STAN EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ

Ogólnopolska Konferencja Naukowa
Ministerstwa Środowiska
i Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych
Warszawa, 28 października 2015

Lasy Państwowe

STAN EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ

Lasy Państwowe

Wydano na zlecenie
Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych
Warszawa 2016
© **Centrum Informacyjne Lasów Państwowych**
ul. Grójecka 127
02-124 Warszawa
tel.: 22 185 53 53
faks: 22 185 53 71
e-mail: cilp@cilp.lasy.gov.pl
www.lasy.gov.pl

Redakcja
Anna Wikło

Zdjęcia na okładce
Marek Matecki

Korekta
Elżbieta Kijewska

ISBN 978-83-63895-38-9

Projekt graficzny i przygotowanie do druku
Wiktor Gościcki

Druk i oprawa
ORW LP w Bedoniu

Autorzy

Marek Ksepko, Janusz Dawidziuk – Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

Anna Ronikier-Dolańska, Jan Balcerzak – Departament Zarządzania Zasobami Przyrody w Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska

Ewa Katarzyna Czech – Katedra Prawa Administracyjnego Wydziału Prawa Uniwersytetu w Białymstoku

Bogdan Brzeziecki – Katedra Hodowli Lasu Wydziału Leśnego Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego

Paweł Pawlaczyk – Klub Przyrodników

Jerzy M. Gutowski – Zakład Lasów Naturalnych Instytutu Badawczego Leśnictwa w Białowieży

Bogdan Jaroszewicz – Białowieska Stacja Geobotaniczna Wydziału Biologii Uniwersytetu Warszawskiego

Adam Bohdan – Oddział Podlaski Stowarzyszenia „Pracownia na rzecz Wszystkich Istot"

Paweł Skawiński – Tatrzański Park Narodowy

Spis treści

Od Redakcji 7

1. Analiza założeń i realizacja planów urządzenia lasu sporządzonych dla nadleśnictw Puszczy Białowieskiej na lata 2002–2011 i 2012–2021 9
Janusz Dawidziuk, Marek Ksepko

2. Gatunki i siedliska obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004 – liczebność, powierzchnia i aktualny stan ochrony 25
Anna Ronikier-Dolańska, Jan Balcerzak

3. Prawne aspekty gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej na obszarze Puszczy Białowieskiej 35
Ewa Katarzyna Czech

4. Wieloletnia dynamika drzewostanów w Puszczy Białowieskiej (w warunkach ochrony ścisłej) 45
Bogdan Brzeziecki

5. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody 59
Paweł Pawlaczyk

6. Zmiany udziału świerka pospolitego w drzewostanach Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki liczebności kornika drukarza *Ips typographus* (L.) 87
Jerzy M. Gutowski, Bogdan Jaroszewicz

7. Stan ochrony Puszczy Białowieskiej oczami organizacji pozarządowych 109
Adam Bohdan

Podsumowanie 121
Paweł Skawiński

Od Redakcji

Z inicjatywy Ministerstwa Środowiska oraz Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych 28 października 2015 r. odbyła się w Warszawie konferencja naukowa poświęcona Puszczy Białowieskiej. Podstawowym zagadnieniem, któremu poświęcono to spotkanie, był stan zdrowotny Puszczy, a zadanie mówców polegało na przedstawieniu rzeczywistego, naukowego i opartego na faktach obrazu tego terenu. Zadano szereg pytań: czy ochrona przyrody w Puszczy Białowieskiej jest dobrze dostosowana do specyfiki tego obszaru, czy należy ograniczać gospodarkę leśną na obszarze zarządzanym przez Lasy Państwowe, czy brak ingerencji człowieka w procesy naturalne rzeczywiście służy ochronie unikalnych walorów przyrodniczych, co robić, aby zachować Puszczę Białowieską w jak najlepszej kondycji dla przyszłych pokoleń?

Wspólnie starano się znaleźć odpowiedzi na te pytania, czy też przekonać do swoich racji poprzez przytaczanie danych o stanie lasu w puszczańskich nadleśnictwach oraz o poziomie realizacji planów urządzenia lasu na tych terenach. Przedstawiono również gatunki i siedliska będące przedmiotami ochrony obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004. Kilka prezentacji poświęcono kornikowi drukarzowi – jego bionomii oraz gradacji i wpływowi na drzewostany świerkowe. Uczestnicy omówili też rolę martwych drzew w ochronie różnorodności biologicznej oraz stan ochrony Puszczy Białowieskiej widziany oczami przedstawicieli organizacji pozarządowych. Podnoszono także problem statusu prawnego Puszczy, przepisów odnoszących się do jej obszaru, wskazywano też na potrzebę doprecyzowania pojęć prawnych, jednoznacznego zdefiniowania przedmiotu ochrony oraz określenia, czy na terenie Puszczy jest w ogóle możliwe zrównoważone pełnienie wszystkich funkcji lasu.

W spotkaniu wzięli udział przedstawiciele resortu środowiska, świata nauki oraz pozarządowych organizacji ekologicznych, a także leśnicy i reprezentanci Białowieskiego Parku Narodowego, którzy przedstawili i skonfrontowali różne poglądy na metody i cele ochrony przyrody w Puszczy Białowieskiej.

1. Analiza założeń i realizacja planów urządzenia lasu sporządzonych dla nadleśnictw Puszczy Białowieskiej na lata 2002–2011 i 2012–2021

Marek Ksepko, Janusz Dawidziuk

Puszcza Białowieska w znacznej części jest obszarem subnaturalnym, ukształtowanym wbrew powszechnemu mniemaniu pod wpływem kilkusetletniej umiarkowanej antropopresji. Jej struktura i unikalne walory zawsze miały duży wpływ na leśnictwo w Polsce. W kolejnych cyklach urządzeniowych to właśnie w niej korygowano metody inwentaryzacyjne i doskonalono techniki planowania. Tu miały swój początek ewolucyjne zmiany w sposobie myślenia pokoleń leśników, a przeniesienie na pozostałe polskie lasy nabytego w Puszczy doświadczenia pozwoliło ocalić od przekształceń wiele niezwykle cennych fragmentów rodzimej przyrody. Dlatego też Puszcza bez wątpienia zasłużyła na miano „najwyższej uczelni leśnej" w kraju, czego oczywistym powodem jest wyjątkowe bogactwo jej ekosystemów w odniesieniu do pozostałych, znanych nam lasów.

Zafascynowane Puszczą pokolenia naukowców i leśników wdrażały nowatorskie w skali globalnej rozwiązania w zakresie wielkoobszarowej ochrony przyrody. Od 1932 r. w Puszczy funkcjonuje Białowieski Park Narodowy, jeden z pierwszych parków narodowych w Europie. Z czasem, na terenie całej Puszczy Białowieskiej powołano też inne liczne formy ochrony przyrody, a ich nagromadzenie i wzajemne przestrzenne nakładanie się (aż do sześciu form ochrony przyrody) wyróżnia ten obiekt spośród innych, znacząco utrudniając przy tym harmonijne i zintegrowane nim zarządzanie.

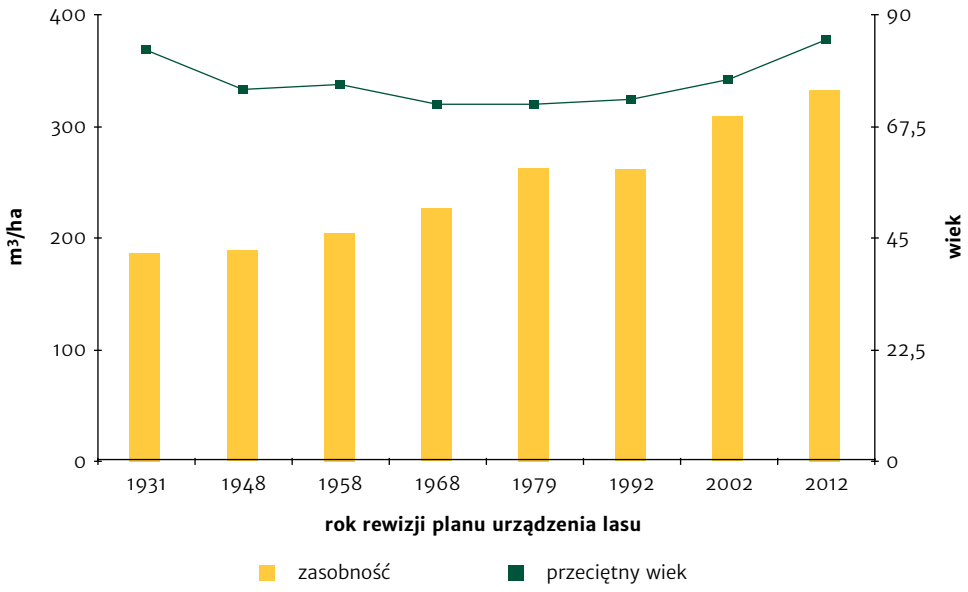
Bez wątpienia kardynalnym dobrem Puszczy jest unikalny zestaw fitocenoz leśnych. Współczesna nauka nie opracowała takiej komplementarnej metodyki ich badań i opisu, która byłaby w stanie oddać szczególny charakter wielopokoleniowych i wielogatunkowych ekosystemów oraz złożonych procesów nimi

rządzących. Dzisiaj wiemy, że drzewostany nie stanowią jedynego bogactwa Puszczy, mają natomiast ogromny siedliskotwórczy potencjał oraz zdolność do ciągłego przekształcania, adaptacjii rozwoju tego leśnego „metaorganizmu". Ze względu na specyficzne kulturowe i gospodarcze otoczenie Puszczy Białowieskiej oraz delikatną strukturę jej ekosystemów, efekty prac prowadzonych w kolejnych cyklach urządzeniowych lasu zmuszają do zadawania kolejnych pytań, a uzyskane odpowiedzi to prawie zawsze odstępstwa od schematów zawartych w branżowych instrukcjach, czy ostatecznie – od naszych przyzwyczajeń, stereotypów i uogólnień.

