uproszczony, skrócony. Wręcz przeciwnie – rozbudowany o: wszystkie składowe elementy przyrodnicze; szczegółową inwentaryzację dróg i ścieżek spacerowych, potrzebną dla priorytetów konserwatorsko-naprawczych; podział lasu na gospodarstwa, którego kryterium jest intensywność penetracji lasu przez mieszkańców miast, określający stopnie intensywności zagospodarowania rekreacyjnego, itp. [32]. Dlatego do rozdziału 4. o planie urządzenia lasu należałoby dopisać osobny punkt [32] w Art. 18:

„4a. Dla lasów miejskich sporządza się plan urządzenia lasu według zasad określonych w punktach 1–4, oraz według „Wytycznych dotyczących gospodarowania lasami komunalnymi”.

Nadzór nad gospodarką leśną w lasach miejskich powinien sprawować organ samorządowy wyższego szczebla niż starostwo – marszałek województwa lub wskazana przez niego regionalna dyrekcja Lasów Państwowych, poprzez swoich nadleśniczych, którzy opiniowali plany urządzenia lasów miejskich [32]. Na tę czynność samorząd lokalny (miasto, starostwo, województwo) powinien zabezpieczyć środki finansowe. I taka treść powinna się znaleźć w Art. 5.1., jako punkt 2a. Podkreślono także, że w celu wzmocnienia nadzoru nad lasami miejskimi w Polsce koniecznym jest rozważenie przywrócenia centralnego nadzoru, koordynującego działania leśników miejskich poprzez wypracowywanie i wdrażanie do praktyki jednolitych rozwiązań prawnych i gospodarczych, przy pozostawieniu szerokiej autonomii miastom [32].

2.3. Aspekty społeczne

W Europie, w tym także w Polsce, w świadomości społecznej istnieje coraz silniejsze przekonanie, że w lasach miejskich gospodarka powinna być ukierunkowana przede wszystkim na szeroko rozumiane potrzeby wypoczynkowe mieszkańców szukających w sposób naturalny kontaktu z przyrodą [33]. Funkcja gospodarcza jest marginalizowana, wręcz pomijana [4, 5, 21]. Z tego też powodu cele i zasady gospodarki w lasach miejskich powinny być generalnie inne niż w lasach gospodarczych [34], przede wszystkim podporządkowane funkcjom społecznym, głównie funkcji rekreacyjnej [35–44].

Wskazywano, że odpowiedzialność za miejskie i podmiejskie obszary leśne jest dzielona między różne jednostki [45–48]. Sposób zarządzania i nadzoru lasami miejskimi powinien obejmować instytucje, zasady, partnerstwo i procesy składające się na podejmowanie decyzji w zakresie terenów zielonych i leśnych w granicach administracyjnych miast oraz na obszarach podmiejskich [49]. Jednak spojrzenie na las zarządzających nim i korzystających z niego może być istotnie różne, z czego mogą wynikać konflikty pomiędzy obiema grupami [3]. Opisano przykłady konfliktów różnych grup społecznych i zawodowych w różnych miastach Europy [50].

Koniecznym jest większa partycypacja społeczeństwa w podejmowaniu decyzji dotyczących lasów miejskich [51]. Reakcje lasów miejskich na zmiany klimatu mogą prowadzić do osłabienia świadczonych przez nie usług ekosystemowych, co wymusza zmianę zarządzania lasami miejskimi i konieczność przekonania do nich społeczeństwa [52]. Aktywne zarządzanie jest niezbędne do ochrony lasów miejskich przed zagrożeniami klimatycznymi i ich utrzymania dla przyszłych pokoleń [53]. Nie ma jednak jednej uniwersalnej strategii dla miast na rzecz podejmowania działań mających na celu łagodzenia zmian klimatu. To zazwyczaj każde miasto tworzy lokalną strategię, ale przeszkodami są brak fachowej wiedzy, różne formy własności lasów i koszty jej wdrażania [54, 55, 56]. Uważa się, że skuteczne wdrażanie procesów adaptacyjnych wynikających ze zmian klimatu, wymaga współpracy różnych specjalistów od zasobów naturalnych [57].

Dla mieszkańca miasta nie jest jednak ważne, kto lasem zarządza. Stąd także lasy będące w zarządzie Lasów Państwowych, a rosnące w miastach lub w pobliżu ich granic, także postrzegane są przez społeczeństwo przede wszystkim jako miejsce wypoczynku i rekreacji, przy czym oczekiwania społeczne mogą być w tym zakresie różne [58]. Szczególnym miejscem dla wypoczynku jest wnętrze lasu, gdzie powinny być lokalizowane elementy ułatwiające i podnoszące atrakcyjność dominującej formy rekreacji w lesie, jakim są spacer. Mieszkańcy oczekują spokoju, ciszy, porządku i czystości [40]. Pobyt i wypoczynek w lesie stają się coraz częstszą formą spędzania wolnego czasu [40] i odbywają się prawie codziennie, bez wykorzystania urlopu [59]. Pisze się nawet trochę przewrotnie o „pozytywnej formie snobizmu”, związanej z rosnącą popularnością spotkań towarzyskich, czy wycieczek rowerowych do lasu [43]. Z lasu korzystają wszyscy. Zauważalne jest przy tym zjawisko, że przybywa osób w starszym wieku i niepełnosprawnych oraz wzrasta poziom wykształcenia przeciętnego użytkownika. Pojawiają się także nowe formy rekreacji (np. *nordic walking*), ale i renesans wcześniej istniejących, ale mało popularnych elementów zagospodarowania rekreacyjnego (np. ścieżki zdrowia) [60]. Moda na las narzuca jednak bardzo ważne pytanie: ilu ludzi może przebywać w lesie miejskim? [61].

Atrakcyjna infrastruktura przyciąga coraz liczniejsze rzesze mieszkańców miast eksplorujących las [43], dzięki czemu istnieje wiele możliwości korzystania z niego. Jednak w ocenie społecznej działania podejmowane przez zarządzających lasami miejskimi nie zawsze są spójne z oczekiwaniami mieszkańców miast [35]. Stawia to przed leśnikami trudne zadania związane z edukacją leśną społeczeństwa i sposobem prowadzenia gospodarki leśnej [37, 38, 41, 42, 44], otwarciem się na udział społeczeństwa

w tworzeniu planów urządzenia lasu [62], konsultacji społecznych dotyczących np. ścieżek rowerowych, które przeprowadzono m.in. w Olsztynie [63]. Konieczne jest też rozpoznanie potrzeb i preferencji użytkowników wraz ze szczegółową inwentaryzacją i oceną istniejących elementów, i urządzeń rekreacyjnego wyposażenia terenu [35, 61] lub ich waloryzacją [65]. Włączanie społeczeństwa w podejmowanie decyzji w zakresie zagospodarowania i zarządzania lasami miejskimi może mieć także na celu zwiększanie jego świadomości w zakresie ochrony środowiska [66]. Lasy miejskie wymagają innego, niż w lasach gospodarczych, spojrzenia na zagospodarowanie turystyczne i rekreacyjne. Ze względu na wiodącą funkcję społeczną proponuje się, aby w lasach w zasięgu oddziaływania miast wyróżnić strefy: intensywną (A), zrównoważoną (B), spokojną (C), masową (D) i niedostępną (N) [21, 22, 29]. Proponuje się także wydzielanie terenów funkcjonalnych, niezależnych od formy własności lasów, wyposażonych w elementy technicznego zagospodarowania i z odpowiednim postępowaniem hodowlanym, co pozwoliłoby na zminimalizowanie negatywnego wpływu odwiedzających na las [67].

Należy jednak podkreślić, że pobyt ludzi w lesie w celach turystycznych i rekreacyjnych stanowi trzeci najważniejszy czynnik zagrażający trwałości lasów, zaraz po chorobach powodujących ich zamieranie, gradacjach owadów i masowo występujących grzybów chorobotwórczych [68]. Zwraca się przy tym uwagę na takie niekorzystne zjawiska jak: wyścigi motocrossowe, wjeżdżanie samochodem do lasu, niszczenie plantacji choinek i nowo założonych upraw [69]; wydeptywanie (niszczenie) warstwy runa leśnego, samosiewów i podrostów, uszkodzanie krzewów i drzew przez obłamywanie gałęzi, zrywanie roślin, zaśmiecanie lasu, dewastowanie urządzeń rekreacyjnych, tablic i znaków, świadome i nieświadome wywoływanie pożarów lasów, postępującą urbanizację obszarów przyległych do lasów komunalnych oraz presję na przeznaczanie terenów leśnych pod zabudowę, gęstą sieć dróg przecinających lasy jako źródło hałasu, zanieczyszczeń i zagrożenie dla życia zwierząt [36, 70]. Położenie lasów w granicach administracyjnych dużej aglomeracji miejskiej generuje ogromną ilość napięć i problemów na styku las – człowiek – infrastruktura, co związane jest ze skrajnymi sposobami podejścia różnych grup społecznych i zawodowych do lasu w mieście. Wynikiem ścierania się i przenikania różnych działań związanych z terenami leśnymi jest stopniowe zacieranie i wytracanie pierwotnych funkcji jakie pełni las, w zależności od nasilenia wpływu poszczególnych działań, a w skrajnych przypadkach zanikanie lasu, na miejscu którego pojawiają się np. drogi, osiedla mieszkaniowe, parkingi [71].

Podsumowanie

Lasy i leśnictwo miejskie w Polsce są współczesnym wyzwaniem prawnym i społecznym. Przyczyn tego stanu rzeczy należy upatrywać w:

- braku umocowania prawnego i organizacyjnego oraz w niewystarczających

wytycznych (instrukcji zarządzania lasu, ochrony lasu, zasad hodowli lasu) dla tej grupy lasów;

- zróżnicowanej strukturze własności lasów miejskich i podmiejskich, co nie ułatwia wspólnego i kompleksowego spojrzenia na pojawiające się problemy;
- reakcji lasów miejskich na zmiany klimatu mogących prowadzić do osłabienia świadczonych przez nie usług ekosystemowych, co może wiązać się ze zmianą sposobu zarządzania lasami miejskimi i koniecznością przekonania do tego społeczeństwa;
- braku zainteresowania deweloperów i władz miast w organizowaniu terenów zielonych dla mieszkańców nowopowstających osiedli mieszkaniowych, co powoduje w sposób naturalny wzrost presji społecznej na lasy rosnące w granicach miast i w ich pobliżu;
- „modzie” na zdrowy tryb życia i szukania relaksu, odpoczynku w lesie;
- fakcie, że obecnie wszyscy znają się na ochronie przyrody i środowiska, jednak postrzeganie lasu i oczekiwania względem niego są różne z punktu widzenia różnych grup zawodowych i społecznych;
- oczekiwaniu przez społeczeństwo spełniania przez zarządzających lasami wszystkich jego oczekiwań, jednak bez partycypacji w kosztach i pracy własnej na rzecz zgłaszanych inicjatyw oraz współodpowiedzialności;
- braku współpracy w szukaniu porozumienia i kompromisu wszystkich zainteresowanych stron;
- braku lub niedostatecznej edukacji leśnej, ukierunkowanej głównie na zagadnienia związane z ochroną przyrody i środowiska, a nietłumaczącej spraw związanych z celami i zasadami gospodarki leśnej.

Literatura

1. Johnston M., *A brief history of urban forestry in the United States*, *Arboricultural Journal* 1996, 20: 257–278.
2. Miller R. W., *Urban Forestry: Planning and Managing Urban Green Spaces*, Second Edition, New Jersey, Prentice Hall 1997.
3. Hunter I. R., *What do people want from urban forestry? – The European experience*, *Urban Ecosystems* 2001, 5: 277–284.
4. Konijnendijk C. C., *A decade of urban forestry in Europe*, *Forest Policy and Economics* 2003, 5: 173–186.
5. Konijnendijk C. C., Ricard R. M., Kenney A., Randrup T. B., *Defining urban forestry – A comparative perspective of North America and Europe*, *Urban Forestry and Urban Greening* 2006, 4: 93–103.
6. *Słownik encyklopedyczny leśnictwa, drzewnictwa, ochrony środowiska, łowiectwa oraz dziedzin pokrewnych*, E. Więcko (red.), Wydawnictwo Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego, Warszawa 1996.
7. Ważyński B., *Rekreacyjne zagospodarowanie lasu (lasy komunalne)* [w:] B. Ważyński (red.), *Podstawy gospodarki leśnej*, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań 2014: 188–191.

8. Konijnendijk C. C., *Tree agency and urban forest governance*, Smart and Sustainable Built Environment 2016, 5(2): 176–188.
9. Kołodziej B., *Miejska gra w zielone. Zieleń 65 miast na prawach powiatu w latach 2005–2017*, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Poznań 2019.
10. Jaszczak R., Wajchman-Świtalska S., *Lasy ochronne na obszarach miejskich i podmiejskich w Polsce w latach 2010–2016*, Acta Scientiarum Polonoum Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria 2019, 18(4): 251–257.
11. *Ustawa z dnia 18 listopada 1948 r. o przejściu na własność Państwa niektórych lasów i innych gruntów samorządowych*, Dz. U. Nr 57, poz. 455 i 456.
12. *Ustawa z dnia 20 grudnia 1949 r. o państwowym gospodarstwie leśnym*, Dz. U. Nr 63, poz. 494.
13. *Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach*, Dz. U. z 2011 r. Nr 12, poz. 59 z późn. zm.
14. *Instrukcja urządzania lasu. Część ogólna*, Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa 1994.
15. *Instrukcja urządzania lasu. Część I. Instrukcja sporządzania planu urządzania lasu dla nadleśnictwa*, Załącznik do Zarządzenia Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 18 kwietnia 2003 r., Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2003.
16. *Instrukcja urządzania lasu. Część I. Instrukcja sporządzania projektu planu urządzania lasu dla nadleśnictwa*, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
17. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 25 sierpnia 1992r. w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne oraz szczegółowych zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej, Dz. U. Nr 67, poz. 337.
18. Jaszczak R., Bańkowski J., *Funkcje lasu a jego podział na gospodarstwa*, Las Polski 2020, 19: 8–11
19. Ważyński B., *Urządzanie lasów komunalnych*, Sylwan 1988, 132(7): 15–23.
20. Ważyński B., *Lasy komunalne*, Sylwan 1987, 131(10): 13–19.
21. Ważyński B., *Zasady prowadzenia gospodarki leśnej wokół aglomeracji miejskich*, Biblioteczka Leśniczego 253, Wydawnictwo Świat, Warszawa 2007.
22. Ważyński B., *Urządzanie i rekreacyjne zagospodarowanie lasu*, Poradnik leśnika, Powszechnie Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa 2011.
23. *Ustawa z dnia 8 marca 1990 r. o samorządzie gminnym*, Dz. U. z 2013 r., poz. 594, 645 i 1318.
24. *Ustawa z dnia 5 czerwca 1998 r. o samorządzie powiatowym*, Dz. U. z 2013 r., poz. 595 i 645.
25. *Ustawa z dnia 27 sierpnia 2009 r. o finansach publicznych*, Dz. U. z 2013 r., poz. 885, 938 i 1646.
26. Geszprych M., *Struktura zarządzania i nadzoru nad lasami w Polsce* [w:] Panel Ekspertów „Organizacja”. Wizja leśnictwa w Polsce. Narodowy Program Leśny, 18 listopada 2014 r., Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2014.
27. Jaszczak R., Wajchman-Świtalska S., *Zarządzanie lasami miejskimi w Polsce* [w:] A. Grzywacz (red.), *Komunikacja społeczna w leśnictwie*, Polskie Towarzystwo Leśne, Warszawa 2016: 115–130.
28. Schmied A., Pillmann W., *Tree protection legislation in European cities*, Urban Forestry and Urban Greening 2003, 2(2): 115–124.
29. *Wytyczne dotyczące gospodarowania lasami komunalnymi miasta Poznania*. Załącznik do zarządzenia Nr 183/2012/P Prezydenta Miasta Poznania z dnia 19.03.2012 r., Poznań 2012.
30. *Leśnicy komunalni w sprawie nowelizacji Ustawy o lasach*, Przegląd Leśniczy 2008, 3(201/XVIII): 13.