Poczynając od okresu międzywojennego, kiedy to wykonano plany urządzenia lasu (tzw. plany gospodarcze) białowieskich nadleśnictw położonych w przedwojennych granicach Puszczy (zakończone w 1931 r. prace objęły powierzchnię 103 756,36 ha) aż po lata współczesne, leśnicy, korzystając z dostępnej wiedzy, starają się precyzyjnie dobierać rodzaj i intensywność swoich działań w drzewostanach Puszczy, tworząc w ten sposób podwaliny dla bardziej nowoczesnego leśnictwa, jednocześnie w pełni realizując ideę zrównoważonego rozwoju.

W okresie powojennym, już po podziale kompleksu Puszczy pomiędzy Polskę a ówczesny ZSRR, regularnie co 10 lat służby urządzania lasu podejmowały próbę obiektywnego opisu jej drzewostanów. Dzięki temu baza danych składająca się z opisów taksacyjnych w kolejnych cyklach urządzeniowych jest najpełniejszym obrazem przemian puszczańskich lasów, zachodzących pod wpływem różnych czynników – od zmian klimatycznych aż po gospodarkę człowieka bezpośrednio z nimi związaną.

Dane zawarte w opisach taksacyjnych pokazują, że od okresu międzywojennego stale rośnie zasobność puszczańskich drzewostanów, a ich przeciętny wiek, poza okresem rabunkowej gospodarki okupantów i konieczności odbudowy kraju po wojennych zniszczeniach, również wzrasta od lat 70. ubiegłego wieku. Przeciętny wiek drzewostanów liczony dla całego Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowieska" jest jednym z najwyższych spośród wszystkich jednostek administracyjnych Lasów Państwowych. Wskaźnik ten jest uproszczoną miarą bardzo niskiej intensywności oraz wysokiej jakości gospodarki człowieka na tym terenie. Warto również zaznaczyć, że średni wiek drzewostanów w polskich parkach narodowych w porównaniu do gospodarczej części Puszczy Białowieskiej jest niższy o 11 lat [dane z II cyklu WISL], co dodatkowo przekonuje do tezy o zrównoważonym użytkowaniu jej zasobów.



Ryc. 1.1. Zmiany głównych cech drzewostanów Puszczy Białowieskiej w okresie objętym pracami urządzenia lasu

Pozostaje także kwestia oceny powyższych wskaźników z punktu widzenia trwałości ekosystemów leśnych. A ta wciąż jest niejednoznaczna. Obecnie wiemy bowiem, że drzewostany Puszczy szybko się starzeją, przez co stają się bardziej wrażliwe na czynniki stresogenne. Wbrew obiegowej opinii znaczna część drzewostanów została posadzona ręką ludzką, zaś młode pokolenie lasu nie pojawia się wyłącznie samorzutnie – w każdym razie nie tak szybko i nie w takiej ilości i jakości, jak można by tego oczekiwać w ekosystemach o cechach lasu naturalnego.

Pierwotność Puszczy to mit, który jej szkodzi. Przyczyną jego powstania jest takie, a nie inne pojmowanie ochrony jej zasobów, polegające na zaniechaniu ingerencji ludzkiej, pozostawieniu przyrody samej sobie, jednakże przy jednoczesnym ograniczaniu i zwalczaniu zjawisk naturalnych, takich jak pożary czy wiatry wywalające. Prowadzi to do dominacji terminalnej fazy rozwojowej w drzewostanach, a co za tym idzie – do ich osłabienia. Zjawisko to może być na swój sposób korzystne, jeśli założyć, że celem naszych działań jest utrzymywanie drzewostanów o charakterze „starego, miejskiego parku". Wiemy jednak, że przed erą ludzkiej dominacji lasy niżu europejskiego miały charakter luźno zadrzewionych i prześwietlonych fitocenoz, podobnie jak

współczesna tajga. Istnieją przesłanki, by sądzić, że fizjonomia Puszczy Białowieskiej była do niej zbliżona w części siedlisk mezotroficznych, a z całą pewnością można stwierdzić, że znane nam cieniste wysokie ostępy leśne powstały przy wydatnym udziale człowieka. Paradoksalnie doprowadziła do tego nie ochrona lasów bądź pojedynczych drzewostanów, ale ochrona zwierząt – głównie łownych. Jest to trudno akceptowalne stwierdzenie w odniesieniu do perły polskiej przyrody, lecz pozwala ono nabrać dystansu i pomóc w obiektywnym ustaleniu zbioru jej obecnych potrzeb oraz naszych wobec niej oczekiwań.

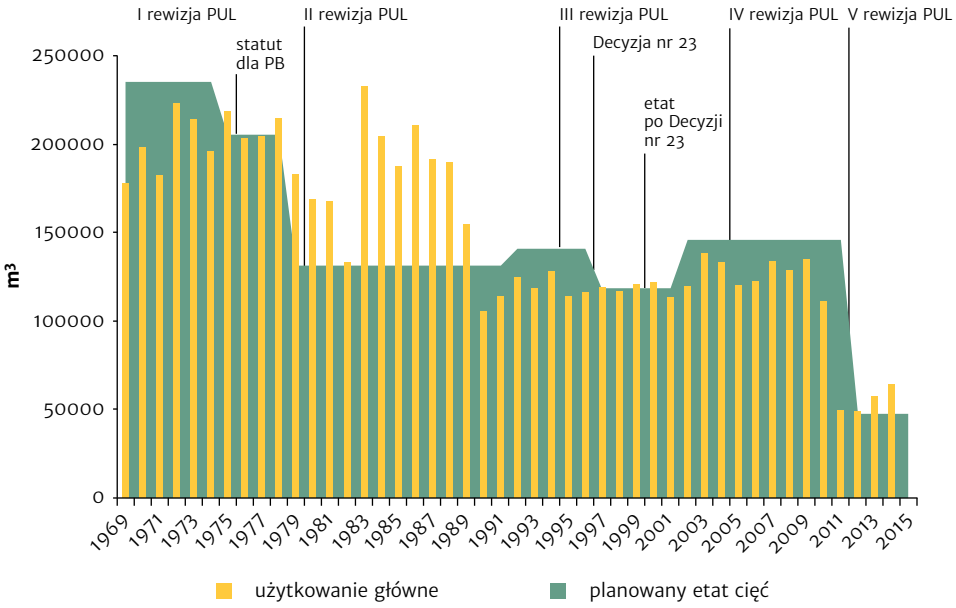
Wydaje się, że ryzyko eksperymentu, polegającego na doprowadzeniu bardzo dużej powierzchni drzewostanów do fazy terminalnej, podjęte przed blisko stu laty w Nadleśnictwie Rezerwat (wówczas o powierzchni ponad 4500 ha, obecnie tzw. Rezerwat Ścisły w BPN) i sukcesywnie po II wojnie światowej w pozostałych puszczańskich rezerwatach (obecnie ponad 12 500 ha) oraz powiększonym Białowieskim Parku Narodowym (obecnie ponad 10 500 ha), jest na tyle duże, że wartość naukowa wniosków uzyskanych w procesie poznawczym może okazać się nieproporcjonalnie niska w porównaniu do ewentualnych strat w środowisku przyrodniczym. Jeśli efektem tego doświadczenia jest potwierdzone naukowo zubożenie struktury wiekowej lasów i bogactwa gatunkowego, a co za tym idzie, również utraty podstawowych walorów Puszczy, możemy mówić o potencjalnie dużych stratach. Eksperymenty te uczą nas, że pasywna ochrona przyrody, bez ingerencji człowieka jako głównego moderatora europejskich lasów mających swe początki po okresie ostatniego zlodowacenia, prawdopodobnie nie jest najlepszym sposobem na zachowanie ich trwałości i różnorodności oraz na utrzymanie pełnionych przez nie funkcji.

Współczesna historia białowieskich lasów pisana jest delikatną kreską kompromisu pomiędzy iluzorycznymi stronami konfliktu o „dobro" Puszczy. Czy istnieje możliwość precyzyjnego nakreślenia optymalnych zasad zarządzania tym obszarem, aby u celu można było oczekiwać względnie trwałego stadium plagioklimaksu we wszystkich jego ekosystemach? Istnieje wiele odpowiedzi na to pytanie i żadna nie jest wystarczająca.

Z punktu widzenia współczesnego urządzania lasu, rozumianego jako nauka zajmująca się wdrażaniem osiągnięć nauk przyrodniczych do gospodarki leśnej, najlepszym sposobem przewidywania skutków naszych działań jest analiza dzisiejszego stanu ekosystemów na tle dotychczasowej antropopresji.

Dotyczy to zwłaszcza tych zagadnień, które pozwalają łączyć cele i środki do ich realizacji pod postacią wieloletnich planów urządzenia lasu. Mowa o planach przewidujących potrzeby przyrody i człowieka oraz efekty ludzkiej aktywności, przy założeniu minimalnych kosztów środowiskowych, co powinna zapewniać realizacja zapisów prawa ochrony środowiska.

W przypadku Puszczy najważniejszym przejawem antropopresji jest gospodarka leśna, a jej wpływ czytamy wskaźnikami uogólnionymi, np. intensywnością użytkowania drzewostanów w relacji do zasobów, dynamiką stanu siedlisk leśnych czy liczebnością populacji cennych gatunków. Podobnych wskaźników jest bardzo wiele, jednak jednym z lepszych, precyzyjnie zmierzonym i wiarygodnym jest wielkość użytkowania głównego w białowieskich lasach w okresie współczesnego urządzania, tj. po 1969 roku, którego dynamikę w tym czasie przedstawia poniższy wykres, z wyraźnie uwidocznionym stale malejącym trendem planowanego użytkowania oraz jego realizacji. Na trend ten bardzo istotny wpływ miał również ogólny stan sanitarny lasu, wynikający z gradacyjnych pojawów owadów czy występowania innych zjawisk o charakterze klęsk.



Ryc.1.2. Użytkowanie główne na tle planowanego etatu cięć w LKP „Puszcza Białowieska" w latach 1969–2015

Na wykresie oznaczono też historyczne inwentaryzacje urządzania lasu oraz decyzje istotne z punktu widzenia planowania i realizacji gospodarki leśnej w Puszczy. Decyzje te najczęściej miały charakter ograniczeń w gospodarowaniu, a ich wpływ na etat użytkowania i jego realizację (spadek w wieloleciu) jest szczególnie widoczny po każdej kolejnej rewizji urządzenia lasu.

Plan tzw. IV rewizji urządzenia lasu został opracowany zgodnie z przyjętymi harmonogramami i miał obowiązywać w latach 2002–2011. Plan ten uwzględniał szereg ograniczeń wprowadzonych wcześniej do gospodarki leśnej, wynikających z woli leśników do objęcia części drzewostanów puszczańskich kolejnymi reżimami ochronnymi oraz do zwiększenia obszarów całkowicie wyłączonych z gospodarowania. Wśród nich należy wymienić następujące, najważniejsze zobowiązania oraz opracowania specjalistyczne, mające na celu poprawę jakości planowania z uwzględnieniem stanu siedlisk leśnych:

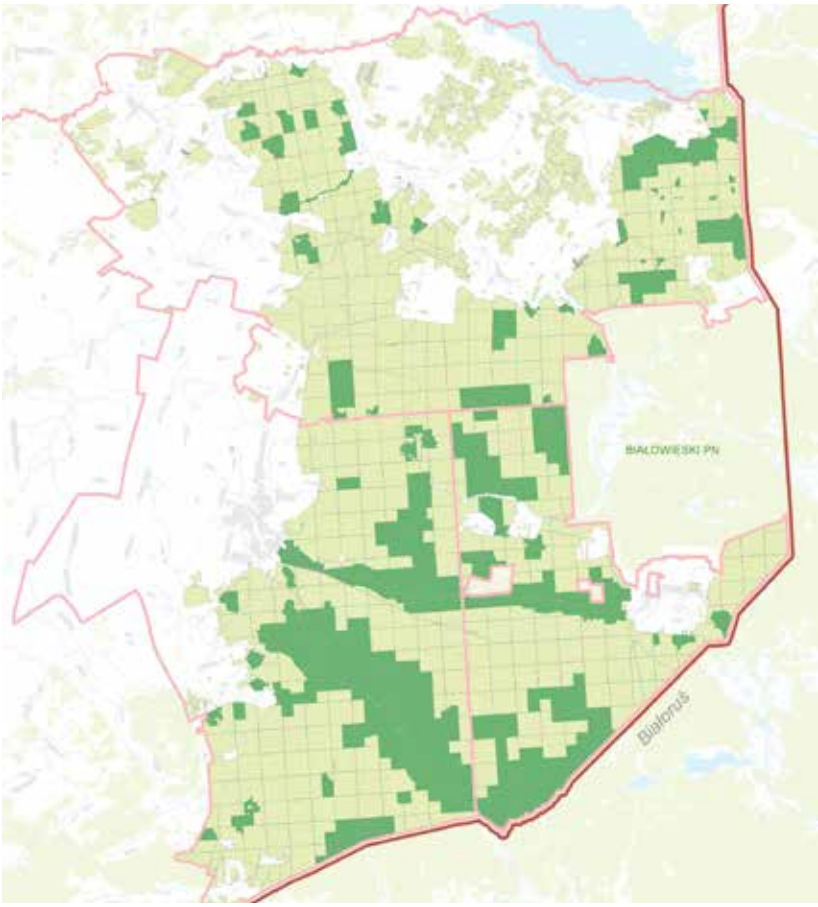
1. Decyzja MOŚZNiL nr 23 z dnia 8 listopada 1994 r. w sprawie ochrony i zagospodarowania Puszczy Białowieskiej (decyzja w sprawie powołania LKP);
2. Pismo Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 7 lipca 1995 r. (ZZ | ZU–7031–6/95) w sprawie ograniczeń w gospodarce leśnej w świetle Decyzji MOŚZNiL nr 23 z dnia 8 listopada 1994 r.;
3. Rozporządzenie Rady Ministrów nr 424 z dnia 16 lipca 1996 r. w sprawie Białowieskiego Parku Narodowego o powiększeniu obszaru parku i przekazaniu do Białowieskiego Parku Narodowego powierzchni 5156 ha wydzielonej z nadleśnictw Browsk i Białowieża (całkowita powierzchnia BPN wyniosła około 10 502 ha);
4. Decyzja nr 24 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 27 sierpnia 1996 r. w sprawie wprowadzenia nadzwyczajnej ochrony starych drzew o charakterze pomnikowym w Puszczy Białowieskiej;
5. Wykonanie prac glebowo-siedliskowych oraz waloryzacji przyrodniczo-leśnej w latach 1995–1997 dla całej powierzchni LKP;
6. Decyzje nr 32 i nr 48 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 kwietnia 1998 r. w sprawie wstrzymania wyrębu ponadstuletnich drzew i drzewostanów o charakterze naturalnym na terenie nadleśnictw w Puszczy Białowieskiej (wg tzw. urządzeniowych zasad uznawania wieku drzewostanów wynikających z Ustawy o lasach).

Ostatecznie w ramach planowania urządzeniowego przyjęto szereg regulacji, które wynikały z doświadczenia leśników urządzeniowców, administracji

leśnej oraz świata nauki. Działanie to miało na celu precyzyjny dobór metod oraz wskaźników planistycznych i hodowlano-ochronnych. Do najważniejszych z nich należy zaliczyć:

1) ukierunkowanie działań na ekosystemowy model gospodarowania;
2) zaliczenie całego obszaru Puszczy do gospodarstwa specjalnego;
3) przyjęcie etatu cięć wynikającego z potrzeb hodowlano-ochronnych drzewostanów jako podstawy regulacji (zamiast etatów „formułkowych");
4) rezygnacja z wieków rębności jako elementu regulacji cięć;
5) planowanie wskazań hodowlano-ochronnych na podstawie wyników inwentaryzacji gleb, siedlisk, mikrosiedlisk, drzewostanów, z dążeniem do uzyskania składów drzewostanów zbliżonych do zbiorowisk naturalnych;
6) wyłączenie z użytkowania ponad ⅓ powierzchni Puszczy z tytułu:
   – powołania nowego rezerwatu pn. Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej na powierzchni 8580 ha; po tej zmianie rezerwaty w Puszczy zajmują powierzchnię ponad 12 500 ha, czyli 22% powierzchni bez Białowieskiego Parku Narodowego,
   – wyznaczenia pozostałych lasów „naturalnych" przez prof. Aleksandra Sokołowskiego,
   – wyróżnienia ostoi zwierząt chronionych,
   – wyróżnienia lasów wodochronnych wzdłuż cieków,
   – objęcia większą ochroną siedlisk bagiennych;
7) zaniechanie kontynuacji klas odnowienia po pierwszym etapie cięć;
8) zachowanie wszystkich osobników rzadkich gatunków drzew, ochrona starych drzew i drzewostanów (wg definicji urządzeniowej);
9) wzrost różnorodności biologicznej poprzez pozostawianie bez zabiegu części wydzielenia (5–20%);
10) preferowanie naturalnego odnowienia lasu;
11) ograniczenie zrębów zupełnych do niezbędnego minimum.

Pomimo zobowiązań i ograniczeń przyjętych w ramach projektu planu urządzenia lasu 2002–2011, ze względu na przeciągające się konsultacje społeczne oraz stale rosnące oczekiwania organizacji pozarządowych (NGOs), ówczesny minister środowiska zatwierdził go z ponad rocznym opóźnieniem (DL.lp-611-22JJ/03 z dn. 10.06.2003 r.).



Ryc.1.3. Drzewostany wyłączone z planowania hodowlano-ochronnego w LKP „Puszcza Białowieska" na lata 2002–2011 (ciemna zieleń)

W związku z akcesją Polski do Unii Europejskiej, w 2004 r. nastąpiło stopniowe dostosowanie krajowego systemu prawnego do prawa wspólnotowego. Bezpośrednim efektem akcesji była konieczność przyjęcia nowych dla nas rozwiązań w dziedzinie ochrony przyrody, zaś koronnym przykładem – wprowadzenie ochrony obszarowej w sieci Natura 2000, w którą Puszcza Białowieska wpisuje się całkowicie. W ramach realizacji zapisów prawa wspólnotowego Polska wykonała plan zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 PLC200004 Puszcza Białowieska, który zawiera pakiet czynności koniecznych do zachowania lub poprawy stanu przedmiotów ochrony w tym obszarze. Projekt dokumentu opracował w latach 2010–2011 białostocki Oddział Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, z udzia-

łem wielu specjalistów przyrodników oraz interesariuszy. Projekt PZO przeszedł wszystkie etapy konsultacji społecznych, został przyjęty przez zlecającego (BPN), był również w trybie roboczym opiniowany przez RDOŚ i GDOŚ.