31. Jaszczak R., *Las i gospodarka leśna w zasięgu oddziaływania miast w Polsce*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2008, 10, 3(19): 152–171.
32. Jaszczak R., Ważyński B., Wajchman-Świtalska S., *Prawne aspekty leśnictwa miejskiego w Polsce*, Sylwan 2017, 161(8): 659–668.
33. Orzechowski M., *Lasy chronione i ochronne w gospodarowaniu przestrzenią gminy*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2016, 18, 49B(5): 61–71.
34. Jaszczak R., Wajchman S., *Wybrane aspekty gospodarki leśnej w lasach miejskich Poznania i w Lasach Państwowych*, Sylwan 2015, 159(2): 160–167.
35. Janeczko E., Woźniacka M., *Zagospodarowanie rekreacyjne lasów Warszawy w kontekście potrzeb i oczekiwań mieszkańców stolicy*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2009, 11, 4(23): 131–139.
36. Jaszczak R., Beker C., Gołojuch P., *Leśnictwo i gospodarka leśna na obszarze aglomeracji poznańskiej*, Biblioteka Aglomeracji Poznańskiej, Numer 1, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań 2010.
37. Jaszczak R., Beker C., Gołojuch P., Miotke M., *Forest education of the urban population in Poland as exemplified by Poznań agglomeration*, Journal of Management and Sustainable Development 2011, 2(29): 97–102.
38. Jaszczak R., Beker C., Gołojuch P., Miotke M., *Preconditioning of forest economy in Poland in urban areas*, Journal of Management and Sustainable Development 2011, 2(29): 107–111.
39. Gołos P., Zajac S., *Delimitacja rekreacyjnej funkcji lasów i gospodarki leśnej na terenach zurbanizowanych*, Leśne Prace Badawcze 2011, 72(1): 83–94.
40. Gołos P., *Rekreacyjna funkcja lasów miejskich i podmiejskich Warszawy*, Leśne Prace Badawcze 2013, 74(1): 57–70.
41. Wajchman S., *Rekreacyjne zagospodarowanie lasów miejskich miasta Poznania*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2013, 15(35): 119–126.
42. Młynarski W., Kaliszewski A., *Stan i problemy zagospodarowania lasów w miastach województwa mazowieckiego*, Leśne Prace Badawcze 2013, 74(4): 315–321.
43. Grzelak-Kostulska E., Hołowiecka B., *Lasy jako miejsca realizacji indywidualnych potrzeb aktywności i wypoczynku ludności*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2013, 15, 437/4: 104–110.
44. Jaszczak R., Wajchman S., *Problems of forest management in municipal forests of the city of Poznań*, Civil and Environmental Engineering Reports 2014, 12(1): 45–54.
45. Johnston M., Collins K., Rushton B., *A Survey of Urban Forestry in the Republic of Ireland* [w:] Proceedings of Ireland's Third Urban Forestry Conference, Galway City, 22–24 April, 1998, The Tree Council of Ireland 1999, ss. 92.
46. Saretok L., *A Survey of Urban Forestry in Sweden*. Honours dissertation, Myerscough College 2006.
47. Britt C., Johnston M., *Trees in Towns II. A new survey of urban trees in England and their condition and management*, Department of Communities and Local Government, Executive summary, London 2008, ss. 36.
48. Gerhardt D., *A Survey of Urban Tree Management in Local Authorities in Germany*, MSc dissertation, Myerscough College 2010.
49. Lawrence A., Dandy N., *Governance and the urban forest* [w:] Research Report. Trees, people and the built environment, Proceedings of the Urban Trees Research Conference, 13–14 April 2011: 2012: 148–159.
50. Konijnendijk C. C., *Adapting Forestry to Urban demands role of communication in urban forestry in Europe*, Landscape and Urban Planning 2000, 52: 89–100.

51. Ostojic S. K., Konijnendijk C. C., *Exploring global scientific discourses on urban forestry*, Urban Forestry & Urban Greening 2015, 14: 129–138.
52. Zhang B., Brack C. L., *Urban forest responses to climate change: A study in Canberra*, Urban Forestry & Urban Greening 2021, 57. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126910>.
53. Safford H., Larry E., McPherson E. G., Nowak D. J., Wetsphal L. M., *Urban Forests and Climate Change*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Climate Change Resource Center 2013, www.fs.usda.gov/cccr/topics/urban-forests.
54. Driscoll A. N., Ries P. D., Tilt H. J., Ganio L. M., *Needs and barriers to expending urban forestry programs: An assessment of community officials and program managers in the Portland-Vancouver metropolitan region*, Urban Forestry and Urban Greening 2015, 14(1): 48–55. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.11.004>.
55. Stevenson T. R., Gerhold H. D., Elmendorf W. F., *Attitudes of Municipal Officials Toward Street Trees Programs in Pennsylvania*, U. S., Arboriculture & Urban Forestry 2008, 34(3): 144–151.
56. Treiman T., Gartner J., *Community Forestry in Missouri*, U. S.: Attitudes and knowledge of local officials, Journal of Arboriculture 2004, 30(4): 205–213.
57. Janowiak M., Swanston Ch. W., Nagel L. M., Brandt L. A., Butler P. R., Handler S. D., Shannon P. D., Iverson L. R., Matthews S. N., Prasad A., Peters M. P., *A practical approach for translating climate change adaptation principles into forest management actions*, Journal of Forestry 2014, 112(5): 424–433. <http://dx.doi.org/10.5849/jof.13-094>.
58. Sławski M., Sławska M., *Las jako miejsce wypoczynku i rekreacji – analiza oczekiwań społecznych na przykładzie gminy Rogów*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2009, 11, 4(23): 140–150.
59. Gołos P., *Spoleczne znaczenie publicznych funkcji lasu – pożądaný dla rekreacji i wypoczynku model drzewostanu i lasu*, Leśne Prace Badawcze 2010, 71(2): 149–164.
60. Janeczko E., *Spoleczne uwarunkowania rozwoju rekreacji w lasach miejskich*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2011, 13, 4(29): 126–133.
61. Arnberger A., Aikoh T., Eder R., Shoji Y., Mieno T., *How many people should be in the urban forest? A comparison of trail preferences of Vienna and Sapporo forest visitor segments*, Urban Forestry & Urban Greening 2010, 9: 215–225. <http://www.communities.gov.uk/publications/planningandbuilding/treesintownsii>.
62. Jaszczak R., Wajchman S., *Udział i rola czynnika społecznego w tworzeniu planów urzędzenia lasu w Polsce*, Sylwan 2014, 158(3): 231–240.
63. Pawłowicz J. A., Szafranko E., *Rola partycypacji społeczeństwa w kształtowaniu lasów miejskich jako czynnika zrównoważonego i ekologicznego projektowania przestrzeni zurbanizowanej*, Logistyka 2014, 6: 12924–12935, www.czasopismologistyka.pl/artykuly-naukowe/send/316-artykuly.../5819-artykul. Dostęp z dnia 13.05.2016r.
64. Gołos P., *Wybrane aspekty rekreacyjnej funkcji lasu w opinii użytkowników*, Leśne Prace Badawcze 2013, 74(3): 257–272.
65. Wajchman-Świtalska S., Jaszczak R., *Waloryzacja lasu jako narzędzie oceny potencjału rekreacyjnego obszarów leśnych*, Zarządzanie ochroną przyrody w lasach 2017, XI: 243–248.
66. Jaszczak R., *Partycypacja społeczna we współczesnym leśnictwie*, Postępy Techniki w Leśnictwie 2020, 148: 48–54.
67. Chudy J. G., *Zagospodarowanie w lasach miejskich alternatywą dla rozwoju bazy turystyki lokalnej w kontekście oczekiwań społecznych*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2017, 19, 50/1: 294–303.

68. Dudek T., *Wyznaczenie obszarów leśnych przydatnych do celów wypoczynkowych w najbliższym sąsiedztwie Rzeszowa*, Acta Scientiarum Polonorum, Administratio Locorum 2013, 12(2): 21–28.
69. Geszprych M., *Lasy miejskie w Polsce*, Aura 2006, 10: 9–10.
70. Jaszczak R., *Uwarunkowania leśnictwa miejskiego i funkcje lasów miejskich w Polsce* [w:] A. Grzywacz (red.), *Komunikacja społeczna w leśnictwie*, Polskie Towarzystwo Leśne, Warszawa 2016, 131–146.
71. Siembida A., *Lasy na obszarach zurbanizowanych: potrzeby, problemy, wizja rozwoju* [w:] Panel Ekspertów „Rozwój”. *Lasy i gospodarka leśna jako instrumenty ekonomicznego i społecznego rozwoju kraju*. Narodowy Program Leśny, 17 września 2014 r., Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary 2014, www.npl.ibles.pl/sites/default/files/referat/referat_a.siembida_0.pdf.

Rozdział 13

Lasy ochronne wokół miast w zarządzie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku

Chapter 13

Protection forests around towns under the management of the Regional Directorate of State Forests in Białystok

Adam Kwiatkowski

*Politechnika Białostocka,
Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Instytut Nauk Leśnych
Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku
(adam.kwiatkowski1@bialystok.lasy.gov.pl)*

Abstract. Forests in Poland cover about 30% of the country's area; most of them are public forests managed by the State Forest National Forest Holding. Some of them have protection status in order to perform specific functions related to their location. One of the essential categories of protection forests is located within the administrative borders of towns and near areas with more than 50,000 inhabitants. Such areas are significant from the social point of view, and their primary function is to create proper space for the inhabitants' leisure and biodiversity protection. However, management in forests around towns is increasingly controversial, which in the area of the Regional Directorate of State Forests in Białystok is manifested by more and more frequent conflict situations. In order to meet social expectations while effectively ensuring the continuity of the forests for future generations, a change in the way of forest management in and near cities is necessary. The key element is probably to develop a dialogue model with the local community to manage socially important forests efficiently and mitigate emerging social controversies.

Key words: forest management, protection forests, urban forests

1. Wprowadzenie

Lasy w Polsce pokrywają około 30% powierzchni kraju, zajmując 9,258 milionów ha [7]. Zgodnie z definicją zawartą w ustawie o lasach z 1991 roku, lasem jest grunt porośnięty roślinnością leśną, lub czasowo jej pozbawiony, o powierzchni minimum 0,10 ha [16]. W Polsce dominującą formą własności lasów są lasy publiczne, w większości należące do Skarbu Państwa. Spośród lasów publicznych, największą powierzchnią zarządza Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. W zarządzie tej jednostki organizacyjnej znajduje się 7,118 milionów ha, co stanowi 76,9% lasów w Polsce [7]. Cały kraj podzielony jest pod względem administracji Lasów Państwowych na 17 regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (RDLP), które składają się z nadleśnictw, bezpośrednio sprawujących zarząd nad lasami Skarbu Państwa i prowadzących zrównoważoną gospodarkę leśną.

Regulacje prawne, obowiązujące w kraju, definiują sposób zarządzania lasami zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju [11]. Oznacza to między innymi, że lasy, szczególnie te będące własnością Skarbu Państwa, pełnią różnorodne funkcje. Ustawa o lasach z 1991 roku wskazuje trzy podstawowe funkcje lasów: ochronną (środowiskową), społeczną oraz ekonomiczną. Prowadzenie gospodarki leśnej w sposób wielofunkcyjny, zrównoważony, pozwalający pełnić jednocześnie wszystkie wskazane powyżej funkcje lasów, zostało przez ustawodawcę wskazane jako obowiązek Lasów Państwowych [14].

W artykule przedstawiony jest problem lasów ochronnych, w szczególności tych znajdujących się w granicach miast i ich pobliżu na obszarze RDLP w Białymstoku, oraz praktyczne problemy zarządzania tymi obszarami.

2. Funkcjonowanie lasów ochronnych wokół miast na obszarze RDLP w Białymstoku

2.1. Kategorie lasów ochronnych

Jednym z przejawów łączenia różnorodnych funkcji lasów w ramach prowadzonej gospodarki leśnej jest tworzenie poszczególnych kategorii ochronności, w zależności od specyfiki i dominującej funkcji na określonym obszarze. Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 1992 roku w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne (...) [17], w lasach mogą być wprowadzone różne kategorie ochronności. Statusem tym mogą być objęte lasy mające kluczowe znaczenie dla ochrony gleb przed erozją i innymi niekorzystnymi zjawiskami (glebochronne) lub chroniące zasoby wód powierzchniowych i podziemnych (wodochronne). Te dwie kategorie stanowią największy udział lasów ochronnych w Polsce, obejmując ponad 1,8 miliona ha [7]. W obszarach o silnym wpływie

zanieczyszczeń przemysłowych drzewostany istotnie uszkodzone mogą również uzyskać status ochronny. Ważną kategorią są lasy mające kluczowe znaczenie dla bioróżnorodności, takie jak cenne fragmenty rodzimej przyrody czy stanowiska i ostoje ginących i chronionych gatunków. Do kategorii lasów ochronnych zaliczają się też lasy nasienne czy istotne dla obronności i bezpieczeństwa państwa.

Z punktu widzenia pełniących przez lasy funkcji społecznych, ważną kategorią ochronną są lasy podmiejskie. Są to obszary leśne znajdujące się w granicach administracyjnych miast oraz, w przypadku miejscowości liczących ponad 50 tys. mieszkańców, również lasy w promieniu do 10 kilometrów od granicy miasta. Ta kategoria, w przypadku terenów będących w zarządzie Lasów Państwowych, obejmuje lasy o powierzchni 615 340 ha [7]. Dodatkowo, w skali kraju lasy publiczne będące własnością samorządów, objęte tą kategorią ochronności, obejmują 16 978 ha. Ważną społecznie kategorią są również lasy otaczające miejscowości o statusie uzdrowiskowym.

Lasy ochronne ustanawiane są lub pozbawiane tego statusu w drodze decyzji właściwych organów. W przypadku lasów należących do Skarbu Państwa, będących w zarządzie Lasów Państwowych, decyzję taką podejmuje Minister właściwy do spraw środowiska. Dzieje się tak na wniosek Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych na etapie sporządzania Planu urządzenia lasu (PUL) dla nadleśnictwa. Bardzo ważnym i niezbędnym elementem w procesie decyzyjnym jest opinia rady gminy. W tym miejscu warto zaznaczyć, że istotnym argumentem dla rad gmin jest kwestia podatku leśnego. Do 2015 roku obowiązywały przepisy obniżające o 50% podatek leśny za lasy posiadające status ochronny, co w wielu przypadkach, szczególnie w gminach wiejskich o znacznym zalesieniu, miało istotny wpływ na ich budżety [13]. Ta przesłanka nierzadko budziła uzasadniony sprzeciw gmin i skutkowałą negatywną opinią. Obecnie kategoria ochronności nie ma znaczenia w naliczaniu podatku leśnego.

W przypadku lasów innej własności niż Skarb Państwa decyzję o nadaniu kategorii ochronnej podejmuje właściwy terytorialnie starosta, po uzgodnieniu z właścicielem lasu oraz po zasięgnięciu opinii rady gminy.

2.2. Lasy ochronne w RDLP w Białymstoku

Obszar północno-wschodniej Polski znajduje się w zasięgu RDLP w Białymstoku, która obejmuje województwo podlaskie (22 nadleśnictwa), część warmińsko-mazurskiego (9 nadleśnictw) oraz niewielką część województwa mazowieckiego. Powierzchnia lasów w RDLP w Białymstoku to 574,7 tys. ha [7]. W zasięgu RDLP w Białymstoku znajdują się jedne z ważniejszych kompleksów leśnych, zarówno pod względem przyrodniczym jak i produkcyjnym. Jest to region kraju o nieprzeciętnych walorach turystycznych i rekreacyjnych. Tu znajdują się jedne z najbardziej znanych Puszczy, z Puszczą Białowieską na czele, której sława obejmuje praktycznie cały świat. Nie mniej znane są Puszcze: Augustowska, Piska czy Knyszyńska. Do cennych obszarów należą też Puszcze: Romincka i Borecka [15]. Na omawianym obszarze mamy

również do czynienia z lasami położonymi w miastach oraz bezpośrednio ich bliskości. Stanowią one bardzo ważny element w przestrzeni o szczególnym znaczeniu dla rekreacji i wypoczynku ludności [10]. Gospodarowanie w takim regionie i łączenie różnorodnych funkcji, często na pierwszy rzut oka całkiem sprzecznych, jest ogromnym wyzwaniem dla Służby Leśnej.