Niemal równolegle (w 2010 r.), po raz piąty w powojennej historii Polski, rozpoczęto w białowieskich lasach prace urządzeniowe, a ich celem było sporządzenie projektu planu urządzenia lasu (PUL) puszczańskich nadleśnictw przez administrację Lasów Państwowych, przy udziale ogółu społeczeństwa. Dokument ten miał wejść w życie z początkiem 2012 roku i zgodnie z ustawą o lasach miał stanowić kanwę działań hodowlano-ochronnych na dekadę 2012–2021. Omówiony wcześniej starszy o 10 lat dokument, opracowany na lata 2002–2011, choć był bardzo nowatorski ze względu na zastosowane metody inwentaryzacji i implementację szeregu nietypowych reżimów ochronnych, to jeszcze nie zawierał w sobie ograniczeń, wynikających z wprowadzonej kilka lat później i obejmującej właściwie całą Puszczę wielkoobszarowej formy ochrony w ramach sieci Natura 2000.

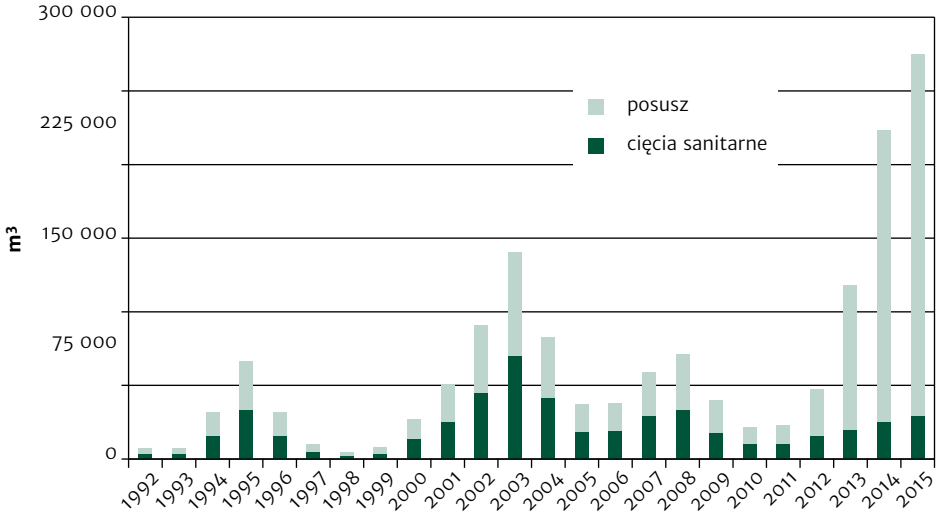
Fakty te są o tyle istotne, że wspomniane wyżej dokumenty ściśle od siebie zależą, jednak ze względu na umocowanie prawne dominującą rolę w obszarze Natura 2000 ma PZO. Oczywiście nie jest on w stanie objąć celów i zadań typowo gospodarczych, więc jako taki nie stanowi dokumentu uniwersalnego w zakresie działań innych niż ochrona przyrody. Teoretyczna trwałość planu zadań ochronnych jest ograniczona koniecznością sporządzenia w najbliższych latach planu ochrony dla obszaru Natura 2000 (PO) – może on jednak być na bieżąco aktualizowany i dostosowywany do zmiennych potrzeb przedmiotów ochrony, wynikających z dynamiki warunków środowiskowych. Zapisy PZO wstępnie definiują potrzebę i termin sporządzenia planu ochrony obszaru Natura 2000 na okres od I kwartału 2017 do IV kwartału 2019 roku.

Działania ochronne zaprojektowane w PZO zostały uwzględnione w projekcie PUL na lata 2012–2021, a spośród kilkuset zapisów dotyczących koniecznych działań ochronnych należy wymienić najbardziej istotne:

1) wprowadzenie działań hodowlano-ochronnych, mających na celu dostosowanie składów gatunkowych drzewostanów do siedlisk przyrodniczych;
2) wyłączenie z działań gospodarczych drzewostanów stu- i więcej letnich na siedliskach przyrodniczych i siedliskach niektórych gatunków chronionych w ramach programu Natura 2000;
3) ochrona siedlisk bobra;
4) pozostawianie wszystkich drzew dziuplastych;
5) pozostawianie podczas zabiegów drzew zamierających i martwych.

Przyjęto wszystkie wcześniejsze zasady planowania hodowlano-ochronnego oraz wiele nowych, pojedynczych zadań, będących wynikiem obserwacji poszczególnych ekosystemów i ich reakcji na realizację zadań po IV rewizji urządzenia lasu. Za przykład może tu posłużyć sasanka jako zanikający gatunek chroniony lub inne cenne zagrożone gatunki parasolowe, np. jesion, olsza, wiąz i lipa – ciągle zbyt mało liczne w puszczańskich ekosystemach.

Po uwzględnieniu wymienionych ograniczeń oraz stanu sanitarnego części drzewostanów świerkowych objętych rozpoczynającą się pierwszą fazą gradacji kornika drukarza (wykres poniżej), zaproponowano etat roczny na poziomie nieco ponad 107 000 m³ grubizny netto. Wielkość ta miała przede wszystkim zapewnić możliwość realizacji zapisów PZO oraz zagwarantować właściwy stan sanitarny lasu.



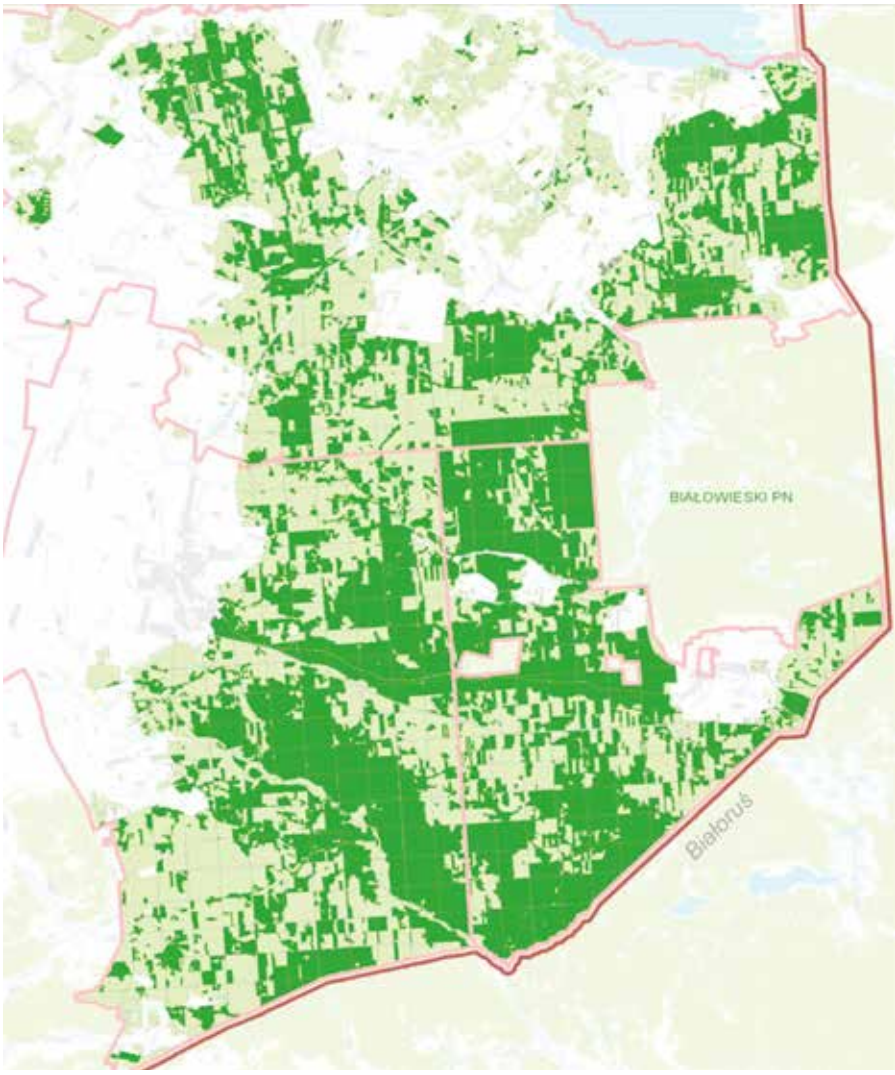
Ryc.1.4. Posusz czynny (świerki zaatakowane przez kornika) i realizacja cięć sanitarnych w LKP „Puszcza Białowieska" w latach 1992–2015

Ostatecznie etat został obniżony arbitralnie przez Ministra Środowiska do poziomu 47 000 m³/rok w całym LKP „Puszcza Białowieska". Na skutek tej decyzji dodatkowo wyłączono z gospodarowania bardzo duże powierzchnie drzewostanów, w tym:

1) drzewostany stuletnie (liczone od 10% udziału w składzie) – 20 592 ha, w tym drzewostany świerkowe – 14 994 ha;

2) siedliska hydrogeniczne (Bb, BMb, LMb, Ol, OlJ) – 7557 ha;
3) siedliska semihydrogeniczne (Bw, BMw, LMw, Lw) – 12 773 ha.

Efektem wszystkich przyjętych rygorów ochronnych stało się całkowite lub częściowe wyłączenie z działań hodowlano-ochronnych większej części puszczańskich drzewostanów, co dobrze obrazuje poniższa mapa (ryc. 1.5).



Ryc.1.5. Drzewostany wyłączone z planowania hodowlano-ochronnego w LKP „Puszcza Białowieska" w latach 2012–2021 (ciemna zieleń)

Naturalną konsekwencją ograniczenia możliwości wykonywania statutowych działań z zakresu ochrony lasu, przy niesprzyjającym układzie zewnętrznych czynników hydrometeorologicznych, był gwałtowny rozwój gradacji kornika drukarza *Ips typographus*. Pierwsza faza gradacji, która w momencie wykonywania prac V rewizji urządzenia lasu wykazywała tendencje do stabilizacji lub lekkiego wzrostu, wybuchła raptownie, jednakże do końca 2015 roku prawdopodobnie nie osiągnie poziomu maksymalnego[1]. Powyższy wykres wyraźnie dowodzi, że dopóki w ramach cięć sanitarnych nadążano z usuwaniem zaatakowanych świerków, populacja kornika drukarza utrzymywała względnie stabilny poziom. Tak gwałtowne powiększenie areału obumarłych drzewostanów świerkowych musi się przełożyć na pogorszenie stanu wszystkich ekosystemów leśnych Puszczy, a zwłaszcza tych związanych ze świerkiem oraz gatunków roślin i zwierząt od świerka zależnych, w tym gatunków cennych i chronionych.

Ze względu na szereg uwarunkowań dotyczących planowania urządzeniowego w Puszczy Białowieskiej oraz złożoność procesów przyrodniczych, społecznych, a ostatecznie – decyzyjnych, nie da się w prosty sposób ich podsumować, dlatego poniżej przedstawiono syntetyczny wybór najważniejszych wniosków.

1. Puszcza przez kilka wieków podlegała różnym, przeplatającym się formom użytkowania – od realizacji funkcji łowieckich do typowo gospodarczego pozyskania drewna.
2. Jej znaczenie wynika przede wszystkim ze szczególnego układu siedlisk i faktu zachowania procesów ekologicznych, będących m.in. konsekwencją różnych form użytkowania.
3. W kontekście takiej historii Puszczy należy krytycznie oceniać zarówno opinię niektórych organizacji „ekologicznych", że Puszcza jest ostatnim z pierwotnych (naturalnych) niżowych lasów Europy, jak i propagowanie poglądu, iż „niegdyś" człowiek w Puszczy nie gospodarował.
4. W połowie lat 70. ubiegłego wieku z inicjatywy środowisk leśnych wprowadzono *Statut Puszczy*, który istotnie ograniczył zasady i skutki prowadzenia gospodarki nakazowo-rozdzielczej.
5. W latach 90. podjęto szereg działań wdrażających w Puszczy Białowieskiej model wielofunkcyjnej gospodarki leśnej, oparty na podejściu ekosystemo-

[1] W momencie publikacji tego artykułu gradacja kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej jest ciągle w fazie rozwoju. Do czerwca 2016 roku wyznaczono ponad 110 000 świerków (ok. 130 000 m^3) zaatakowanych w miesiącach wiosennych bieżącego roku, głównie w młodszych klasach wieku.

wym, będący propozycją czynnej formy ochrony przyrody. Jednocześnie znacznie powiększono obszary wyłączone z planowania i gospodarowania, nadając im charakter ochrony konserwatorskiej.

6. W założeniach IV rewizji PUL zawarto wdrożenie decyzji i założeń wielofunkcyjnej gospodarki leśnej oraz zastosowanie zupełnie nowatorskich, opracowanych specjalnie dla Puszczy, zasad planowania urządzeniowego. Wynikiem tego był etat „kompromisowy", gwarantujący wdrożenie modelu i zasad wielofunkcyjnej gospodarki leśnej jako czynnej formy ochrony przyrody – IV rewizja urządzenia lasu była okresem skutecznego wdrażania tych założeń i stałego powiększania zasobów, poprawy warunków siedliskowych (dopasowanie biocenozy i biotopu) oraz zmniejszenia antropopresji.
7. Planowanie w ramach V rewizji urządzenia lasu miało charakter dwuetapowy:
   Etap I. Opracowano PZO i wdrożono jego zapisy w opracowanym PUL, w wyniku czego zaproponowano etat na poziomie ok. 107 000 m^3 netto/rok.
   Etap II. Na skutek presji organizacji pozarządowych arbitralnie obniżono etat roczny do poziomu 47 500 m^3 netto na rok oraz znacznie powiększono obszary całkowicie wyłączone z aktywności.
8. Wynikiem ograniczenia po 2011 r. możliwości reagowania na zagrożenia w ramach rutynowych czynności ochrony lasu jest trwająca gradacja kornika drukarza i rozpad ok. ⅓ drzewostanów świerkowych, a widocznym „celem" gospodarki leśnej stała się produkcja drewna martwego.
9. Po wejściu Polski do Unii Europejskiej i implementacji nowego prawa w dziedzinie ochrony przyrody (w tym tzw. ustawy ocenowej) stworzono nowe warunki prawne, które nie uwzględniają dorobku leśnictwa i znaczenia wdrożenia modelu wielofunkcyjnej gospodarki leśnej w ochronie przyrody.
10. W okresie tym postawiono na rozwiązania, w których sukcesy w dużym stopniu mierzy się ilością drewna martwego w ekosystemie i powierzchnią wyłączoną z aktywności człowieka.
11. Obszarem konfrontacji tych dwóch idei stała się Puszcza Białowieska, a efektem wyboru modelu ochrony biernej stał się obecny stan jej ekosystemów. Skutki sporu są już widoczne w drzewostanach i siedliskach, także w tych bardzo cennych.
12. Należy poddać głębokiej refleksji kierunek biernej ochrony przyrody nie tylko w Puszczy Białowieskiej, ale we wszystkich ekosystemach leśnych Polski, dla których jest ona obiektem modelowym.

Od wielu lat trwa zagorzała dyskusja nad przyszłością Puszczy Białowieskiej, ale w ostatnim czasie zdaje się przeważać teza o konieczności objęcia parkiem narodowym całej jej powierzchni. Jednocześnie środowiska branżowe od wielu lat twierdzą, iż nie chodzi o działania symboliczne, a takimi byłoby nadawanie Puszczy kolejnych „tytułów" i „emblematów", lecz o konkretny, wieloletni i skutecznie realizowany plan ochrony puszczańskich ekosystemów. Faktem jest, że są to głównie ekosystemy leśne. Faktem jest również to, iż niektórym formom ochrony przyrody, np. ochronie całkowitej w rezerwatach, niesłusznie nadaje się nadzwyczajny status skoro wiemy, że wiele spośród priorytetowo chronionych układów przyrodniczych ma założenia antropogeniczne i bez udziału człowieka nigdy by nie powstały. W krajach wysokorozwiniętych dawno już odstąpiono od „podkloszowej" ochrony przyrody, zauważono bowiem, że jest ona nieskuteczna. W naszym kraju ciągle jednak powszechną jest opinia, jakoby objęcie taką ochroną Puszczy Białowieskiej miało uchronić ją od wpływu gwałtownie zmieniającego się środowiska zewnętrznego.

Iluzoryczna dla Puszczy Białowieskiej może się okazać koncepcja ochrony biernej, której pozornie pozytywne efekty widoczne będą bardzo szybko (martwe, powalone drzewa przypominające naturalny las), jednak jej skutki w dłuższym okresie czasu mogą przynieść takie zmiany środowiska Puszczy, jak zawężenie różnorodności biologicznej, zanik przedmiotów ochrony i wydłużenie procesów ekologicznych, których horyzont czasowy sięga dziesięcioleci i stuleci, wykraczając poza wiedzę obecnego pokolenia. Jest to rodzaj eksperymentu, tym bardziej ryzykownego, że realizowanego na tak dużej powierzchni i w ważnym dla Europy i świata obszarze przyrodniczym.

Nie ulega natomiast wątpliwości, gdyż tezę taką potwierdzają wyniki prowadzonych przez dziesięciolecia, a nawet stulecia, obserwacji naukowych, że kierunki „naturalnej" sukcesji (po wycofaniu się człowieka) na obszarach uprzednio antropogenicznie przekształconych, nawet jeżeli mają charakter „zbliżony do naturalnego", nie prowadzą z reguły do istotnej poprawy poziomu różnorodności biologicznej, a w szczególności nie zapewniają trwałości cennych ekosystemów. Wręcz przeciwnie, ponieważ obserwuje się zjawiska ich szybkiego ubożenia, zarówno pod względem gatunkowym, jak i walorów przyrodniczych, krajobrazowych, czy genetycznych. Być może, za 200–300 lat sukcesja bez antropopresji doprowadzi do odtworzenia cennych siedlisk w nowym wymiarze, ale nie ma na to żadnych przekonujących dowodów.

Jest to jednak sfera przypuszczeń, podczas gdy potwierdzeniem pozytywnego wpływu prowadzenia wielofunkcyjnej gospodarki leśnej na podstawie planów urządzenia lasu jest porównanie przeszłego i obecnego stanu lasów Puszczy Białowieskiej. Gospodarka leśna realizowana w jej obrębie przez dziesięciolecia nie tylko nie spowodowała obniżenia walorów przyrodniczych Puszczy, ale je zdecydowanie podwyższyła. Obecnie najważniejsze wskaźniki, opisujące stan lasów puszczańskich w okresie, gdy przeprowadzono rzetelne badania stanu lasu w trakcie kolejnych rewizji PUL, są coraz lepsze. Stanowią one wiarygodny dowód racjonalności i słuszności opracowywanych i wdrażanych kolejnych planów urządzeniowych. Z dużym prawdopodobieństwem można zatem stwierdzić, iż właśnie dzięki takiemu podejściu lasy te zostały zachowane w obecnym dobrym stanie.