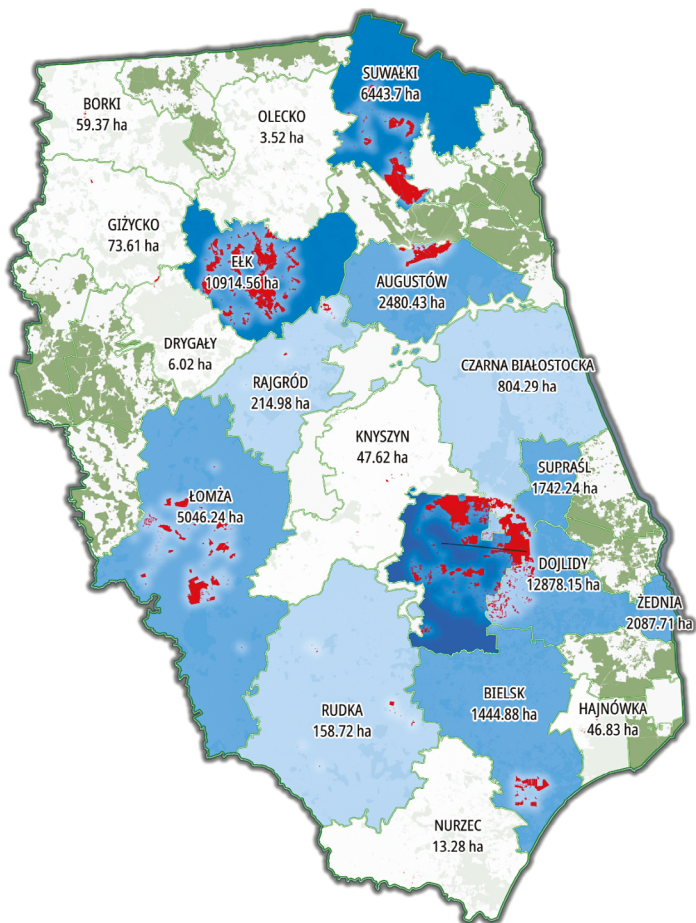
Na obszarze RDLP w Białymstoku mamy do czynienia z praktycznie wszystkimi kategoriami lasów ochronnych. Z uwagi na to, że kategorie mogą się nakładać na siebie i w jednym wydzieleniu może być przypisana więcej niż jedna kategoria, podane poniżej wartości stanowią rzeczywistą wartość lasów ochronnych, niezależnie od dominującej kategorii. Z uwagi na specyfikę regionu północno-wschodniej Polski, najliczniejszą kategorią lasów ochronnych są lasy cenne przyrodniczo, zajmujące niemal 250 tys. ha, co stanowi 51% wszystkich lasów ochronnych i rezerwatów w RDLP w Białymstoku. Z kolei najmniejszą powierzchnię mają lasy uszkodzone przez przemysł, które zajmują zaledwie 2,79 ha. [1] Zestawienie poszczególnych kategorii ochronności w RDLP w Białymstoku prezentuje tabela 1.

Wśród różnych kategorii lasów ochronnych w RDLP w Białymstoku znaczną powierzchnię zajmują lasy podmiejskie, a więc lasy w granicach administracyjnych miast oraz w promieniu do 10 km, w przypadku miejscowości liczących więcej niż 50 tys. mieszkańców. Obejmują one powierzchnię 44 646,56 ha. Stanowi to ponad 9% wszystkich lasów ochronnych i rezerwatów. Zasięg występowania lasów ochronnych w miastach i wokół nich prezentuje rycina 1.

TABELA 1. Lasy ochronne oraz rezerваты przyrody w RDLP w Białymstoku – rzeczywista powierzchnia leśna (źródło: Bank Danych o Lasach, stan na 01.01.2020 r.)

TABLE 1. Protection forests and nature reserves in the RDSF in Białystok – actual forest area (source: Data Bank on Forests, as of 01.01.2020)

Kategoria ochronności lasów	Powierzchnia leśna [ha]	%
Wodochronne	114209,42	23,5
Glebochronne	4084,94	0,8
Uszkodzone przez przemysł	2,79	0,0
Cenne przyrodniczo	249861,32	51,5
Na stałych powierzchniach badawczych	5261,16	1,1
Nasienne	1865,88	0,4
Ostoje gatunków chronionych	13896,39	2,9
Podmiejskie	44646,56	9,2
Uzdrowskie	13687,61	2,8
Obronne	12169,83	2,5
Rezerваты przyrody	25847,98	5,3
Ogółem (z rezerwatami)	485533,88	100



RYCINA 1. Rozmieszczenie lasów ochronnych wokół miast na obszarze RDLP w Białymstoku, według nadleśnictw [źródło: dane RDLP w Białymstoku]

FIGURE 1. Distribution of protection forests around towns in the area of the RDSF in Białystok, according to the forest districts [source: data from the RDSF in Białystok]

Największy obszar lasów omawianej kategorii otacza miasto Białystok. Łącznie jest to ponad 17 tys. ha lasów zlokalizowanych w nadleśnictwach: Dojlidy, Supraśl, Żednia i Czarna Białostocka. Jest to efekt bliskości Puszczy Knyszyńskiej, okalającej stolicę województwa podlaskiego od północy i wschodu.

Drugim miastem, wokół którego wyznaczono znaczną powierzchnię lasów ochronnych, jest Ełk (woj. warmińsko-mazurskie). Lasy tej kategorii zajmują powierzchnię niemal 11 tys. ha i są w zarządzie nadleśnictwa Ełk. Kolejnymi miastami posiadającymi znaczne obszary leśne w pobliżu granic są: Suwałki (sąsiadujące z lasami nadleśnictwa Suwałki o powierzchni lasów ochronnych blisko 6,5 tys. ha) oraz Łomża (ponad 5 tys. ha w nadleśnictwie Łomża).

W zasięgu RDLP w Białymstoku wymienione powyżej miasta wyczerpują listę miejscowości liczących więcej niż 50 tys. mieszkańców. Z tego powodu pozostałe, mniejsze miasta mają wyznaczone lasy ochronne będące wyłącznie w ich granicach administracyjnych. W województwie warmińsko-mazurskim są to: Giżycko, Olecko, Orzysz, Węgorzewo, natomiast w województwie podlaskim są to: Augustów, Brańsk, Ciechanowiec, Grajewo, Hajnówka, Kleszczele, Knyszyn, Mońki, Rajgród, Siemiatycze, Suraż, Tykocin i Wysokie Mazowieckie. Są to w większości przypadków małe kompleksy leśne lub ich fragmenty, liczące od kilku do kilkudziesięciu hektarów. Największa powierzchnia występuje w granicach administracyjnych Augustowa (niecałe 2,5 tys. ha w nadleśnictwie Augustów), co jest związane z włączeniem części Puszczy Augustowskiej do granic miasta. Znaczna powierzchnia lasów znajdująca się w granicach miasta występuje w miejscowości Kleszczele, gdzie powierzchnia lasów ochronnych wynosi ponad 1,4 tys. ha.

Dodatkowo, ważną kategorią z punktu widzenia społecznych funkcji lasu są lasy wokół uzdrowisk, które w zasięgu RDLP w Białymstoku obejmują powierzchnię ponad 13,5 tys. ha. Są one zlokalizowane w strefach ochronnych uzdrowisk wokół miejscowości, takich jak: Augustów, Gołdap i Supraśl. Stanowią one jeden z kluczowych elementów oferty terapeutycznej funkcjonujących tam zakładów leczniczych [5].

2.3. Zasady gospodarowania w lasach ochronnych

Przepisy dotyczące lasów ochronnych, zawarte w rozporządzeniu Ministra ŚZNiL z 1992 roku [17], określają sposoby zarządzania lasami posiadającymi status ochronny. Co do zasady, lasy takie nadal pozostają w gospodarczym wykorzystaniu. Jednak prowadzone tam działania gospodarcze muszą zapewniać trwałe pełnienie przez nie określonych, różnorodnych funkcji. Wszelkie zadania, zgodnie z rozporządzeniem, powinny być ustalane indywidualnie, w zależności od warunków terenowych. Rozporządzenie określa, że dla właściwej ochrony lasów uznanych za ochronne, zagospodarowanie ich powinno odbywać się w drodze utrzymywania właściwej struktury gatunkowej i przestrzennej, podnoszącej odporność lasu na niekorzystne czynniki oraz zwiększającej jego bioróżnorodność. Istotne jest indywidualne podejście do konkretnych fragmentów lasu w planowaniu ich zagospodarowania oraz ustaleniu wieków rębności, w zależności od potrzeb hodowlanych lasu. Ważnym wskazaniem jest ograniczenie zrębów zupełnych do najsłabszych siedlisk, gdzie inne metody zagospodarowania nie gwarantują osiągnięcia celów hodowlanych [17].

Rozporządzenie wskazuje również dodatkowe obostrzenia jakie mogą być wprowadzone, w zależności od potrzeb, na gruncie. Może to być ograniczenie pozyskania drewna i innych surowców leśnych, w tym zwierzyny i płodów runa leśnego. W szczególnych przypadkach może zaistnieć potrzeba wykonania określonych zabiegów ochronnych lub zainstalowania specjalnych urządzeń służących osiągnięciu celu ochronnego. W wyjątkowych przypadkach dopuszcza się nawet ograniczenie dostępu

ludzi do konkretnych obszarów lasu. Wszelkie działania niezbędne do zapewnienia właściwej ochrony lasów uznanych za ochronne powinny być szczegółowo określone w decyzji zatwierdzającej zasięg poszczególnych kategorii lasów ochronnych.

Kwestia lasów ochronnych jest również omówiona w dokumentach wewnętrznych Lasów Państwowych jakim są Zasady Hodowli Lasu [3]. Aktualnie obowiązujący dokument z 2012 roku w bardzo ogólny sposób omawia poszczególne kategorie ochronności oraz zakładane w nich cele. Zapisy te właściwie nie wychodzą ponad wytyczne zawarte w rozporządzeniu Ministra z 1992 roku. Bardziej szczegółowo zagadnienie zagospodarowania lasów ochronnych było omówione we wcześniejszym wydaniu Zasad Hodowli Lasu z 2002 roku [2]. Mimo, że wskazane tam zasady również były na dużym poziomie ogólności, to wskazywały kierunki zagospodarowania lasu w poszczególnych kategoriach. W odniesieniu do lasów ochronnych położonych w granicach miast wskazano między innymi, że głównym celem ich zagospodarowania jest ochrona zdrowia człowieka przed niekorzystnym wpływem zanieczyszczenia powietrza oraz hałasem. Podstawowym celem tych lasów jest zapewnienie miejsca rekreacji i wypoczynku miejscowej ludności [2].

Szczegółowe zasady gospodarowania w lasach ochronnych ustalane są w procesie sporządzania Planów urządzenia lasu [3, 17].

2.4. Zarządzanie lasami wokół miast a oczekiwania społeczne

Obecnie, w czasach ogromnej dostępności do środków masowego przekazu, a szczególnie mediów społecznościowych oraz przy coraz większej świadomości i wiedzy w społeczeństwie, następuje bardzo szybkie przewartościowanie oczekiwań wobec lasów [6]. Szczególnie jest to widoczne w przypadku lasów sąsiadujących z osiedlami ludzkimi, a przede wszystkim z miastami, często niezależnie od ich wielkości. Lasy w pobliżu miast mają przede wszystkim stanowić miejsce wypoczynku lokalnej ludności, być przeciwwagą do terenów silnie zurbanizowanych oraz kształtować bioróżnorodność [12]. Z uwagi na specyfikę tych lasów powinny one przede wszystkim pełnić funkcje rekreacyjne i związane z ochroną przyrody [9]. Z napływających coraz częściej do RDLP w Białymstoku sygnałów można wywnioskować, że coraz mniej osób patrzy na las jako na źródło surowców (nie tylko drzewnych). Jako priorytetowe postrzegane są wartości przyrodnicze lasów oraz walory rekreacyjne i wypoczynkowe. Oczekiwania formułowane między innymi w mediach społecznościowych, a nawet w uchwałach samorządów, idą zdecydowanie w kierunku wyeliminowania gospodarki leśnej jako takiej. To właśnie gospodarka leśna, szczególnie pozyskanie drewna, jest postrzegana jako największe zagrożenie trwałości lasów i pełnionych przez nie funkcji.

W tym miejscu należy wspomnieć, że przyjęty sposób gospodarowania lasami w Polsce realizuje zasadę zrównoważonego rozwoju, polegającą na tym, że każdy las musi pełnić różnorodne funkcje, w tym również społeczne i przyrodnicze [11, 14, 16].

Zasady gospodarowania lasami ujęte w planach urządzenia lasu, pozwalają na realizację długoterminowych celów. Przede wszystkim zaliczamy do nich trwałe utrzymanie lasów o zróżnicowanej przestrzennie strukturze wiekowej. Ma to zagwarantować stałą obecność lasu w krajobrazie, poprzez stopniową przemianę pokoleń [3]. Przepisy dotyczące lasów ochronnych, w tym lasów otaczających miasta, definiują, że poza wiodącą funkcją społeczną lasy te nadal pełnią funkcje gospodarcze. Niezmiernie ważne jest, aby szczegółowe zasady gospodarowania tymi lasami zostały wypracowane na drodze kompromisu z zainteresowanymi stronami społecznymi i finalnie były jasno określone w PUL. Najlepszym miejscem do formułowania i zgłaszania oczekiwań przez społeczeństwo jest etap tworzenia PUL, podczas którego przewidziane są otwarte spotkania z zainteresowanymi stronami [4].

Wydaje się, że w teorii, a więc w przepisach i przyjętych zasadach, możliwość udziału społeczeństwa w tworzeniu PUL jest wystarczająca, gdyż najważniejszy dokument regulujący gospodarkę leśną w nadleśnictwie jest tworzony z udziałem zainteresowanych stron. Jednak jak pokazuje praktyka, rzadko strona społeczna korzysta ze swoich uprawnień. Na spotkaniach Komisji założeń planu, której zadaniem jest sformułowanie kierunków i głównych celów gospodarowania w przyszłym planie urządzenia lasu, strona społeczna albo nie uczestniczy, albo nie wnosi uwag i wniosków. Dopiero w trakcie realizacji prac gospodarczych określonych w PUL dochodzi do konfliktu i pojawia się często głośny w mediach sprzeciw wobec metod gospodarowania. Taka sytuacja na terenie RDLP w Białymstoku zaistniała w ostatnim czasie między innymi w nadleśnictwie Giżycko w odniesieniu do tzw. uroczyska Las Miejski pod Giżyckiem. Należy zaznaczyć, że pomimo położenia tego kompleksu leśnego tuż obok granic administracyjnych miasta, to z uwagi na liczbę mieszkańców Giżycka, nie został on uznany jako las ochronny. Podobnie, coraz głośniej negowane są metody działania leśników w lasach otaczających miasto Białystok czy też wokół Augustowa.

Z drugiej jednak strony należy zauważyć, że zgodnie z obowiązującymi zasadami [4] proces konsultacji społecznych projektu Planu urządzenia lasu odbywa się na etapie końcowym, kiedy dokument jest już praktycznie gotowy. Ewentualne zmiany, podyktowane uwagami i wnioskami interesariuszy, pociągają konieczność przebudowania całego obszernego dokumentu. W obecnych rozwiązaniach brakuje możliwości większego angażowania zainteresowanych do formułowania oczekiwań w początkowym etapie tworzenia PUL.

Opisane powyżej oczekiwania i stanowiska przedstawicieli części społeczeństwa mogą mieć swoje podstawy również w dotychczasowym sposobie zagospodarowania lasów położonych w miastach i ich pobliżu. Dokonując nawet pobieżnej analizy danych dotyczących zaplanowanych w PUL sposobów zagospodarowania lasów w granicach miast i ich pobliżu, można mieć wrażenie, że nie różni się on zasadniczo od typowego lasu gospodarczego. Należy zaznaczyć, że w wielu miejscach, nadleśnictwa kładą duży nacisk na przygotowanie małej infrastruktury rekreacyjnej, takiej jak ścieżki spacerowe czy miejsca odpoczynku, czego dobrym przykładem jest nadleśnictwo Giżycko. Jednak sposób prowadzenia działań gospodarczych w lesie może budzić niezrozumienie oraz sprzeciw mieszkańców, a przynajmniej niektórych z nich. Przeglądając

mapy gospodarcze, w lasach położonych w miastach i w ich pobliżu widać, że zaplanowane są standardowe rębnie zupełne czy złożone, na ogół gniazdowe. Taki sposób przemiany pokoleń w lesie bezsprzecznie powoduje zmiany w krajobrazie, poprzez usunięcie starych drzew, co szczególnie w przypadku rębni zupełnej następuje bardzo szybko i na dość znacznej powierzchni, często zbliżającej się do 4 hektarów. Z kolei rębnie złożone, gniazdowe, mimo, że okres wymiany pokoleń drzew w lesie trwa z reguły 20 do 30 lat, to wycinane cięciami zupełnymi gniazda o powierzchni często zbliżonej do pół hektara nie powodują zmniejszenia negatywnego odbioru społecznego. Dodatkowo sytuacji nie poprawia sposób odnowienia lasu, gdzie z reguły młode drzewka są sadzone w wyoranych bruzdach. Działanie opisane powyżej jest zgodne ze sztuką i wiedzą leśną [3], jednak społeczeństwo pragnące wypoczywać i relaksować się na łonie natury oczekuje zupełnie innego widoku lasu.