2. Gatunki i siedliska obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004 – liczebność, powierzchnia i aktualny stan ochrony

Anna Ronikier-Dolańska, Jan Balcerzak

W dniu 7 listopada 2014 r. Minister Środowiska podpisał rozporządzenie w sprawie ustanowienia planu ochrony dla Białowieskiego Parku Narodowego (Dz. U., poz. 1735). W dokumencie tym określono m.in. cele ochrony przyrody na obszarze parku narodowego, w tym: przyrody nieożywionej, ekosystemów leśnych, lądowych ekosystemów nieleśnych, ekosystemów wodnych, gatunków roślin, zwierząt i grzybów oraz ich siedlisk. Zgodnie z art. 20 ust. 2 pkt 1 *Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 roku o ochronie przyrody*, opracowując plan ochrony dla parku narodowego należy ocenić stan zasobów, tworów i składników przyrody.

W 2010 r. w ramach projektu POIS.05.03.00-00-186/09 pn. *Opracowanie planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000 na obszarze Polski*, dyrektor Białowieskiego Parku Narodowego zlecił Biuru Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Białymstoku opracowanie projektu planu zadań ochronnych (PZO) dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004. Plan ten ostatecznie ustanowiony został w dniu 6 listopada 2015 r. (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego, poz. 3600).

Podobnie jak w przypadku planu ochrony dla parku narodowego, opracowując PZO należy zgromadzić, zweryfikować i uzupełnić informacje o przedmiotach ochrony i ich występowaniu, zagrożeniach, określić w miarę możliwości ich stan zachowania oraz wskazać wymogi i możliwości ich ochrony. Należy jednak pamiętać, że plan zadań ochronnych tym różni się od planu ochrony, iż opracowywany jest na podstawie istniejącej, nawet niepełnej wiedzy i prostego rozpoznania terenowego stanu zachowania siedlisk przyrodniczych, gatunków roślin i zwierząt oraz ich siedlisk, będących przedmiotami ochrony obszaru Natura 2000.

Równolegle do prac nad opracowaniem planu zadań ochronnych, BULiGL Oddział w Białymstoku opracowywał plany urządzenia lasu (PUL) dla nadleśnictw puszczańskich: Białowieża, Browsk i Hajnówka.

Na terenie Puszczy Białowieskiej znajduje się również dwadzieścia jeden rezerwatów przyrody, wyszczególnionych w tab. 2.1.

Tabela 2.1. Dokumenty planistyczne rezerwatów przyrody na obszarze Puszczy Białowieskiej (stan na 1 grudnia 2015 r.)

Lp.	Rezerwat	Dokument planistyczny
1	Lipiny w Puszczy Białowieskiej	Zarządzenie nr 51/2015 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 23 października 2015 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Lipiny w Puszczy Białowieskiej" (ustanowione na 5 lat)
2	Rezerwat Krajobrazowy Wł. Szafera	Zarządzenie nr 48/2015 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 16 października 2015 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Rezerwat Krajobrazowy Władysława Szafera" (ustanowione na 5 lat)
3	Starzyna	Zarządzenie nr 50/2015 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 23 października 2015 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Starzyna" (ustanowione na 5 lat)
4	Pogorzelce	Wykonawcą projektów planów ochrony rezerwatów jest BULiGL Oddział w Białymstoku. Dokumentacja dotycząca planów ochrony przekazana została do RDOŚ we wrześniu 2015 r. Projekty zarządzeń podlegają obecnie weryfikacji. Procedury powinny zostać wkrótce wszczęte
5	Nieznanowo	Wykonawcą projektów planów ochrony rezerwatów jest BULiGL Oddział w Białymstoku. Dokumentacja dotycząca planów ochrony przekazana została do RDOŚ we wrześniu 2015 r. Projekty zarządzeń podlegają obecnie weryfikacji. Procedury powinny zostać wkrótce wszczęte
6	Głęboki Kąt	Wykonawcą projektów planów ochrony rezerwatów jest BULiGL Oddział w Białymstoku. Dokumentacja dotycząca planów ochrony przekazana została do RDOŚ we wrześniu 2015 r. Projekty zarządzeń podlegają obecnie weryfikacji. Procedury powinny zostać wkrótce wszczęte
7	Michnówka	Wykonawcą projektów planów ochrony rezerwatów jest BULiGL Oddział w Białymstoku. Dokumentacja dotycząca planów ochrony przekazana została do RDOŚ we wrześniu 2015 r. Projekty zarządzeń podlegają obecnie weryfikacji. Procedury powinny zostać wkrótce wszczęte
8	Sitki	Wykonawcą projektów planów ochrony rezerwatów jest BULiGL Oddział w Białymstoku. Dokumentacja dotycząca planów ochrony przekazana została do RDOŚ we wrześniu 2015 r. Projekty zarządzeń podlegają obecnie weryfikacji. Procedury powinny zostać wkrótce wszczęte
9	Szczekotowo	Wykonawcą projektów planów ochrony rezerwatów jest BULiGL Oddział w Białymstoku. Dokumentacja dotycząca planów ochrony przekazana została do RDOŚ we wrześniu 2015 r. Projekty zarządzeń podlegają obecnie weryfikacji. Procedury powinny zostać wkrótce wszczęte

Lp.	Rezerwat	Dokument planistyczny
10	„Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej”	Zarządzenie nr 29/2015 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 2 lipca 2015 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej” zmienione Zarządzeniem nr 49/2015 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 19 października 2015 r. zmieniającym zarządzenie w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej” (ustanowione na 5 lat)
11	Dębowy Grąd	Zarządzenie nr 52/2015 Regionalnego Dyrektora Ochrony Środowiska w Białymstoku z dnia 23 października 2015 r. w sprawie ustanowienia zadań ochronnych dla rezerwatu przyrody „Dębowy Grąd” (ustanowione na 5 lat)
12	Wysokie Bagno	Celem ochrony rezerwatu jest zachowanie fragmentu Puszczy Białowieskiej obejmującego naturalny bór świerkowy rosnący na torfowisku oraz odcinek zatorfionej rzeki Narewki ze stanowiskiem bobrów. W świetle celu ochrony obecnie nie ma potrzeb w zakresie prowadzenia ochrony czynnej w rezerwacie, dlatego też nie ustanowiono dla niego zadań ochronnych
13	Gnilec	Rozporządzenie nr 14/03 Wojewody Podlaskiego z dnia 16 lipca 2003 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Gnilec” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 76, poz. 1509)
14	Siemianówka	Rozporządzenie nr 20/03 Wojewody Podlaskiego z dnia 16 lipca 2003 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Siemianówka” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 76, poz. 1515)
15	Dolina Waliczówki	Rozporządzenie nr 23/03 Wojewody Podlaskiego z dnia 23 lipca 2003 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Dolina Waliczówki” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 80, poz. 1538)
16	Podolany	Rozporządzenie nr 19/07 Wojewody Podlaskiego z dnia 10 grudnia 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Podolany” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 282, poz. 3284)
17	Podcerkwa	Rozporządzenie nr 20/07 Wojewody Podlaskiego z dnia 10 grudnia 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Podcerkwa” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 282, poz. 3285)
18	Przewłoka	Rozporządzenie nr 21/07 Wojewody Podlaskiego z dnia 10 grudnia 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Przewłoka” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 282, poz. 3286)
19	Kozłowe Borki	Rozporządzenie nr 22/07 Wojewody Podlaskiego z dnia 10 grudnia 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Kozłowe Borki” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 282, poz. 3287)
20	Berezowo	Rozporządzenie nr 23/07 Wojewody Podlaskiego z dnia 10 grudnia 2007 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Berezowo” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 282, poz. 3288)
21	Olszanka Myśliszcze	Rozporządzenie nr 7/08 Wojewody Podlaskiego z dnia 14 sierpnia 2008 r. w sprawie ustanowienia planu ochrony dla rezerwatu przyrody „Olszanka Myśliszcze” (Dz. Urz. Woj. Podlaskiego Nr 204, poz. 2041)

Źródło: opracowanie własne

Stan wiedzy o leśnych siedliskach przyrodniczych oraz gatunkach roślin i zwierząt oparto na *Dokumentacji Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004* [BULiGL 2011]. W ramach prac nad opracowaniem tego dokumentu, zebrano informacje o przedmiotach ochrony obszaru Natura 2000 i przy okazji opracowywania PUL-i dla wspomnianych nadleśnictw puszczańskich, uzupełniono je o badania terenowe. Zestawienie stanu wiedzy o przedmiotach ochrony w obszarze Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004 przedstawia tab. 2.2.