Biorąc pod uwagę powyższe rozważania, oparte o osobiste doświadczenia autora, leśnicy dziś stoją przed ogromnym wyzwaniem związanym ze sposobem zarządzania lasami, w szczególności tymi, które są ważne z punktu widzenia społecznego. Oczekiwania, jakie są kierowane w stronę leśników często są wręcz skrajne. Z jednej strony przybierają na sile żądania dotyczące zaprzestania jakiegokolwiek ingerowania w las, oczekiwania że nagle stanie się to całkowicie „dziki zakątek”, gdzie przyroda będzie nieskrępowanie rządzić się swoimi prawami. Kluczowym, oczekiwanym elementem lasu jest przede wszystkim obecność starych drzew. Z drugiej strony, las ma być jak najszerszej udostępniony z licznymi ścieżkami i duktami przeznaczonymi do różnej aktywności, od spacerów, biegów, jazdy na rowerze i na rolkach czy nartach biegowych, po ścieżki konne. Bywają również oczekiwania, aby każdy z tych rodzajów aktywności był rozdzielony przestrzennie. Równocześnie oczekuje się zapewnienia pełnego bezpieczeństwa przy zaniechaniu jakiejkolwiek ingerencji w środowisko leśne. Często w formułowanych wnioskach strona społeczna nie zauważa, że w lesie czas również płynie nieubłaganie i drzewa starzeją się, dożywając w pewnym momencie swego kresu. Rolą leśnika jest więc kształtowanie struktury przestrzennej lasu zapewniającej jego trwanie poprzez przestrzenne zróżnicowanie wiekowe. Ogromnym zagrożeniem dla lasów pozostawionych bez przemyślanej ingerencji, jakie może pojawić się w perspektywie najbliższych dziesięcioleci, jest ryzyko wielkopowierzchniowego zamierania starych drzewostanów. Wydaje się, że ten aspekt jest często niezauważany przez stronę społeczną oraz polityków, często włączających się w debaty nad sposobem zarządzania lasami, których perspektywa sięga jednej, może dwóch kadencji. Leśnik musi brać pod uwagę perspektywę co najmniej stu lat.

Zarządzanie lasami w miastach i w ich pobliżu wymaga z pewnością odejścia od rutynowych zasad obowiązujących w Lasach Państwowych. Tu od Służby Leśnej powinno się wymagać indywidualnego, uwzględniającego aspekt społeczny, podejścia, gdzie funkcja produkcyjna jest zminimalizowana. Powinno się więc przedefiniować cele gospodarki leśnej w lasach szczególnie wrażliwych społecznie. Należy pamiętać również o zupełnie innych warunkach, w jakich las rośnie w mieście i jego najbliższym otoczeniu. Mamy tu do czynienia z zagrożeniami, które w innych obszarach są z reguły marginalne, a mianowicie ogromną presją ludzi i penetracją niemal

każdego fragmentu lasu. Z tym często wiąże się zaśmiecanie i znacznie większe zagrożenie pożarowe. Istotnym zagrożeniem spowodowanym ogromną penetracją terenu przez ludzi jest płoszenie zwierząt, w tym chronionych, oraz niszczenie stanowisk roślin objętych ochroną.

W lasach o szczególnym znaczeniu społecznym na zarządzającym obszarem ciąży dodatkowy obowiązek zapewnienia bezpieczeństwa osób przebywających w lesie, przede wszystkim pod kątem zagrożenia jakie stanowią drzewa chore, martwe i niestabilne, które jednocześnie są bardzo cenne pod względem ochrony bioróżnorodności. Dlatego zarządzanie lasami szczególnie istotnymi z punktu widzenia społecznego staje się coraz większym wyzwaniem w nowoczesnym leśnictwie.

Obecnie należy zadać sobie pytanie: czy obowiązujące regulacje prawne dotyczące zasięgów lasów ochronnych wokół miast oraz zasad zarządzania nimi są odpowiednie? Pojawiające się coraz częściej kontrowersje wokół gospodarki leśnej w lasach szczególnie istotnych społecznie wskazuje, że zasady te są niewystarczające. Aby skutecznie zarządzać takimi obszarami, wydaje się niezbędnym poddanie szerokiej dyskusji oraz rewizji przepisów i zasad dotyczących uznawania, zasięgów i sposobów zarządzania lasami wokół miast. Najmniejsze wątpliwości odnośnie uznawania za ochronne są w przypadku lasów będących w granicach administracyjnych miast, gdzie na ogół znajdują się niewielkie kompleksy leśne. Możemy jednak spotkać sytuacje, gdzie granica miasta wcina się daleko w las, jak ma to miejsce na przykład w Augustowie. Również zasięg i kryteria uznawania za ochronne lasów w pobliżu miast pozostawia wiele do życzenia. Dziś tylko miasta liczące powyżej 50 tys. mieszkańców mogą być otoczone lasami ochronnymi w odległości do 10 kilometrów. Jest to przepis skutkujący tym, że w mniejszych miastach fragmenty lasów istotne dla lokalnej społeczności pod względem rekreacyjnym nie są uznawane za ochronne, czego przykładem jest niewielki kompleks leśny leżący tuż za granicami Giżycka, zwany Lasem Miejskim. Również odległość do 10 kilometrów od granic dużych miast powinna być zrewidowana. Wydaje się zasadne wypracowanie modelu strefowania lasów przylegających do miejscowości, gdzie w zależności od odległości i lokalizacji istotnych społecznie miejsc rekreacyjnych będą stosowane różne sposoby zagospodarowania lasu.

3. Podsumowanie

Reasumując powyższe rozważania, należy stwierdzić, że lasy położone w miastach oraz w ich pobliżu, niezależnie od wielkości ośrodków miejskich, mają szczególny charakter. Powinno to mieć odzwierciedlenie zarówno w przepisach prawnych, jak też dokumentach planistycznych. Przede wszystkim muszą one pełnić funkcje społeczne. Produkcja drewna powinna być w tych obszarach ograniczona do niezbędnego minimum [6, 8], wynikającego z potrzeby pielęgnacji lasu rozłożonej w czasie, stopniowej wymiany pokoleń drzew oraz zapewnienia bezpieczeństwa. Zasadnym wydaje się również podejmowanie działań na rzecz zmiany przepisów, obligujących zarządzającego

lasem do usuwania wszelkich zagrożeń, również z głębi lasu. Jak wspomniano, świadomość społeczna jest obecnie na bardzo wysokim poziomie, więc ustawodawca powinien przenieść ciężar odpowiedzialności za ewentualne wypadki w lesie na osoby przebywające pośród drzew. Oczywiście, obowiązek zapewnienia bezpieczeństwa przez zarządzającego powinien bezwzględnie pozostać przy drogach publicznych i innych miejscach specjalnie przeznaczonych do przebywania ludzi (szlaki, ścieżki edukacyjne, miejsca wypoczynku, miejsca postojowe i parkingi oraz inne tego typu miejsca).

Poza zmianą przepisów i zasad gospodarowania lasami w miejscach szczególnie istotnych społecznie, należy wypracować model skutecznej komunikacji ze społeczeństwem. Sposoby gospodarowania lasami położonymi w miastach i w ich pobliżu powinny wynikać z kompromisu i dialogu społecznego. To właśnie jest ogromna rola leśników, aby przekonać korzystających z lasów, że ingerencja w las często jest potrzebna i ma służyć przyszłym pokoleniom. Jednak sposób wykonania tych prac musi być niestandardowy, nieschematyczny i szczegółowo wyjaśniony stronie społecznej. Bez aprobaty mieszkańców dla działań gospodarczo-ochronnych w lesie, wypracowanych na drodze dialogu z partnerami społecznymi, możemy spodziewać się wyłącznie eskalacji konfliktów. Najlepszym miejscem do realizacji powyższego postulatu jest czas tworzenia PUL, jednak wymaga to gruntownej zmiany modelu udziału społeczeństwa w tworzeniu tego dokumentu, przede wszystkim na etapie formułowania założeń do nowego PUL.

Zarządzający lasami muszą również mieć świadomość, że konieczna zmiana zagospodarowania lasów w miastach i okolicy pociągnie za sobą zwiększone koszty przy zmniejszonych przychodach. Wydaje się logiczne, że należy szukać innych źródeł finansowania pewnych działań, takich jak budowa i utrzymanie infrastruktury turystyczno-rekreacyjnej [12] oraz utrzymania społecznych funkcji lasów [6]. Rozwiązaniem tego niezmiernie istotnego problemu może być rozwinięcie systemu współpracy z samorządami i zachęcenie ich do partycypacji w kosztach utrzymania lasów istotnych społecznie. Wartym rozważenia jest również model partnerstwa z podmiotami prywatnymi.

Literatura

1. *Bank Danych o Lasach*, strona internetowa: <https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/> [dostęp: 01.07.2021].
2. DGLP, *Zasady Hodowli Lasu*, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, 2002.
3. DGLP, *Zasady Hodowli Lasu*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
4. DGLP, *Instrukcja Urządzenia Lasu*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
5. Falencka-Jabłońska M., *Walory przyrodnicze polskich lasów i ich uzdrowiskowo-turystyczne wykorzystanie*, *Inżynieria Ekologiczna* 2012, 30: 60–69.

6. Gołos P., Kaliszewski A., *Społeczne i ekonomiczne uwarunkowania realizacji publicznych funkcji lasu w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe*, Sylwan 2016, 160(2): 91–99.
7. GUS Rocznik statystyczny leśnictwa. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa 2020.
8. Jaszczak R., *Las i gospodarka leśna w zasięgu oddziaływania miast w Polsce*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2008, 19: 152–171.
9. Jaszczak R., Ważyński B., Wajchman-Świtalska S., *Prawne aspekty leśnictwa miejskiego w Polsce*, Sylwan 2017, 161(8): 659–668.
10. Konijnendijk C.C., *A decade of urban forestry in Europe*, Forest Policy and Economics 2003, 5: 173–186.
11. Kwiatkowski A., *Istniejący model prawny gospodarki leśnej w kontekście zasady zrównoważonego rozwoju* [w]: B. Rakoczy, M. Szalewska, K. Karpus (red.), *Prawne aspekty gospodarowania zasobami środowiska – korzystanie z zasobów środowiska*, Dom Organizatora, Toruń 2014.
12. Młynarski W., Kaliszewski A., *Stan i problemy zagospodarowania lasów w miastach województwa mazowieckiego*, Leśne Prace Badawcze 2013, 74(4): 315–321.
13. Polna M., *Znaczenie podatku leśnego w dochodach budżetowych gmin województwa wielkopolskiego*, Rozwój Regionalny i Polityka Regionalna 2018, 44: 19–32.
14. Rakoczy B., *Gospodarka leśna i trwale zrównoważona gospodarka leśna w prawie polskim*, Wolters Kluwer, Warszawa 2018.
15. Sokołowski A. W., *Lasy północno-wschodniej Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2006.
16. *Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach*. Dz. U. 1991 nr 101 poz. 444.
17. *Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 25 sierpnia 1992 roku, w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne oraz szczegółowych zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej*. Dz. U. 1992 nr 67, poz. 337.

Rozdział 14

Zasady kształtowania lasów ochronnych miast

Chapter 14

Principles of management of urban protection forests

Dan Wołkowycki

*Politechnika Białostocka, Wydział Budownictwa i Nauk o Środowisku, Instytut Nauk Leśnych,
Katedra Środowiska Leśnego (d.wolkowycki@pb.edu.pl)*

Abstract. The article discusses the project of good practices for the manager of the urban protection forest, i.e. a model and universal set of protection and management guidelines necessary for the proper shaping of forests in a city. The set of guidelines proposed as the Chart of the Urban Protection Forests includes: shaping multigenerational tree stands; a gradual and spread over time succession of tree generations; maintaining old-growth forests and biocenotic trees in the largest possible number, on the largest available area; the continuous presence of older and middle-aged trees in every part of the forest; resignation from clear-cutting in renewing of tree-stands; promoting and making full use of natural regeneration of tree-stands; passive protection of waterside and wetland forests; active protection of natural diversity as needed; shaping and reconstruction of tree-stands, especially in the habitats of pine and mixed forests; using sanitary pruning when necessary to maintain the durability of tree-stands; complete abandonment of plowing in forest regeneration; zoning; designation of restricted animal sanctuaries; participation and co-responsibility of the society. The introduction of the proposals contained in the Chart of the Urban Protection Forests, at least in part of the protection forests in the cities, could certainly contribute to increasing social acceptance for forest management and avoiding unnecessary conflicts around urban and suburban forests.

Key words: forest management, protection forest, urban forestry

1. Wprowadzenie

W Polsce istnieją 83 miasta, w których liczba ludności wynosi co najmniej 50 tysięcy, a łączna populacja dziesięciu największych ośrodków miejskich przekracza 6,4 miliona osób. Stanowi to 17% populacji całego kraju [1]. Większość z dużych miast obejmuje tereny leśne lub styka się z nimi. Z tego względu lasy otaczające miasta i znajdujące się w ich granicach są miejscem codziennego i weekendowego wypoczynku dla licznych użytkowników, można je zatem traktować jako „lasy pierwszego kontaktu” dla olbrzymiej części społeczeństwa. Lasy położone na i przy obszarach o gęstej i zwartej zabudowie miejskiej pełnią funkcje klimatyczne i wodochronne o fundamentalnym znaczeniu, a ich znaczenie niepomiaralnie wzrasta wraz z nasilającymi się zmianami klimatu [2, 3]. To m.in. z tych powodów lasy ochronne miast zostały wydzielone jako osobna kategoria lasów ochronnych [4, 5].

Zgodnie z zapisami ustawy o lasach [4]: *„Za lasy szczególnie chronione, zwane dalej „lasami ochronnymi”, mogą być uznane lasy, które: [...] są położone w granicach administracyjnych miast i w odległości do 10 km od granic administracyjnych miast liczących ponad 50 tys. mieszkańców [...] Minister właściwy do spraw środowiska, w drodze decyzji, uznaje las za ochronny lub pozbawia go tego charakteru, na wniosek Dyrektora Generalnego, zaopiniowany przez radę gminy – w odniesieniu do lasów stanowiących własność Skarbu Państwa. Starosta, po uzgodnieniu z właścicielem lasu i po zasięgnięciu opinii rady gminy, w drodze decyzji, uznaje las za ochronny lub pozbawia go tego charakteru – w odniesieniu do pozostałych lasów.”* Status ochronny lasu w mieście nie zależy zatem wyłącznie od spełnienia kryterium położenia, ale i od decyzji formalnej organu administracji publicznej.

Lasy ochronne miast poddawane są bardzo silnej presji antropogenicznej, związanej m.in. z transmisją zanieczyszczeń, natężeniem hałasu, zmianami stosunków wodnych i intensywną penetracją. Funkcje ochronne, klimatyczne i rekreacyjne lasów często muszą ustępować celom związanym z rozwojem infrastruktury. Obszary leśne w granicach miast i w ich sąsiedztwie bywają traktowane jako rezerwuary gruntów dostępnych dla inwestycji budowlanych, komunikacyjnych i in. Duża liczba użytkowników korzystających z lasów w miastach i w ich sąsiedztwie wskazuje na olbrzymi potencjał tych obszarów, które ze względu na łatwą dostępność powinny służyć edukacji przyrodniczo-leśnej i upowszechnianiu wiedzy o ochronie różnorodności przyrodniczej, w tym możliwościach, jakie wielofunkcyjna gospodarka leśna stwarza w dostosowaniu lasów do współczesnych wyzwań i potrzeb ochrony klimatu [6]. Potencjał ten wykorzystywany jest jednak w niewystarczający sposób. Gospodarka w lasach na gruntach Skarbu Państwa na obszarach miejskich prowadzona jest zwykle w sposób standardowy, nieznacznie tylko odbiegający od zasad stosowanych w lasach o wiodącej funkcji produkcyjnej [por. 7 i cyt. lit]. Tego rodzaju podejście sprawia, że lasy ochronne miast zamiast przyczyniać się do kreowania i wzmacniania pozytywnego wizerunku ich zarządców (w szczególności leśnictwa odpowiadającego współczesnym potrzebom) stają się niekiedy zarzewiem konfliktów społecznych. Przykładami obszarów, na których funkcje ochrony miast i oczekiwania społeczne zderzały się z rosnącą presją

inwestycyjną są m.in. podbiałostocki Las Turczyński, gdzie spór ostatecznie zażegnano [8] i Las Solnicki w Białymstoku [9]. Konflikty na tle intensywności gospodarki leśnej toczą się m.in. wokół lasów Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego [10] i lasu miejskiego w Giżycku [11].

Obowiązujące akty prawne i przepisy nie zawierają specjalnych zasad ani wytycznych dotyczących kształtowania lasów ochronnych miast [12]. Wzmocnienie ich funkcji ochronnych i zmiana sposobu gospodarowania nie wymaga jednak zmian prawa i może z powodzeniem być wprowadzona na podstawie obowiązujących uregulowań. Co więcej, brak specjalnego (odmiennego od standardów w innych lasach gospodarczych i ochronnych) sposobu postępowania w lasach ochronnych miast jest sprzeczny z prawem. Akty prawne nie tylko dopuszczają możliwości szczególnie troskliwego i indywidualnego podejścia do lasów ochronnych miast, prawo wręcz nakłada na zarządców lasów taki obowiązek. Jak stanowi §3 rozporządzenia [5]: „W lasach ochronnych prowadzi się gospodarkę leśną w sposób zapewniający **ciągłe spełnianie przez nie celów, dla których zostały wydzielone, w szczególności poprzez:** 1) zachowanie trwałości lasów [...], 2) zagospodarowanie i ochronę lasów w drodze: a) kształtowania struktury gatunkowej i przestrzennej lasu zgodnie z warunkami siedliskowymi, w kierunku **powiększania różnorodności biologicznej** i zwiększania odporności lasu na czynniki destrukcyjne, b) **stosowania indywidualnych sposobów** zagospodarowania i ochrony poszczególnych drzewostanów” [wyróżnienia – DW]. Lasy ochronne miast wymagają zatem swoistego podejścia, odrębnego od stosowanego w standardowych lasach gospodarczych o ważnej i mocno wyeksponowanej funkcji surowcowej, ale i od ochrony ścisłej, biernej lub zachowawczej wprowadzanej rutynowo w większości leśnych rezerwatów przyrody i lasów parków narodowych, w celu ochrony procesów naturalnych.

Celem zarządzania lasami ochronnymi miasta powinno być takie ich kształtowanie, by trwale i jak najlepiej spełniały te funkcje, dla których lasy te zostały wydzielone. Do kluczowych celów ich kształtowania z pewnością należy zaliczyć przygotowanie lasów ochronnych na rosnące potrzeby miast wymagających coraz lepszej osłony w czasach przybierających na sile zmian klimatycznych, a także spełnienie potrzeb mieszkańców oczekujących możliwości wypoczynku w lasach bliskich naturze, w których można obcować ze starymi drzewami, roślinami i dzikimi zwierzętami (w bezpieczny dla nich i dla ludzi sposób). Istotne przy tym jest umiejętne godzenie funkcje klimatycznych i rekreacyjnych z zachowaniem trwałości lasu i z wymianą pokoleń drzew.

Dostępne są nieliczne poradniki lub zestawy wytycznych dotyczących kształtowania lasów w miastach. W dużej części skupiają się one na kwestiach związanych z udostępnianiem dla potrzeb rekreacyjnych, przebudową drzewostanów, strefowaniem, kształtowaniem ekotonów [m.in. 7, 13–15]. Nie mają one jednak charakteru powszechnego i nie są szerzej stosowane. Brak sformalizowanych wytycznych, instrukcji i szczegółowych regulacji określających sposoby prowadzenia lasów ochronnych miast uznawany jest za przesłankę do wprowadzania rozwiązań stosowanych w lasach pozbawionych takiej kategorii ochrony, z najwyższej nielicznymi modyfikacjami,

polegającymi na obniżaniu rozmiaru pozyskania drewna i nieznacznym podwyższeniu wieku dojrzałości rębnej drzewostanów.

2. Materiał i metody

Niniejsze opracowanie poświęcone jest omówieniu propozycji modelowego i uniwersalnego zestawu wskazówek ochronnych i gospodarczych, możliwych do stosowania na dowolnym obszarze miejskim, w którym zostały formalnie utworzone lasy ochronne miasta, w uwarunkowaniach prawnych obowiązujących w Polsce. Zestaw wskazówek ma charakter możliwie wyczerpującego katalogu dobrych praktyk gospodarza i zarządcy lasu ochronnego lub też swego rodzaju „Instrukcji obsługi lasu ochronnego miasta”, obejmującej różnorodne aspekty jego kształtowania. Ten katalog dobrych praktyk przygotowany został na potrzeby lasów ochronnych Białegostoku, z uwzględnieniem specyfiki miejscowej i regionalnej. Jego formuła ma jednak charakter otwarty, dzięki czemu możliwe są modyfikacje stosowne do potrzeb różnych obszarów miejskich. Katalog ten był nieformalnie konsultowany w gronie naukowców z dziedziny leśnictwa, zarządców lasów ochronnych występujących na gruntach komunalnych i Skarbu Państwa, specjalistów w dziedzinie urządzania lasu, przyrodników i społeczników, zaangażowanych w ochronę przyrody. Po raz pierwszy pod tytułem „Karta Lasów Ochronnych Miasta” został on zaprezentowany i poddany publicznej dyskusji w czasie Białostockiego Seminarium Leśnego „Lasy ochronne miast. Stan obecny i przyszłość”, zorganizowanego 23 kwietnia 2021 r. przez Instytut Nauk Leśnych Politechniki Białostockiej i Regionalną Dyрекcję Lasów Państwowych w Białymstoku [16, 17].

Wszystkie zapisy przedstawionego zestawu wskazówek są zgodne z obowiązującym prawem i przepisami stosowanymi w Lasach Państwowych, w szczególności z: ustawą o lasach [4], ustawą o ochronie przyrody [18], rozporządzeniem w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne oraz szczegółowych zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej [5], rozporządzeniem w sprawie wymagań dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej [19], Instrukcją Urządzania Lasu, Zasadami Hodowli Lasu i Instrukcją Ochrony Lasu [20–22]¹.

¹ Stan prawny w tym zakresie zmieniło Zarządzenie nr 58 Dyrektora Regionalnego Lasów Państwowych z dn. 5 lipca 2022 r. w sprawie wprowadzenia „Wytucznych do zagospodarowania lasów o zwiększonej funkcji społecznej na gruntach w zarządzie Lasów Państwowych”, ogłoszone już po publikacji Karty Lasów Ochronnych Miasta i przyjęciu tego artykułu do druku. Zapisy Zarządzenia i Karty są po części zbieżne, jak jednak stanowi par. 2 ust. 2 Zarządzenia nr 58 „lasy o zwiększonej funkcji społecznej nie są lasami tożsamymi z lasami ochronnymi o kategorii: lasy w miastach i do 10 km wokół miast o liczbie mieszkańców ponad 50 tys.”, zatem zakres przedmiotowy tych zestawów wskazówek i wytucznych jest różny.

3. Projekt dobrych praktyk w kształtowaniu lasów ochronnych miasta

Zestaw wskazówek proponowanych w Karcie Lasów Ochronnych Miasta (w całości zamieszczony w Aneksie) opiera się na głównych zasadach, do których należą:

- 1) podporządkowanie wszelkich czynności i zabiegów wzmocnieniu funkcji ochronnych lasów;
- 2) kształtowanie trwałych lasów, odpornych na zaburzenia prowadzące do gwałtownego i wielkopowierzchniowego rozpadu drzewostanów;
- 3) stałe utrzymywanie udziału najstarszego pokolenia drzew na każdej powierzchni (w każdym wydzieleniu) i prowadzenie wszelkich zabiegów wspomagających wymianę pokoleń drzew pod osłoną starszego drzewostanu.

Realizacji tych ogólnych zasad służą wskazówki szczegółowe, tj.:

- 1) kształtowanie drzewostanów wielogeneracyjnych; stopniowe i rozłożone w czasie, a nie skokowe następstwo pokoleń drzew;
- 2) utrzymywanie starodrzewów i drzew biocenotycznych w jak największej liczbie na jak największej powierzchni; ciągła obecność drzew starszych i średniowiekowych w każdej części lasu;
- 3) rezygnacja z odnawiania drzewostanów cięciami zupełnymi (rębnią I) i silne ograniczenie cięć gniazdowych (III) na rzecz częściowych i stopniowych (II, IV, V);
- 4) promowanie i pełne wykorzystanie odnowienia naturalnego;
- 5) ochrona zachowawcza lasów nadwodnych i mokradłowych;
- 6) ochrona czynna różnorodności przyrodniczej w miarę potrzeb; kształtowanie i przebudowa drzewostanów, zwłaszcza na siedliskach borów sosnowych, borów mieszanych i lasów mieszanych;
- 7) stosowanie cięć sanitarnych w razie potrzeby w celu utrzymania trwałości drzewostanów;
- 8) całkowita rezygnacja ze stosowania orki w odnawianiu lasu;
- 9) strefowanie; wyznaczanie ostoi zwierząt o ograniczonym udostępnianiu na potrzeby rekreacyjne;
- 10) udział i współodpowiedzialność społeczności miast.

Zarówno zasady ogólne, jak i wskazówki szczegółowe, z jednej strony pozwalają na stałe utrzymywanie walorów krajobrazowych i widokowych oraz fizjonomii lasu pozbawionego drastycznej ingerencji człowieka, a z drugiej zapewniają trwałość i stabilność drzewostanów oraz stopniowe (a nie skokowe) następstwo pokoleń drzew.

Z definicji lasy ochronne miasta służą przede wszystkim funkcjom ochronnym, ponieważ do tego celu zostały wydzielone przez organ administracji publicznej spośród innych lasów. Utrzymanie trwałości, areалу, funkcji i walorów lasów ochronnych miasta ma zatem znaczenie priorytetowe. Zasada trwałości lasów ochronnych i pełnionych przez nie funkcji tylko w przypadkach bezspornie uzasadnionych

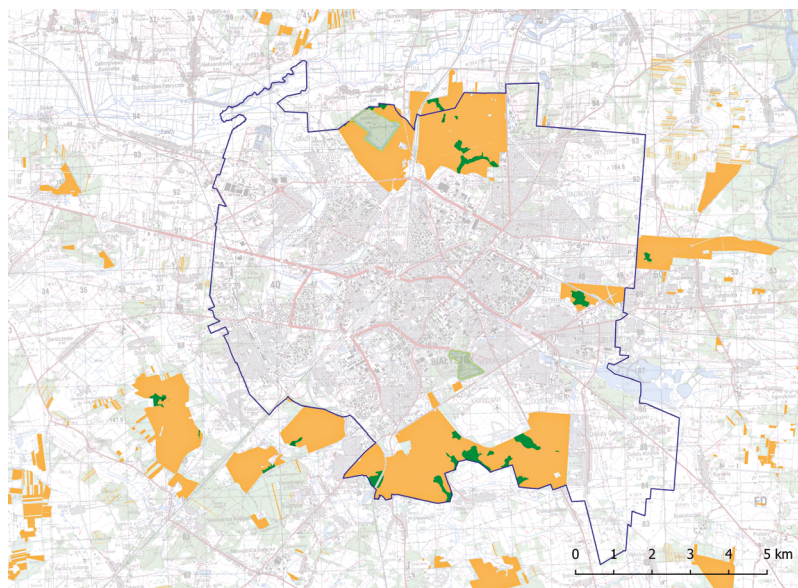
nadrzędnym interesem publicznym może ustępować na rzecz innych potrzeb społecznych i gospodarczych, które mogłyby doprowadzić do ich osłabienia lub zmniejszenia. Podstawowymi funkcjami lasów ochronnych miasta są: regulacja klimatu, przeciwdziałanie powodziom i erozji, zaopatrzenie w wodę, zachowanie i powiększanie różnorodności przyrodniczej, ochrona siedlisk i gleb, zaspakajanie potrzeb rekreacyjnych, kulturowych, duchowych i edukacyjnych społeczeństwa. Wszelkie inne funkcje i usługi ekosystemowe, w tym funkcje produkcyjne i dostarczanie surowców, powinny być podporządkowane funkcjom podstawowym lasów ochronnych miast.

Podtrzymywanie i wzmacnianie ochrony wód w lasach ochronnych miast powinno być prowadzone przez: zachowawczą ochronę wszystkich źródeł i innych miejsc wypływów wód podziemnych; zachowanie lub przywracanie naturalnego charakteru cieków i ich dolin; możliwie naturalny rozwój i kształtowanie się lasów nadwodnych, zalewowych i bagiennych (na siedliskach Ol, OIJ, Lł, LMb, BMb, Bb) i wyłączenie ich z cięć rębnych i pielęgnacyjnych; pozostawianie pni martwych drzew leżących w korytach cieków i na ich brzegach, a także podszytu w odległości przynajmniej 25 m; wprowadzanie progów, zastawek lub innych urządzeń z materiałów naturalnych pochodzenia miejscowego (martwego drewna, gałęzi, głązów narzutowych itp.) na istniejących rowach w celu ograniczenia odwodnienia siedlisk leśnych.

Zachowywanie walorów przyrodniczych w lasach ochronnych nie powinno być ograniczone do ochrony biernej, ale uwzględniać potrzeby związane z zachowaniem różnorodności lasów półnaturalnych i kulturowych, wymagających ochrony czynnej. Nadrzędne znaczenie ma ochrona starodrzewów i drzew biocenotycznych, zachowywanych na jak największej powierzchni i w jak największej liczbie. Ochronie dzikich zwierząt (i innych organizmów, unikających obecności człowieka) powinny służyć ostoje o ograniczonym udostępnianiu i kanalizacja szlaków ruchu rekreacyjnego. W ostojach dzikich zwierząt, tak jak na siedliskach mokradłowych, nie ma potrzeby prowadzenia zabiegów odnawiających ani pielęgnacyjnych w drzewostanach. Z wydzieleń objętych ochroną zachowawczą nie należy usuwać drewna pochodzącego z jakichkolwiek zabiegów, także tych związanych z utrzymaniem bezpieczeństwa. Drewna tego nie fragmentuje się ani nie gromadzi w stosy.

Priorytetami ochrony czynnej w lasach ochronnych miast są: utrzymanie wysokiej różnorodności przyrodniczej lasów półnaturalnych, zwłaszcza występujących w nich światłoładnych gatunków roślin i związanych z nimi zwierząt, a także wzmacnianie funkcji krajobrazowych i rekreacyjnych. Realizacja ochrony czynnej polega na stosowanych miejscowo zabiegach obejmujących: prześwietlanie drzewostanu (nie bardziej niż do 70–75%); ograniczanie nadmiernego rozwoju podszytu i ekspansywnych bylin; utrzymywanie otwartych polan; kształtowanie lasów udostępnianych dla wypoczynku. Ochrona czynna powinna dotyczyć lasów półnaturalnych (kulturowych), zaburzonych dawniej przez człowieka (i wymagających zaburzeń utrzymujących ich swoistość i różnorodność przyrodniczą). Podlegają jej w szczególności bory sosnowe, bory mieszane i lasy mieszane mineralnych siedlisk świeżych (Bśw, BMśw, LMśw), na których panują dąb, świerk, sosna, brzoza lub inne gatunki wczesnosukcesyjne. W przypadku lasów ochronnych Białegostoku zarządzanych przez Nadleśnictwo Dojlidy, a w niewielkiej

części także przez samorząd terytorialny, ochrona czynna i zachowawcza powinny być stosowane w proporcjach (90)95 : (10)5, co wynika z udziału powierzchniowego różnych siedlisk leśnych i drzewostanów (Ryc. 1). Dominują tu bowiem świeże siedliska borowe, lasów mieszanych świeżych oraz lasów świeżych z drzewostanami zastępczymi, zajmujące łącznie 1867 ha, które ze względów przyrodniczych, krajobrazowych i rekreacyjnych mogą być kształtowane zabiegami ochrony czynnej. Nie oznacza to ani całkowitego wyłączenia użytkowania drzewostanów, ani standardowej gospodarki leśnej. Ochrona zachowawcza na tym obszarze (w tym ostoje zwierząt wyłączone z udostępniania) w pierwszym rzędzie powinna objąć wszelkie występujące tu siedliska wilgotne i bagienne (BMw, LMw, LMb, Lw, OIJ, OI), zajmujące łącznie 115,5 ha.