Tabela 2.2. Stan wiedzy o siedliskach leśnych oraz niektórych gatunkach roślin i zwierząt będących przedmiotami ochrony w obszarze Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004

Przedmiot ochrony	Stan zachowania	Powierzchnia [ha]	Liczba stanowisk	Stopień rozpoznania	Zakres prac terenowych uzupełniających / Uzasadnienie do wyłączenia z prac terenowych
Siedliska leśne					
9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum*, *Tilio-Carpinetum*)	U1	26 824,23	6882	bardzo dobry	szczegółowo zinwentaryzowano siedlisko
***91D0** Bory i lasy bagienne (*Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*, *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, *Pino mugo-Sphagnetum*, *Sphagno girgensohnii-Piceetum* i brzozowo-sosnowe bagienne lasy borealne)	FV	1 060,56	390	bardzo dobry	szczegółowo zinwentaryzowano siedlisko
***91E0** Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albo-fragilis*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae* olsy źródliskowe)	U1	5 360,27	1359	bardzo dobry	szczegółowo zinwentaryzowano siedlisko
91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*)	U1	18,75	8	słaby	niezbędna inwentaryzacja siedliska
***91I0** Ciepłolubne dąbrowy (*Quercetalia pubescenti-petraeae*)	U2	3,99	1	bardzo dobry	szczegółowo zinwentaryzowano siedlisko
Rośliny leśne					
Sasanka otwarta (*Pulsatilla patens*)	U2		XX	słaby	niezbędna inwentaryzacja populacji
Rzepik szczeciniasty (*Agrimonia pilosa*)	FV		XX	słaby	niezbędna inwentaryzacja populacji

Przedmiot ochrony	Stan zachowania	Powierzchnia [ha]	Liczba stanowisk	Stopień rozpoznania	Zakres prac terenowych uzupełniających / Uzasadnienie do wyłączenia z prac terenowych
Ptaki					
Trzmielojad (*Pernis apivorus*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Jarząbek (*Bonasia bonasia*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Puchacz (*Bubo bubo*)	U1			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Sóweczka (*Glaucidium passerinum*)	U1			niedostateczny	niezbędna inwentaryzacja populacji
Włochatka (*Aegolius funereus*)	U1			niedostateczny	niezbędna inwentaryzacja populacji
Lelek (*Caprimulgus europaeus*)	U1			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Dzięcioł zielonosiwy (*Picus canus*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Dzięcioł czarny (*Dryocopus martius*)	FV			dobry	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Dzięcioł średni (*Dendrocopus medius*)	FV			dobry	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Dzięcioł trójpalczasty (*Picoides tridactylus*)	U1			niedostateczny	niezbędna inwentaryzacja populacji
Muchołówka mała (*Ficedula parva*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Muchołówka białoszyja (*Ficedula albicollis*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Słonka (*Scolopax rusticola*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji

Przedmiot ochrony	Stan zachowania	Powierzchnia [ha]	Liczba stanowisk	Stopień rozpoznania	Zakres prac terenowych uzupełniających / Uzasadnienie do wyłączenia z prac terenowych
Siniak (*Columba oenas*)	FV			dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Ssaki					
*Żubr (*Bison bonasus*)	U1			bardzo dobry	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Ryś (*Lynx lynx*)	U1			dobry	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Owady					
Przeplatka maturna (*Hypodryas maturna*)	U1		XX	dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
*Pachnica dębowa (*Osmoderma eremita*)	FV		XX	dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji
Zgniotek cynobrowy (*Cucujus cinnaberinus*)	FV		XX	dostateczny	w ramach prac nad PZO nie prowadzono weryfikacji terenowej populacji

Źródło: na podstawie Dokumentacji Planu Zadań Ochronnych obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004

Fot. Piotr Rojek

Zgodnie z *Dokumentacją planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004*, w najbliższych latach niezbędne będzie przeprowadzenie badań wielu przedmiotów ochrony, w tym:

Siedlisk:

- **3150** Starorzecza i naturalne eutroficzne zbiorniki wodne ze zbiorowiskami z *Nympheion, Potamion*,
- ***6230** Górskie i niżowe murawy bliźniczkowe (*Nardion* – płaty bogate florystycznie),
- **6510** Niżowe i górskie świeże łąki użytkowane ekstensywnie (*Arrhenatherion elatioris*),
- **7140** Torfowiska przejściowe i trzęsawiska (przeważnie z roślinnością z *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*),
- **7230** Górskie i nizinne torfowiska zasadowe o charakterze młak, turzycowisk i mechowisk,
- **91F0** Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*).

Roślin:

- **1437** Leniec bezpodkwiatkowy *Thesium ebracteatum,*
- **1477** Sasanka otwarta *Pulsatilla patens,*
- **1939** Rzepik szczeciniasty *Agrimonia pilosa.*

Ptaków:

- **A217** Sóweczka *Glaucidium passerinum*,
- **A223** Włochatka *Aegolius funereus,*
- **A224** Lelek *Caprimulgus europaeus,*
- **A239** Dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos,*
- **A241** Dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus.*

Zwierząt:

- **1308** Mopek *Barbastella barbastellus,*
- **1166** Traszka grzebieniasta *Triturus cristatus*,
- **1188** Kumak nizinny *Bombina bombina,*
- **1014** Poczwarówka zwężona *Vertigo angustior,*
- **1016** Poczwarówka jajowata *Vertigo moulinsiana,*
- **1037** Trzepla zielona *Ophiogomphus cecilia,*

- **1042** Zalotka większa *Leucorrhinia pectoralis,*
- **1081** Pływak szerokobrzegi *Dytiscus latissimus,*
- **1082** Kreślinek nizinny *Graphoderus bilineatus,*
- **1065** Przeplatka aurinia *Euphydryas aurinia,*
- **1085** Bogatek wspaniały *Buprestis splendens,*
- **1920** Ponurek Schneidera *Boros schneideri*,
- **1923** Średzinka *Mesosa myops,*
- **1924** Pogrzybnica Mannerheima *Oxyporus mannerheimii,*
- **1925** Rozmiazg kolweński *Pytho kolwensis*,
- ***4021** Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis*,
- **4026** Zagłębek bruzdkowany *Rhysodes sulcatus,*
- **4030** Szlaczkoń szafraniec *Colias myrmidone,*
- **4056** Zatoczek łamliwy *Anisus vorticulus.*

Fot. Katarzyna Kaczorowska

Inwentaryzacje wszystkich wymienionych powyżej przedmiotów ochrony powinny być wykonane na terenie całego obszaru Puszcza Białowieska PLC200004 w okresie do 6 lat od daty ustanowienia planu zadań ochronnych.

Równocześnie należy podjąć działania w celu opracowania planu ochrony obszaru Natura 2000 położonego poza granicami Białowieskiego Parku Narodowego (zgodnie z dokumentacją PZO, plan ochrony należy sporządzić w terminie do 6 lat, czyli do końca 2021 r.).

W 2016 r. RDOŚ w Białymstoku planuje inwentaryzację muraw bliźniczkowych i łąk świeżych w obszarze Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004, ze środków WFOŚiGW w Białymstoku. Polskie Towarzystwo Ochrony Ptaków prowadzi na terenie Puszczy Białowieskiej rokroczny monitoring orlika krzykliwego *Aquila pomarina*. Stowarzyszenie „Pracownia na rzecz Wszystkich Istot" w latach 2009–2010 prowadziło dofinansowany ze środków Mechanizmu Finansowego Europejskiego Obszaru Gospodarczego oraz Norweskiego Mechanizmu Finansowego, a także budżetu Rzeczpospolitej Polskiej w ramach Funduszu dla Organizacji Pozarządowych, projekt pn. *Partnerstwo w ochronie reliktowych gatunków Puszczy Białowieskiej narzędziem wdrażania Dyrektywy Ptasiej i Siedliskowej*.

W ramach projektu dokonano w obrębie Puszczy Białowieskiej inwentaryzacji dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus*, dzięcioła białogrzbietego *Dendrocopos leucotos*, chrząszczy saproksylicznych oraz motyli. Od 2012 r. RDOŚ w Białymstoku prowadzi działania ochrony czynnej w wybranych rezerwatach. Działania zostały już wykonane w rezerwatach: Wł. Szafera, Lasy Naturalne Puszczy Białowieskiej, Kozłowe Borki, Starzyna, Olszanka Myśliszcze, Berezowo, Przewłoka, Podcerkwa, Dolina Waliczówki. Działania te prowadzone są na podstawie porozumienia z nadleśnictwami i finansowane z budżetu RDOŚ w Białymstoku. W planie zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska PLC200004 zaplanowano monitoring siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt będących przedmiotami ochrony w tym obszarze.

Obecnie w Departamencie Zarządzania Zasobami Przyrody w Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska prowadzone są prace nad opracowaniem koncepcji waloryzacji obszarów Natura 2000 pod kątem ich znaczenia dla zachowania bądź osiągnięcia korzystnego stanu ochrony poszczególnych gatunków i siedlisk przyrodniczych chronionych w ramach całej sieci oraz jej późniejszej realizacji. Otrzymane wyniki umożliwią holistyczne spojrzenie na przedmioty ochrony w skali kraju, a tym samym powinny przyczynić się do usprawnienia planowania oraz zarządzania ich ochroną.

3. Prawne aspekty gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej na obszarze Puszczy Białowieskiej

Ewa Katarzyna Czech

3.1. Uwagi wstępne

Puszcza Białowieska to obszar o zróżnicowanej strukturze z punktu widzenia instytucji prawnych, w oparciu o które realizowane jest zarządzanie jej obszarem.

W obrębie Puszczy możemy wyróżnić obszary leśne, których właścicielem jest Skarb Państwa, jak również lasy prywatne. W obrębie form ochrony przyrody przewidzianych przepisami ustawy o ochronie przyrody (Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r., Dz.U. 2013. Nr 627, z późn. zm.) możemy z kolei wskazać na park narodowy, rezerwaty przyrody, pomniki przyrody, użytki ekologiczne, obszary Natura 2000 czy ochronę gatunkową, w tym strefy ochronne miejsc regularnego przebywania i rozrodu. Już takie otoczenie prawne, będące konsekwencją cech obszaru Puszczy Białowieskiej, powoduje, że będą tu miały zastosowanie liczne akty normatywne, których przedmiotem ochrony jest środowisko i przyroda. Istnienie natomiast na terenie Puszczy obszarów objętych własnością Skarbu Państwa i terenów należących do właścicieli prywatnych, dodatkowo komplikuje sytuację prawną związaną z gospodarowaniem obszarami Puszczy Białowieskiej. Jest to spowodowane skutkami prawnymi lub możliwością zaistnienia skutków prawnych konfliktów, które wynikają często z rozbieżnego postrzegania sposobu gospodarowania terenem Puszczy Białowieskiej.