RYCINA 1. Propozycja obszarów objętych ochroną czynną (oznaczonych kolorem pomarańczowym) i zachowawczą (zielony) w lasach ochronnych miasta Białystok (na podst.: Bank Danych o Lasach, geoportal)

FIGURE 1. Proposed areas under active (marked in orange) and passive protection (green) in the urban protection forests of Białystok town, NE Poland (based on: Data Bank on Forests, geoportal)

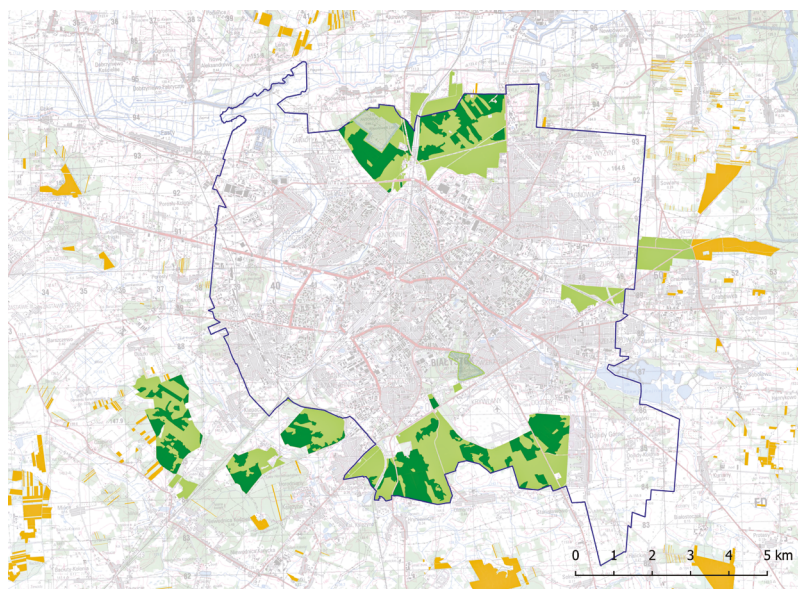
W lasach ochronnych miasta podstawowe znaczenie ma utrzymanie trwałości i długowieczności drzewostanów (a nie ochrona procesów naturalnych na jak największej powierzchni, jak ma to miejsce w wielu leśnych rezerwach przyrody). Z tego względu w razie potrzeby należy stosować cięcia sanitarne służące mitygowaniu i ograniczaniu gradacji owadów i przeciwdziałające gwałtownemu rozpadowi drzewostanów na dużych powierzchniach. Swobodny przebieg procesów naturalnych, których ochrona ma priorytetowe znaczenie w lasach o innym charakterze, nie zapewniłaby ciągłego utrzymania funkcji rekreacyjnych i ochrony klimatu miasta. Bez względu

na potrzeby sanitarne, w lasach ochronnych miasta nie powinny być stosowane chemiczne środki ochrony lasu.

W kształtowaniu wymiany pokoleń drzew priorytetowe znaczenie powinna mieć naturalna regeneracja lasu, w razie potrzeby wspierana wszelkimi zabiegami wspomagającymi skuteczne odnowienie drzew. W lasach ochronnych miasta należy odstępować od określania i stosowania kryterium przeciętnego wieku dojrzałości rębnej, przyjmowanego w lasach gospodarczych o dominującej funkcji produkcyjnej. Zamiast tego wskazane jest indywidualne określanie wieku dojrzałości, co do zasady podwyższonego w stosunku do przeciętnego wieku dojrzałości rębnej. W razie potrzeby inicjowania odnowienia drzewostanów można stosować zabiegi prześwietlające, wspomagające obsiew i odnowienie naturalne oraz odsłaniające młode pokolenie drzew, na zasadach rębni złożonych, zwłaszcza stopniowej, przerębowej (ciągłej), ewentualnie częściowej, dostosowanych indywidualnie do warunków lokalnych. Nie należy stosować cięć zupełnych ani cięć w formie gniazd usuwających jednorazowo całą osłonę drzewostanu macierzystego. Nie powinno się stosować także orki w celu przygotowania gleby do odnowienia, natomiast w razie potrzeby można stosować punktowe przygotowanie gleby i sadzenie na placówkach. Przykładowo, postępowanie ochronno-hodowlane na siedliskach LMśw i BMśw, dominujących w lasach ochronnych Białegostoku (a odnawianych dotychczas zwykle rębnią III) mogłoby polegać na: kształtowaniu trwałych borów mieszanych i lasów mieszanych z So i Db jako gatunkami panującymi, przy stałym utrzymywaniu drzewostanu na całej powierzchni; osiągnięciu maksymalnego przyrostu przy możliwie największym zapasie; znacznym podniesieniu wieku dojrzałości rębnej drzewostanu; prowadzeniu cięć zgodnie z zasadą pielęgnowania zapasu; uzyskiwaniu odnowienia naturalnego, pełnym jego wykorzystaniu i popieraniu. Lasy takich siedlisk powinny być kształtowane w formie cięć częściowych i jednostkowych, w ramach rębni stopniowej udoskonalonej, przy cięciach częściowych o średnim okresie odnowienia (15–20(30) lat), w trzech nawrotach co 5–10 lat. Przed przystąpieniem do zabiegów wymiany pokoleń należy zawsze wytypować drzewa przestojowe w liczbie minimum 30–50 szt./ha do dalszej selekcji (docelowo 20–30 szt./ha), głównie w formie kępowej lub grupowej, które pozostaną na każdej powierzchni aż do naturalnej śmierci. Cięcia obsiewne mogą prowadzić do usunięcia ok. 30% zapasu i obniżenia zadrzewienia do 0,5–0,6, a na kilkuarowych gniazdach do 0,3–0,4 (120–140 drzew/ha), przy czym łączny udział powierzchniowy gniazd może wynosić ok. 30% wydzielienia. Cięcia odsłaniające wykonywane po ok. 7–10 latach mogą polegać na usunięciu kolejnych 30% pierwotnego zapasu (50% uzyskanego po cięciach obsiewnych) i obniżeniu zadrzewienia do 0,3–0,4 (120–140 drzew/ha) na powierzchni międzygniazdowej [22]. Po cięciach uprzątających w drzewostanie pozostaną wytypowane uprzednio grupy i kępy przestojów. W razie potrzeby, po cięciach obsiewnych i odsłaniających, można stosować miejscowe podokapowe przygotowanie gleby wałem do placówek lub ręczne wykonanie talerzy, w celu wspomaganie odnowienia naturalnego. Przy niewystarczającym odnowieniu naturalnym należy stosować poprawki i uzupełnienia sztuczne, przez sadzenie na talerzach i placówkach. Należy przy tym pamiętać, że w lasach

ochronnych miast niecelowe jest sztywne utrzymywanie proporcji gatunków drzew tworzących młody drzewostan.

Jedną z fundamentalnych funkcji lasów ochronnych miast jest ich jak najszerze udostępnianie na potrzeby rekreacyjne. Nie może to jednak kolidować z funkcjami służącymi ochronie wód i różnorodności przyrodniczej. Unikaniu kolizji różnych funkcji służy odpowiednie strefowanie. W tym celu w lasach ochronnych miasta można wyznaczać obszary o zróżnicowanych reżimach ochronnych i udostępnianiu, w tym: 1) obszar wewnętrzny obejmujący wszystkie lasy publiczne położone w granicach miasta i zwarte kompleksy leśne w pobliżu jego granic; 2) obszar zewnętrzny, tj. lasy w dalszej odległości od granic miasta, w szczególności występujące w rozproszeniu, w postaci drobnopowierzchniowych wydzieleń. Przykładowo, w lasach ochronnych Białegostoku obszar wewnętrzny może obejmować 1983 ha (65%), a obszar zewnętrzny 1060 ha (35%) (Ryc. 2).



RYCINA 2. Propozycja wyznaczenia obszaru wewnętrznego (kolor zielony) i zewnętrznego (jasnobrązowy) w lasach ochronnych Białegostoku (ciemnozielonym kolorem oznaczono drzewostany starszych klas wieku) na podst.: Bank Danych o Lasach, geoportal)

FIGURE 2. Proposal for determining the internal (marked in green) and external (light brown) zones in the urban protection forests of Białystok, NE Poland (tree-stands of older age classes are marked in dark green) (based on: Data Bank on Forests, geoportal)

Jak już wspomniano wyżej, należy wyznaczyć także miejsca o ograniczonym udostępnianiu, w celu zapewnienia spokoju dzikim zwierzętom i swobodnego rozwoju roślin chronionych prawnie. Lasy ochronne nie powinny być nadmiernie nasycane infrastrukturą, co mogłoby prowadzić do utraty fizjonomii typowej dla lasu, wrażenia naturalności, a nadać takim obszarom charakter parku leśnego.

Rozmieszczanie urządzeń informacyjnych i edukacyjnych (tablic, plansz itp.), rekreacyjnych (przeznaczonych do wypoczynku i ćwiczeń) i innych obiektów małej architektury należy ograniczyć do niezbędnego minimum. Dotyczy to także oświetlenia sztucznego.

4. Podsumowanie

Prezentowany zestaw wskazówek dla lasów ochronnych miasta można traktować jako postulatywne propozycje autorskie. Należy jednak podkreślić, że proponowane rozwiązania w całości oparte są na przepisach już funkcjonujących w systemie prawnym i nie wymagają ich modyfikacji. Co istotne, wprowadzenie większości tych propozycji jest możliwe w trakcie obowiązywania aktualnego planu urządzania lasu. Zgodnie z obowiązującymi Zasadami Hodowli Lasu [21] nadleśniczy jest uprawniony do: stosowania modyfikacji rębni przez przenoszenie poszczególnych elementów technicznych i przestrzennych w grupie rębni złożonych; zamiany rębni zupełnej, przewidzianej w planie urządzania lasu, na rębnię złożoną, a także zamiany rębni złożonych, jeżeli pozwolą one na osiągnięcie przyjętego celu hodowlanego. Dostosowanie i modyfikacje dotychczasowych sposobów postępowania jest w wielu przypadkach możliwe bez potrzeby zmniejszania etatu pozyskania drewna, wyliczonego dla całego obrębu leśnego. Konieczna jest jednak kalkulacja kosztów z uwzględnieniem możliwości finansowania prac- i kosztochłonnych rozwiązań ze źródeł zewnętrznych. Wprowadzenie propozycji zawartych w Karcie Lasów Ochronnych Miasta nie powinno zatem napotykać na bariery formalno-prawne. Ich przyjęcie, przynajmniej w części lasów ochronnych miast, z pewnością mogłoby przyczynić się do zwiększenia akceptacji społecznej dla gospodarki leśnej i uniknięcia zbędnych konfliktów toczących się wokół lasów miejskich i podmiejskich.

Literatura

1. *Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2020 roku*, strona internetowa, <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/ludnosc/ludnosc/powierzchnia-i-ludnosc-w-przekroju-terytorialnym-w-2020-roku,7,17.html> [dostęp 22.07.2022].
2. Jaszczak R., *Las i gospodarka leśna w zasięgu oddziaływania miast w Polsce*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2008, 10, 3(19): 152–171.
3. Sławski M., Sławska M., *Las jako miejsce wypoczynku i rekreacji – analiza oczekiwań społecznych na przykładzie gminy Rogów*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2009, 11, 4(23): 140–150.
4. *Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach*. Dz. U. 1991, nr 101 poz. 444.
5. Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 25 sierpnia 1992 r. w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne oraz szczegółowych zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej. Dz. U. 1992 nr 67 poz. 337.

6. Chudy J. G., *Zagospodarowanie w lasach miejskich alternatywą dla rozwoju bazy turystyki lokalnej w kontekście oczekiwań społecznych*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej 2017, 19, 50(1): 294–303.
7. Jaszczak R., Wajchman S., *Wybrane aspekty gospodarki leśnej w lasach miejskich Poznania i w Lasach Państwowych*, Sylwan 2015, 159(2): 160–167.
8. Kłopotowski A., *Nie ma zgody ministerstwa na wycinkę Lasu Turczyńskiego pod cmentarz*, strona internetowa, <https://bialystok.wyborcza.pl/bialystok/7,35241,26778747,nie-ma-zgody-ministerstwa-na-wycinke-lasu-turczynskiego-pod.html> [dostęp: 20.03.2022].
9. Żochowski G., *Konflikt o Krywlany – Miasto kontra Lasy Państwowe – zapowiada się na długie lata*, strona internetowa, <https://strzalka.press/2021/04/09/w-konflikcie-miasto-kontra-lasy-panstwowe-miasto-na-razie-wydaje-sie-nie-wiedziec-co-sie-dzieje/> [dostęp: 20.03.2022].
10. Borowski R., *„Zabiegi gospodarcze” czy „wycinka”? Konsultacje w sprawie prac w TPK*, strona internetowa, <https://www.trojmiasto.pl/wiadomosci/Wycinka-drzew-w-Trojmiejskim-Parku-Krajobrazowym-Konsultacje-w-sprawie-prac-w-TPK-n163822.html> [dostęp: 20.03.2022].
11. Suchorabski M., *Las miejski w Giżycku do wycięcia. Mieszkańcy walczą z Lasami Państwowymi*, strona internetowa, <https://serwisy.gazetaprawna.pl/ekologia/artykuly/1434442,las-w-gizycku-wycinka-starodrzewow.html> [dostęp: 20.03.2022].
12. Jaszczak R., Ważyński B., Wajchman-Świtalska S., *Prawne aspekty leśnictwa miejskiego w Polsce*. „Sylwan” 2017, 161(8): 659–668.
13. Łonkiewicz B., *Urządzanie i zagospodarowanie lasu w terenach zurbanizowanych i uzdrowskowych*, Postępy Techniki w Leśnictwie 1997, 64.
14. Ważyński B., *Zasady prowadzenia gospodarki leśnej wokół aglomeracji miejskich*, „Biblioteczka leśniczego”, 253, Wydawnictwo Świat, Warszawa 2007.
15. *Wytyczne dotyczące gospodarowania lasami komunalnymi miasta Poznania*, Załącznik do zarządzenia nr 183/2012/P Prezydenta Miasta Poznania z dnia 19.03.2012 r.
16. *Lasy pierwszego kontaktu na Politechnice Białostockiej*, strona internetowa, <https://pb.edu.pl/2021/04/13/lasy-pierwszego-kontaktu-na-politechnice-bialostockiej/> [dostęp: 20.03.2022].
17. *Stan obecny i przyszłość lasów ochronnych miast – materiały Białostockiego Seminarium Leśnego*, strona internetowa, <https://wb.pb.edu.pl/2021/04/26/stan-obecny-i-przyszlosc-lasow-ochronnych-miast-materiały-bialostockiego-seminarium-lesnego/> [dostęp: 20.03.2022].
18. *Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody*. Dz.U. 2004 Nr 92 poz. 880.
19. *Rozporządzenie Ministerstwa Środowiska w sprawie wymagań dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej*. Dz. U. 2017 poz. 2408.
20. *Instrukcja urządzania lasu. Część I. Instrukcja sporządzania projektu planu urządzenia lasu dla nadleśnictwa*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
21. *Zasady hodowli lasu*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
22. *Instrukcja ochrony lasu*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2012.
23. Andrzejczyk T., Żybura H., *Sosna zwyczajna. Odnawianie naturalne i alternatywne metody hodowli*, PWRiL, Warszawa 2012.

Aneks.

KARTA LASÓW OCHRONNYCH MIASTA. Projekt²

1. Cele i podstawy prawne

- 1.1. Zapisy Karty Lasów Ochronnych Miasta, zwanej dalej „Kartą” opierają się w szczególności na następujących podstawach prawnych:
 - 1.1.1. ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. 1991 nr 101 poz. 444);
 - 1.1.2. ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. 2004 nr 92 poz. 880);
 - 1.1.3. rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 25 sierpnia 1992 r. w sprawie szczegółowych zasad i trybu uznawania lasów za ochronne oraz szczegółowych zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej (Dz.U. 1992 nr 67 poz. 337);
 - 1.1.4. rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 18 grudnia 2017 r. w sprawie wymagań dobrej praktyki w zakresie gospodarki leśnej (Dz.U. 2017 poz. 2408).
- 1.2. Celem Karty jest określenie zaleceń i wskazówek dotyczących kierunków i sposobów ochrony, udostępniania i użytkowania lasów publicznych w granicach miasta i w jego otoczeniu, w szczególności obszarów o statusie lasów ochronnych miasta.
- 1.3. Zapisy Karty stanowią zalecenia w opracowaniu i aktualizowaniu planów urządzania lasu oraz uproszczonych planów urządzenia lasu dla lasów ochronnych miasta, a także zasad użytkowania i ochrony wszelkich innych lasów publicznych w granicach miasta i w ich bezpośrednim sąsiedztwie.
- 1.4. Zapisy Karty znajdują zastosowanie, o ile nie stoją w sprzeczności z ustaleniami dotyczącymi obiektów konserwatorskiej ochrony przyrody, w szczególności rezerwatów przyrody, obszarów sieci Natura 2000 i obszarów objętych ochroną strefową.
- 1.5. Użyte w tekście określenia oznaczają:
 - 1.5.1. lasy ochronne miasta – lasy w rozumieniu art. 15 pkt 7a oraz art. 16 pkt 1 i 1a ustawy o lasach, to jest lasy położone w granicach administracyjnych miast i w odległości do 10 km od granic administracyjnych miast liczących ponad 50 tys. mieszkańców, uznane za lasy ochronne w drodze decyzji ministra właściwego do spraw środowiska (w odniesieniu do lasów stanowiących własność Skarbu Państwa) lub starosty (w odniesieniu do pozostałych lasów), a także wszelkie inne lasy publiczne o statusie ochronnym położone w obrębie i w bezpośrednim otoczeniu miast, bez względu na ich wielkość;

² Wersja opublikowana pierwotnie w Internecie w materiałach Białostockiego Seminarium Leśnego „Lasy ochronne miast. Stan obecny i przyszłość” 23 kwietnia 2021 r. [17].

- 1.5.2. trwałość lasów ochronnych lub drzewostanów w lasach ochronnych – stała, nieprzerwana zdolność lasów do wypełniania obecnie i w przyszłości ich wszystkich funkcji ochronnych i celów, dla których zostały wydzielone;
 - 1.5.3. ochrona zachowawcza – ochrona polegająca na umożliwieniu niezakłóconego przebiegu naturalnych procesów, o ile procesy te prowadzą do osiągnięcia celów ochrony i utrzymania trwałości lasów ochronnych, z możliwością podejmowania ingerencji wyłącznie w razie uzasadnionych potrzeb związanych z celami ochrony.
2. Trwałość i hierarchia funkcji lasów ochronnych miasta
 - 2.1. Ze względu na wpływ na klimat, powietrze, wodę, glebę, warunki życia i zdrowia człowieka oraz na równowagę przyrodniczą lasy ochronne miasta odgrywają szczególnie istotną rolę dla społeczności miasta i przyległych gmin. Utrzymanie ich trwałości, areалу, funkcji i walorów ma znaczenie priorytetowe i tylko w przypadkach bezspornie uzasadnionych nadrzędnym interesem publicznym może ustępować na rzecz innych potrzeb społecznych i gospodarczych, które mogłyby doprowadzić do ich osłabienia lub zmniejszenia.
 - 2.2. Zasada trwałości lasów ochronnych miasta wprowadzana jest do zapisów miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego, studiów uwarunkowań i innych dokumentów planistycznych.
 - 2.3. Podstawowymi funkcjami lasów ochronnych miasta są: regulacja klimatu, przeciwdziałanie powodziom i erozji, zaopatrzenie w wodę, zachowanie i powiększanie różnorodności przyrodniczej, ochrona siedlisk i gleb oraz zaspakajanie potrzeb rekreacyjnych, kulturowych, duchowych i edukacyjnych społeczeństwa. Wszelkie inne funkcje i usługi ekosystemowe, w tym funkcje produkcyjne i dostarczanie surowców, w szczególności drewna i biomasy energetycznej, na obszarach lasów ochronnych miasta są podporządkowane ich funkcjom podstawowym.
 - 2.4. Wszelkie czynności i zabiegi w lasach ochronnych miasta prowadzone są wyłącznie w celu podtrzymywania i wzmacniania ich funkcji podstawowych. Pozyskiwanie drewna i innych użytków prowadzone jest tylko w ramach zabiegów ochronnych, wspomaganie wymiany pokoleń drzew, cięć przygodnych, w tym sanitarnych oraz związanych z zachowaniem bezpieczeństwa publicznego.
 3. Ochrona wód i walorów przyrodniczych w lasach ochronnych miasta
 - 3.1. Ochrona wód

Do podstawowych funkcji lasów w miastach i w ich otoczeniu należy w szczególności ochrona wód powierzchniowych i podziemnych, zwłaszcza źródlisk, strumieni i rzek, ochrona przed powodzią i erozją oraz odbieranie i retencjonowanie wód opadowych, roztopowych i wezbraniowych. Podtrzymanie i wzmacnianie tych funkcji realizowane jest przez:

- 3.1.1. zachowawczą ochronę wszystkich źródeł i innych miejsc wypływów wód podziemnych,
 - 3.1.2. zachowanie lub przywracanie naturalnego charakteru cieków i ich dolin,
 - 3.1.3. możliwie naturalny rozwój i kształtowanie się drzewostanów oraz ich wyłączenie z cięć rębnych i pielęgnacyjnych na siedliskach bagiennych i zalewowych (Ol, OJ, Lł, LMb, BMb, Bb), a także drzewostanów na innych siedliskach w odległości równej przeciętnej wysokości drzewostanu (ok. 25 m) od brzegów wód stojących, cieków i miejsc wypływu wód podziemnych,
 - 3.1.4. pozostawianie pni drzew martwych leżących w korytach cieków i na ich brzegach, a także podszytu w odległości przynajmniej 25 m od brzegów cieków i miejsc wypływu wód podziemnych,
 - 3.1.5. wprowadzanie progów, zastawek lub innych urządzeń z materiałów naturalnych pochodzenia miejscowego (martwego drewna, gałęzi, głązów narzutowych itp.) w celu ograniczenia odwodnienia siedlisk leśnych przez istniejące rowy melioracyjne, stosownie do warunków lokalnych.
- 3.2. Ochrona starodrzewów

Utrzymanie starodrzewów, to jest drzew sędziwych i starzejących się (w VI i starszych klasach wieku, aż do oznak naturalnego zamierania) oraz drzew biocenotycznych w rozumieniu Instrukcji Ochrony Lasu, w jak największej liczbie i na jak największej powierzchni ma znaczenie priorytetowe w lasach ochronnych miasta, zarówno na obszarach objętych ochroną zachowawczą, jak i czynną.

3.3. Ochrona zachowawcza

- 3.3.1. Ochronie zachowawczej w lasach ochronnych miasta podlegają co do zasady wszystkie siedliska bagienne i zalewowe. Ma ona także priorytetowe znaczenie na siedliskach wilgotnych i niektórych siedliskach świeżych (Lw, Lśw, LMw, BMw, Bw) w lasach o drzewostanach i odnowieniu o składzie zgodnym z warunkami siedliskowymi.
- 3.3.2. Wszelkie czynności na obszarach objętych ochroną zachowawczą podporządkowane są podtrzymywaniu procesów naturalnych, sukcesji i naturalnej regeneracji lasu, utrzymywaniu wysokich zasobów martwych i zamierających drzew oraz związanych z nimi roślin, zwierząt i grzybów.
- 3.3.3. W razie potrzeb związanych z udostępnianiem, komunikacją i zachowaniem bezpieczeństwa na obszarach objętych ochroną zachowawczą stosuje się w miarę możliwości obalanie drzew wraz z korzeniami lub obniżanie wysokości drzew zamiast ich wycinania. W szczególności dotyczy to drzewostanów położonych w odległości do 25 m od dróg udostępnianych na potrzeby rekreacji i wypoczynku.
- 3.3.4. Z wydzieleni objętych ochroną zachowawczą na siedliskach wilgotnych, zalewowych i bagiennych nie usuwa się drewna pochodzącego z jakichkolwiek zabiegów. Drewna tego nie fragmentuje się ani nie gromadzi w stosy.

3.4. Ochrona czynna

- 3.4.1. Ochronie czynnej podlegają w szczególności siedliska borów świeżych, borów mieszanych świeżych i lasów mieszanych świeżych (Bśw, BMśw, LMśw), na których gatunkami panującymi lub współpanującymi są dąb, świerk, sosna, brzoza lub też inne gatunki wczesnosukcesyjne.
- 3.4.2. Priorytetowym celem kształtowania obszarów objętych ochroną czynną jest utrzymanie wysokiej różnorodności przyrodniczej, zwłaszcza światłożądnych gatunków roślin i związanych z nimi zwierząt, a także funkcji krajobrazowych i rekreacyjnych. W tym celu stosuje się w razie potrzeb ochronnych i miejscowo: prześwietlanie drzewostanu, zabiegi ograniczające rozwój podszytu i ekspansywnych bylin, kształtuje się otwarte polany i lasy o charakterze półnaturalnym, w tym także udostępniane dla wypoczynku.
- 3.4.3. Ochronie czynnej, zwłaszcza przeciwdziałaniu sukcesji wtórnej, podlegają tzw. siedliska marginalne, w szczególności nieleśne mokradła, śródleśne łąki, murawy, wrzosowiska i zielne okrajki leśne na siedliskach różnego typu.
- 3.4.4. O ile jest to zgodne z realizacją celów ochronnych, związanych m.in. z ochroną światłożądnych i ciepłolubnych gatunków roślin i owadów, drewno i biomasę pozyskaną w trakcie zabiegów w drzewostanach objętych ochroną czynną usuwa się w większości poza ich granice i zagospodarowuje w dowolny sposób. Dopuszczalne jest pozostawianie większych ilości biomasy pozyskanej z zabiegów w drzewostanach w wieku poniżej 40 lat.

3.5. Ochrona stanu sanitarnego lasu

- 3.5.1. W lasach ochronnych miasta, ze względu na ich funkcje, w szczególności klimatotwórcze, wodochronne i rekreacyjne, podstawowe znaczenie ma utrzymanie trwałości i długowieczności drzewostanów. Z tego względu w razie potrzeby stosuje się cięcia sanitarne w celu mitygowania i ograniczania gradacji owadów, z wyłączeniem rezerwatów przyrody.
- 3.5.2. W lasach ochronnych miasta nie stosuje się chemicznych środków ochrony lasu.

3.6. Przebudowa drzewostanów i kształtowanie krajobrazu leśnego

- 3.6.1. W przebudowie i dostosowywaniu drzewostanów do zmieniających się warunków klimatycznych i siedliskowych priorytetowe znaczenie ma naturalna regeneracja lasu, w razie potrzeby wspierana wszelkimi zabiegami wspomagającymi skuteczne odnowienie drzew.
- 3.6.2. W związku z ich funkcjami, w tym funkcjami edukacyjnymi, w lasach ochronnych miasta skrupulatnie i wzorcowo stosuje się zasady dobrej praktyki leśnej, w szczególności:
 - 3.6.2.1. przed przystąpieniem do wszelkich prac zawsze przeprowadza się wizję terenową w wydzieleniu leśnym albo na działce ewidencyjnej, na terenie których planowane są prace, w celu

sprawdzenia występowania gatunków chronionych lub potencjalnych miejsc ich występowania; w szczególności dotyczy to prac planowanych w sezonie wegetacyjnym i lęgowym;

- 3.6.2.2. wizję terenową przeprowadza się w sposób umożliwiający wykrycie gatunków chronionych, z uwzględnieniem ich biologii i terminów odpowiednich do ich rytmiki sezonowej;
- 3.6.2.3. przed przystąpieniem do prac tymczasowo oznakowuje się stanowiska, na których gatunki chronione występują, miejsca istotne dla gatunków chronionych, które należy zachować, lub w inny sposób zapewnia się znajomość tych stanowisk i miejsc przez wykonawcę prac;
- 3.6.2.4. w przypadku ujawnienia występowania stanowisk gatunków chronionych lub potencjalnych miejsc ich występowania w trakcie prac w razie potrzeby niezwłocznie modyfikuje się sposób ich wykonywania oraz stosuje się odpowiednie działania minimalizujące.

3.6.3. Wszelkie prace związane z pozyskaniem drewna, poza cięciami sanitarnymi i związanymi z zapewnieniem bezpieczeństwa publicznego, co do zasady prowadzi się poza sezonem lęgowym ptaków. W przypadku prac planowanych w sezonie lęgowym niezbędne jest skrupulatne przeprowadzenie wizji terenowej w celu ustalenia obecności zasiedlonych miejsc gniazdowania chronionych gatunków ptaków.

3.6.4. W celu stałego utrzymania funkcji rekreacyjnych i krajobrazowych, w trakcie wszelkich cięć, zrywki oraz wywozu drewna i biomasy stosuje się techniki minimalizujące uszkodzanie żywych drzew.

3.7. Inwazyjne gatunki obce

3.7.1. W lasach ochronnych miasta nie wprowadza się obcych gatunków drzew i krzewów, a ich istniejące stanowiska są sukcesywnie eliminowane w miarę potrzeb ochrony różnorodności przyrodniczej, tak jak i stanowiska inwazyjnych obcych roślin zielnych.

3.7.2. Eliminacji roślin obcego pochodzenia można zaniechać w przypadku ich stanowisk o szczególnym znaczeniu krajobrazowym, biocenotycznym lub kulturowym. W szczególności dotyczy to sędziwych drzew.

4. Wymiana pokoleń drzew i odnowienie lasu

4.1. W lasach ochronnych miasta w planowaniu wszelkich czynności odstępuje się od określania i stosowania kryterium przeciętnego wieku dojrzałości rębnej przyjmowanego w lasach gospodarczych o dominującej funkcji produkcyjnej zgodnie z Instrukcją Urządzenia Lasu i indywidualnie określa się wiek dojrzałości rębnej, co do zasady podwyższony w stosunku przeciętnego wieku dojrzałości rębnej.

4.2. Drzewa usuwane są w miarę potrzeb związanych z ochroną różnorodności przyrodniczej, bezpieczeństwem publicznym, ochroną stanu sanitarnego lasu

- i utrzymaniem trwałości, ciągłości i zastępowania się pokoleń lasotwórczych gatunków drzew, określanych indywidualnie.
- 4.3. W celu utrzymania trwałości drzewostanów, ciągłości i zastępowania się pokoleń drzew na siedliskach objętych ochroną czynną, w razie potrzeby, stosuje się zabiegi prześwietlające, wspomagające obsiew i odnowienie naturalne oraz odsłaniające młode pokolenie, na zasadach rębni złożonych, zwłaszcza stopniowej, przerębowej (ciągłej), ewentualnie częściowej, dostosowanych indywidualnie do warunków lokalnych.
 - 4.4. W dojrzałych drzewostanach wyznaczonych do zabiegów, o których mowa w pkt. 4.3 pozostawia się zawsze kępy przestojów pozbawione ingerencji, aż do naturalnego rozpadu, na powierzchni nie mniejszej niż 5% wydzielania.
 - 4.5. Nie stosuje się jednorazowego zupełnego usuwania drzewostanu:
 - 4.5.1. z powierzchni większych niż 30 arów;
 - 4.5.2. na ścianie lasu, czyli w pasie ekotonowym szerokości ok. 15 m od granicy wydzieleni leśnych z obszarami nieleśnymi, o ile nie narusza to zasad bezpieczeństwa.
 - 4.6. Zawsze w pierwszej kolejności promuje się i wspomaga odnowienie naturalne. W razie potrzeby stosuje się sztuczne poprawki, uzupełnienia i dolesienia.
 - 4.7. W celu ochrony środowiska glebowego nie stosuje się orki. W razie potrzeby inicjowania i wspomagania odnowienia drzew stosowane jest punktowe przygotowanie gleby i sadzenie na placówkach.
5. Lasy dla ludzi. Strefowanie i udostępnianie
- 5.1. Lasy ochronne miasta służą wypoczynkowi i rekreacji społeczności miasta i gmin przyległych. W tym celu wyznacza się w ich granicach obszary o zróżnicowanych reżimach ochronnych i udostępnianiu: 1) obszar wewnętrzny, obejmujący wszystkie lasy publiczne położone w granicach miasta i zwarte kompleksy leśne w pobliżu jego granic; 2) obszar zewnętrzny, obejmujący lasy ochronne miasta w dalszej odległości od jego granic, w szczególności występujące w rozproszeniu, w postaci drobnopowierzchniowych wydzieleni.
 - 5.2. Obszary wewnętrzny i zewnętrzny wyznacza się indywidualnie dla każdego miasta z uwzględnieniem zróżnicowania siedliskowego, wielkości i izolacji kompleksów leśnych oraz zagęszczenia infrastruktury, dróg i innych szlaków komunikacyjnych.
 - 5.3. W lasach ochronnych miasta wyznacza się miejsca o ograniczonym udostępnianiu, w celu zapewnienia spokoju dzikim zwierzętom i swobodnego rozwoju roślin chronionych.
 - 5.4. W obszarze zewnętrznym w izolowanych kompleksach leśnych z drzewostanami w młodym i średnim wieku dopuszczalne są odstępstwa od zasad ochrony czynnej określonych w pkt. 3.4, a także w pkt. 4.5.2.
 - 5.5. Lasy ochronne miasta służą edukacji przyrodniczo-leśnej i upowszechnianiu metod wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, dostosowanych do potrzeb ochrony

bioróżnorodności i pozaprodukcyjnych funkcji lasu, w szczególności zasad zawartych w tej Karcie.

- 5.6. Szczegółnej ochronie podlegają historyczne elementy krajobrazu kulturowego znajdujące się w lasach ochronnych miasta, w tym stanowiska archeologiczne, cmentarze, mogiły, krzyże i kapliczki, obiekty dawnego przemysłu leśnego, historyczne znaki podziału powierzchniowego, elementy dawnych fortyfikacji.
 - 5.7. Drogi w lasach ochronnych miasta służą przede wszystkim udostępnianiu na potrzeby rekreacji i edukacji oraz zapewnianiu bezpieczeństwa. Wszelkie zniszczenia nawierzchni dróg przez ciężki sprzęt naprawiane są niezwłocznie przez ich zarządcę.
 - 5.8. W lasach ochronnych miasta rozmieszczanie urządzeń informacyjnych i edukacyjnych (tablic, plansz itp.), rekreacyjnych (przeznaczonych do wypoczynku i ćwiczeń) oraz innych obiektów małej architektury ogranicza się do niezbędnego minimum. Rozmieszcza się je w szczególności na obszarach przeznaczonych do intensywnej rekreacji. W pozostałych częściach dopuszczalne jest tylko ograniczone wprowadzanie niewielkich i wkomponowanych w otoczenie urządzeń informacji wizualnej, drogowych i innych znaków informacyjnych umieszczanych na słupach lub nanoszonych na drzewach.
 - 5.9. Wszelkie odpady z lasów ochronnych miasta usuwane są systematycznie i na bieżąco, w miarę możliwości nie rzadziej niż raz na miesiąc. W szczególności dotyczy to całego obszaru wewnętrznego. Obowiązek usuwania odpadów spoczywa na właścicielach i zarządcach gruntów leśnych.
 - 5.10. Oświetlenie sztuczne w lasach ochronnych miast dopuszczalne jest jedynie wyjątkowo, w formach niezanieczyszczających sztucznym światłem wnętrza lasu, w pojedynczych miejscach, takich jak parkingi lub główne ciągi komunikacyjne. W szczególności nie wprowadza się oświetlenia sztucznego w miejscach o udostępnianiu ograniczonym ze względu na ochronę bioróżnorodności.
6. Współodpowiedzialność i udział społeczeństwa
 - 6.1. Zapewnia się udział społeczeństwa w planowaniu kształtowania i użytkowania lasów ochronnych miast.
 - 6.2. W celu wspierania właścicieli i zarządców lasów ochronnych miasta, w szczególności w procesach opracowania dokumentów planistycznych oraz realizacji zapisanych w nich zadań, może być powołana społeczno-naukowa rada lasów ochronnych miasta o charakterze doradczym i opiniodawczym, tworzona przy organach samorządu terytorialnego lub przy jednostkach Lasów Państwowych. W skład rady wchodzi przedstawiciele społeczności i samorządów lokalnych, świata nauki, organizacji pozarządowych, instytucji związanych z ochroną środowiska i leśnictwem oraz innych interesariuszy.

Spis tabel

List of tables

Rozdział 1

Tabela 1. Parametry odnowień dębu szypułkowego na poszczególnych powierzchniach badawczych	
Table 1. Regeneration parameters of the pedunculate oak in individual research plots.....	14
Tabela 2. Wartości przeciętne podstawowych parametrów odnowienia sztucznego dębu szypułkowego	
Table 2. Average values of the basic parameters of artificial regeneration of the pedunculate oak	16

Rozdział 2

Tabela 1. Liczba drzew badanej populacji dębu burgundzkiego w wieku 25 lat	
Table 1. Number of trees of the studied population of the Turkey oak aged 25.....	25
Tabela 2. Wyniki pomiaru pierśnic badanej populacji dębu burgundzkiego	
Table 2. Results of the DBH measurement within the studied population of the Turkey oak trees	26
Tabela 3. Zakres wysokości badanej populacji dębu burgundzkiego	
Table 3. Height range of the studied population of the Turkey oak.....	26

Rozdział 3

Tabela 1. Klasyfikacja taksonomiczna grzybów entomopatogenicznych [33]	
Table 1. Taxonomic classification of entomopathogenic fungi [33].....	33
Tabela 1. Relikty puszczańskie we florze mchów w Polsce [wg 6, 72]	
Table 1. Relics of primeval forests in the moss flora of Poland [after 6, 72]	46
Tabela 2. Relikty puszczańskie we florze wątrobowców w Polsce [wg 6]	
Table 2. Relics of primeval forests in the liverwort flora of Poland [after 6].....	48

Rozdział 6

Таблица 1. Экологическая характеристика сосняков мшистых различного возраста и происхождения, где были заложены пробные площади	
Table 1. Ecological characteristics of pine forests with mosses of various age and origin, where sample plots were laid.....	74
Таблица 2. Ресурсно-ценотические показатели <i>V. vitis-idaea</i>	
Table 2. Resource and coenotic indicators of <i>V. vitis-idaea</i>	75

Rozdział 7

Table 1. Morphometric parameters of the generative APS of <i>Rubus arcticus</i> in different types of habitats in the Kirov region	84
--	----

Rozdział 8

Таблица 1. Таксационные характеристики возрастных рядов сосняков мшистых	
Table 1. Forest inventory characteristics of the age series of pine forests with mosses	91
Таблица 2. Главные компоненты матрицы встречаемости видов растений разновозрастных сосняков мшистых	
Table 2. Main components of the co-occurrence matrix of plant species of mossy pine forests of different ages	94
Таблица 3. Значения факторных нагрузок главных компонент на биотопы	
Table 3. Values of factor loadings of principal components in the biotopes.....	95

Rozdział 9

Tabela 1. Wykaz wydzieleń, na których zostały założone uprawy z udziałem dębu czerwonego	
Table 1. List of demarcated areas, where the red oak breeding was established	107
Tabela 2. Wykaz wydzieleń, na których zainwentaryzowano gatunki obcego pochodzenia – robinia akacja i czeremcha amerykańska	
Table 2. List of demarcated areas, where the species of foreign origin were inventoried, namely black locust and black cherry	107

Rozdział 12

Tabela 1. Powierzchnia lasów będących własnością miast i udział lasów ochronnych wg województw w 2016 roku [opracowanie własne na podstawie GUS 2017]	
Table 1. Forest areas owned by cities and the share of protection forests divided by the provinces in 2016 [source: own study based on data from GUS (the Central Statistical Office in Poland), 2017]	131
Tabela 2. Lesistość i powierzchnia gruntów leśnych w miastach wojewódzkich z uwzględnieniem kategorii własności w 2016 roku [opracowanie własne na podstawie GUS 2017]	
Table 2. Forest cover and forest land in cities, including ownership categories in 2016 [own study based on data from GUS (the Central Statistical Office in Poland), 2017]	132
Tabela 3. Lasy ogółem w obszarze miast na prawach powiatu w 2005 i 2017 roku [9]	
Table 3. Forests located within the boundaries of cities with powiat (county) rights in 2005 and 2017 [Kołodziej 2019]	133
Tabela 4. Lasy ochronne w obszarze miast na prawach powiatu w 2005 i 2017 roku [9]	
Table 4. Protection forests within the boundaries of cities with powiat (county) rights in 2015 and 2017 [9]	134

Rozdział 13

Tabela 1. Lasy ochronne oraz rezerваты przyrody w RDLP w Białymstoku – rzeczywista powierzchnia leśna (źródło: Bank Danych o Lasach, stan na 01.01.2020 r.)	
Table 1. Protection forests and nature reserves in the RDSF in Białystok – actual forest area (source: Data Bank on Forests, as of 01.01.2020)	148

Spis rycin

List of figures

Rozdział 1

- Rycina 1. Niedostatecznie stabilne drzewko dębu na powierzchni badawczej nr 4 w pododdziale 152a (fot. W. Fiłonowicz)
Figure 1. An insufficiently stable oak sapling in the area of research plot No 4 (subcompartment 152a) (photo taken by W. Fiłonowicz) 12
- Rycina 2. Zdrowotność uprawy dębu szypułkowego w pododdziale 120r
Figure 2. Health status of the pedunculate oak plantation in subcompartment 120r 14
- Rycina 3. Zdrowotność upraw dębu szypułkowego w pododdziałach 152a (a), 178c (b)
Figure 3. Health status of the pedunculate oak plantations in subcompartments: 152a (a) and 178c (b) 15
- Rycina 4. Ogólny stan zdrowotny badanych upraw dębu szypułkowego
Figure 4. General health status of the studied pedunculate oak plantations 17

Rozdział 2

- Rycina 1. Mapa zasięgu występowania dębu burgundzkiego w Europie (na zielono zaznaczono stanowiska naturalne, pomarańczowymi trójkątami – gatunek w uprawie leśnej) [na podstawie 11]
Figure 1. Map of the Turkey oak occurrence in Europe (natural sites are marked in green, the species in forest cultivation is marked with orange triangles) [according to 11] 23
- Rycina 2. Sumaryczna miąższość w poszczególnych klasach grubości drzew badanej populacji
Figure 2. Total volume in each thickness class of the studied population of the Turkey oak trees 26

Rozdział 3

- Rycina 1. Cykl życiowy grzybów entomopatogenicznych z rzędu *Hypocreales* [13]
Figure 1. Life cycle of the entomopathogenic fungi of the order *Hypocreales* [13] 34
- Rycina 2. Cykl życiowy grzybów entomopatogenicznych z rzędu *Entomophthorales* [13]
Figure 2. Life cycle of the entomopathogenic fungi of the order *Entomophthorales* [13] 34
- Rycina 3. Objawy zakażenia kornika drukarza *Ips typographus* przez *Beauveria bassiana* [34]
Figure 3. *Ips typographus* (the European spruce bark beetle) infected by *Beauveria bassiana* [34] 36

Rozdział 4

- Rycina 1. Stopień zagrożenia mchów w Polsce [wg 92]
Figure 1. Categories of threats to mosses in Poland [after 92] 49

Rycina 2. Stopień zagrożenia mchów w Europie [wg 25]	
Figure 2. Categories of threats to mosses in Europe [after 25]	49
Rycina 3. Stopień zagrożenia wątrobowców w Polsce [wg 41, po lewej] i w Europie [wg 25, po prawej]	
Figure 3. Categories of threats to liverworts in Poland [after 41, the left diagram] and Europe [after 25, the right diagram]	50
Rycina 4. Ochrona gatunkowa mchów (po lewej) i wątrobowców (po prawej) w Polsce [za 61]	
Figure 4. Legal protection of mosses (the left diagram) and liverworts (the right diagram) in Poland [after 61]	51

Rozdział 5

Figure 1. Data collection sites (d-maps.com, with additions)	63
Figure 2. Undisturbed forests of the study area (photo taken by Koptseva, 2018)	63
Figure 3. Seedlings of <i>P. sylvestris</i> among sparse vegetation of the quarry (photo taken by Koptseva, 2018)	64
Figure 4. Density of seedlings on slopes of different exposure, pcs/ha (S – southern slope, N – northern slope, W – western slope, E – eastern slope). The Kruskal-Wallis test: $H(3, N = 28) = 25.14, p < 0.05$	66
Figure 5. Density of seedlings on slopes of different angles of the surface inclination, pcs/100 sq. m. for <i>P. sylvestris</i> and <i>B. pubescens</i>	66
Figure 6. Reforestation scenarios in different positions of the quarry landform. The willow-birch communities occupy accumulative positions (in the foreground of the photo) and young coniferous communities – in eluvial and transition positions (in the background of the photo) (photo taken by Koptseva, 2018)	67

Rozdział 6

Рисунок 1. Связь проективного покрытия <i>V. myrtillus</i> и <i>V. vitis-idaea</i> в сосняках мшистых различного возраста и происхождения	
Figure 1. Relationship between the projective cover of <i>V. myrtillus</i> and <i>V. vitis-idaea</i> in the pine forest with mosses of various age and origin	76
Рисунок 2. Взаимоотношения <i>V. myrtillus</i> и <i>V. vitis-idaea</i> на градиенте их обилий (до 5% <i>V. vitis-idaea</i> и до 20% <i>V. myrtillus</i>)	
Figure 2. The relationship of <i>V. myrtillus</i> and <i>V. vitis-idaea</i> on the gradient of their projective cover (up to 5% <i>V. vitis-idaea</i> and up to 20% <i>V. myrtillus</i>)	77

Rozdział 7

Figure 1. Morphological parameters of generative APS of <i>R. arcticus</i> . Legend: 1 – length of generative APS (cm); 2 – number of internodes (pcs); 3, 4, 5 – length and width of the central lobe, length of the leaf's petiole of the 3 rd internode from the base (cm); 6 – length of the pedicle (cm); 7 – number of flowers (pcs)	81
Figure 2. The width of the central lobe (A) of the leaf of the 3 rd internode from the base of the sprout and a number of internodes (B) of the generative APS <i>R. arcticus</i> in communities with different levels of soil richness and moisture in initial stages of secondary succession (H). Legend: B, C – rich, wet; CB, C – medium-rich, wet	82

Figure 3. Correlation between the height of the generative APS (H), the width (A), and the length (B) of the central lobe of the leaf of the 3 rd internode from the base of the sprout in wet and eutrophic habitats with initial stages of secondary succession.	83
Figure 4. The width of the leaf of the 3 rd internode from the base of APS (A) and a number of internodes (B) in different conditions of moisture and soil richness on belated stages of secondary succession (II)	86

Rozdział 8

Рисунок 1. Положение пробных площадей на почвенной карте Августовского лесничества [18]	
Figure 1. Position of sample plots on the soil map of the Augustów Forest [18]	92
Рисунок 2. Изменение экологических условий в искусственных (А) и естественных (Б) разновозрастных сообществах сосняка мшистого.	
Figure 2. Changes in environmental conditions in artificial (A) and natural (B) mossy pine communities of different ages	93
Рисунок 3. Положение разновозрастных естественных и искусственных сосняков мшистых в системе экологических координат (по второй и первой главных компонентах PCA).	
Figure 3. Position of natural and artificial mossy pine forests of different ages in the system of ecological coordinates (according to the second and first principal components of the PCA)	96
Рисунок 4. Положение разновозрастных естественных и искусственных сосняков мшистых в системе экологических координат (по второй и первой главных компонентах PCA).	
Figure 4. Position of natural and artificial mossy pine forests of different ages in the system of ecological coordinates (according to the second and first principal components of the PCA)	97

Rozdział 9

Rycina 1. Gatunki obcego pochodzenia we florze Polski na tle wybranych krajów europejskich [wg 13]	
Figure 1. Species of foreign origin in the flora of Poland compared to selected European countries [according to 13]	103
Rycina 2. Identyfikacja badanych gatunków na obszarze Leśnictwa Milejczyce	
Figure 2. Identification of the studied species in the area of Milejczyce Forest District (source: The Nurzec Forest District).	108

Rozdział 13

Rycina 1. Rozmieszczenie lasów ochronnych wokół miast na obszarze RDLP w Białymstoku, według nadleśnictw [źródło: dane RDLP w Białymstoku]	
Figure 1. Distribution of protection forests around towns in the area of the RDSF in Białystok, according to the forest districts [source: data from the RDSF in Białystok]	149

Rozdział 14

Rycina 1. Propozycja obszarów objętych ochroną czynną (oznaczonych kolorem pomarańczowym) i zachowawczą (zielony) w lasach ochronnych miasta Białystok (na podst.: Bank Danych o Lasach, geoportal)	
---	--

Figure 1. Proposed areas under active (marked in orange) and passive protection (green) in the urban protection forests of Białystok town, NE Poland (based on: Data Bank on Forests, geoportal)	163
Rycina 2. Propozycja wyznaczenia obszaru wewnętrznego (kolor zielony) i zewnętrznego (jasnobrązowy) w lasach ochronnych Białegostoku (ciemnozielonym kolorem oznaczono drzewostany starszych klas wieku) na podst.: Bank Danych o Lasach, geoportal)	
Figure 2. Proposal for determining the internal (marked in green) and external (light brown) zones in the urban protection forests of Białystok, NE Poland (tree-stands of older age classes are marked in dark green) (based on: Data Bank on Forests, geoportal)	165

A photograph of a forest with several large tree trunks in the foreground and a dense canopy of green leaves in the background. The ground is covered with tall grass and other vegetation. A logo for Politechnika Białostocka is overlaid on the image.

 Politechnika
Białostocka