Już w świetle tych dwóch uwag zagadnieniem wymagającym rozważenia jest możliwość realizacji obowiązków spoczywających na właścicielach lasów, ze szczególnym uwzględnieniem roli jaką pełnią w tym zakresie Lasy Państwowe i możliwością powstawania odpowiedzialności prawnej w tym zakresie.

Nie wymaga większego uzasadnienia, że ta ostatnia jednostka organizacyjna w swej działalności musi stosować szereg aktów normatywnych różnej rangi. Tylko w zakresie ustaw ramy prawne jej działalności, na obszarze Puszczy Białowieskiej, wytyczają m.in. ustawa o lasach (ustawa z dnia 28 września 1991 r., tj. Dz.U.2011.12.59, z późn. zm.), ustawa o ochronie przyrody (ustawa z dnia 20 października 2015 r., tj. Dz.U.2015.1651 z późn. zm.), ustawa Prawo ochrony środowiska (ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r., tj. Dz. Dz.U.2013.1232, z późn. zm.), ustawa o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (ustawa z dnia 13 kwietnia 2007 r. o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie, tj. Dz.U.2014.1789, z późn. zm.).

Uwzględniając tematykę niniejszego opracowania, tj. prawne aspekty gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej na obszarze Puszczy Białowieskiej, w tle dalej wskazywanych przeze mnie uwag należy mieć na względzie powoływane wyżej okoliczności, tak natury faktycznej jak i prawnej.

Mając świadomość, że podnoszone zagadnienie może z powodzeniem stanowić temat obszernego opracowania prawnego czy opinii prawnej, pragnę ograniczyć swe uwagi jedynie do kwestii kluczowych.

3.2. Istota prawnego ujęcia gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej w kontekście prawnego znaczenia ochrony przyrody i ochrony środowiska

Oba pojęcia, tj. gospodarka leśna i trwale zrównoważona gospodarka leśna mają swe definicje ustawowe zawarte w art. 6 pkt 1 i 1a ustawy o lasach. Zgodnie z wolą ustawodawcy pod pojęciem gospodarki leśnej należy rozumieć działalność leśną w zakresie urządzania, ochrony i zagospodarowania lasu, utrzymania i powiększania zasobów i upraw leśnych, gospodarowania zwierzyną, pozyskiwania – z wyjątkiem skupu – drewna, żywicy, choinek, karpiny, kory, igliwia, zwierzyny oraz płodów runa leśnego, a także sprzedaż tych produktów oraz realizację pozaprodukcyjnych funkcji lasu. Z kolei pod pojęciem trwale zrównoważonej gospodarki leśnej należy rozumieć działalność zmierzającą do ukształtowania struktury lasów i ich wykorzystania w sposób i tempie zapewniającym trwałe zachowanie ich bogactwa biologicznego, wysokiej produkcyjności oraz potencjału regeneracyjnego, żywotności i zdolności do wypełniania, teraz i w przyszłości, wszystkich ważnych ochronnych, gospodarczych

i socjalnych funkcji na poziomie lokalnym, narodowym i globalnym, bez szkody dla innych ekosystemów. Przejście do odniesienia funkcjonowania tych pojęć w obręb obszaru Puszczy Białowieskiej, musi poprzedzać ustosunkowanie się do zagadnienia konieczności każdorazowego łącznego realizowania gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej na danym obszarze.

Pewien wyznacznik, w zakresie tak określonego obszaru badań, powinno stanowić stanowisko judykatury wyrażone w treści orzeczenia Sądu Apelacyjnego we Wrocławiu z dnia 23 kwietnia 2012 r. (IACz 709/12, LEX nr 1148378). Sąd ten wskazał w nim, że głównym zadaniem Skarbu Państwa – Lasów Państwowych, w zakresie działalności leśnej jest urządzanie, ochrona, zagospodarowanie, utrzymanie, a także powiększanie zasobów i upraw leśnych, jak również gospodarowanie zwierzyną. Tym głównym zadaniem nie jest natomiast zarobkowa działalność wytwórcza czy handlowa w tym zakresie. Podstawową działalnością Skarbu Państwa – Lasów Państwowych, zdaniem Sądu jest ochrona i rozwój lasów. Ze stanowiskiem tym należy się zgodzić. Problem jednak tkwi w tym czy istniejące regulacje prawne w praktyce, w sposób bezkonfliktowy, umożliwiają realizację tak określonej działalności.

Porównując treści pojęć gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, nasuwa się niewątpliwie skojarzenie odnoszące się do gospodarowania zasobami środowiska mieszczącymi się w pojęciu ochrony środowiska i jednocześnie powstaje konieczność uwzględniania m.in. w zakresie gospodarowania tymi zasobami zasady zrównoważonego rozwoju. Widząc podnoszoną analogię należy przyjmować, że gospodarka leśna nie może stać w sprzeczności z trwale zrównoważoną gospodarką leśną, a wręcz przeciwnie powinna być ona realizowana jednocześnie z trwale zrównoważoną gospodarką leśną, umożliwiając realizację celów trwale zrównoważonej gospodarki leśnej, tj. zapewnienie trwałego zachowania bogactwa biologicznego lasów, wysokiej produkcyjności oraz potencjału regeneracyjnego, żywotności i zdolności do wypełniania, teraz i w przyszłości, wszystkich ważnych ochronnych, gospodarczych i socjalnych funkcji na poziomie lokalnym, narodowym i globalnym, bez szkody dla innych ekosystemów. Takie działanie miałoby spójny wymiar z gospodarowaniem innymi zasobami środowiska niż lasy z uwzględnieniem zasady zrównoważonego rozwoju. Należy uznać, że takie podejście ustawodawcy jest nie tylko właściwe, ale wręcz pożądane. Jednocześnie należy jednak poddać pod rozwagę, czy trwale zrównoważoną gospodarkę leśną należy utożsamiać z totalną ochroną lasów, wyłączającą jakąkolwiek ingerencję czło-

wieka. Treść trwale zrównoważonej gospodarki leśnej zawarta w art. 6 pkt 1a z pewnością nie uzasadnia takiego stanowiska. Należy bowiem mieć na uwadze, że jej realizacja ma prowadzić m.in. do zapewnienia zdolności do wypełniania, teraz i w przyszłości, wszystkich ważnych ochronnych, gospodarczych i socjalnych funkcji, a nie jedynie funkcji ochronnej.

Jednocześnie wskazać należy, że gospodarka leśna zgodnie z treścią art. 8 ustawy o lasach, powinna być prowadzona według zasady powszechnej ochrony lasów; trwałości utrzymania lasów; ciągłości i zrównoważonego wykorzystania wszystkich funkcji lasów; powiększania zasobów leśnych. Co znaczące wskazane zostało tu, że wolą ustawodawcy jest, by miało miejsce zrównoważone wykorzystywanie wszystkich funkcji lasów. Oznacza to, że nie należy dawać prymatu żadnej z tych funkcji, w tym również funkcji ochronnej.

Taka filozofia gospodarowania lasami wpisuje się zresztą w rozumienie prawne ochrony środowiska, które znalazło swe odzwierciedlenie w definicji ustawowej tego pojęcia zawartej w art. 3 pkt 13 POŚ. Należy mieć na uwadze, że podejmowanie lub zaniechanie działań traktowanych jako ochrona środowiska ma umożliwiać zachowanie lub przywracanie równowagi przyrodniczej. Jednocześnie ochrona ta ma polegać m.in. na racjonalnym kształtowaniu środowiska i gospodarowaniu zasobami środowiska zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju i przywracaniu elementów przyrodniczych do stanu właściwego.

Z kolei prawne rozumienie ochrony przyrody zawarte w treści art. 2 ust. 1 ustawy o ochronie przyrody, funkcjonujące na gruncie tego aktu prawnego, sprowadza się do zachowania, zrównoważonego użytkowania oraz odnawiania zasobów, tworów i składników przyrody.

Wskazywane rozumienie pojęć ochrony przyrody czy ochrony środowiska pozwala na sformułowanie stanowiska, że funkcja konserwatorska ochrony środowiska nie może być traktowana jako wiodąca w ochronie środowiska. Natomiast uwzględniając zasadę integralności prawa ochrony środowiska z prawem ochrony przyrody, należy uznać zasadność tego stanowiska również w odniesieniu do ochrony przyrody. Jednocześnie należy mieć w pamięci, że zrównoważone gospodarowanie zasobami przyrody jest zasadą prawa ochrony przyrody (Polskie prawo ochrony przyrody, red. J. Ciechanowicz – McLean, Warszawa 2006, s. 33). Zatem realizowanie trwale zrównoważonej gospodarki leśnej jest z pewnością wyrazem realizacji gospodarki leśnej z uwzględnieniem zasady zrównoważonego gospodarowania zasobami przyrody i ochrony środowiska realizowanej przy uwzględnieniu zasady zrównoważonego rozwoju.

3.3. Kwestie sporne, natury prawnej, wpływające na możliwość realizacji gospodarki leśnej i zrównoważonej gospodarki leśnej na obszarze Puszczy Białowieskiej

W świetle tak poczynionych uwag wypada stwierdzić, że także realizacja na obszarze Puszczy Białowieskiej, gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej musi uwzględniać wskazywane okoliczności natury prawnej.

Bez wątpienia koniecznym takie gospodarowanie na jej obszarze, które umożliwia zachowanie jej zasobów w możliwie niepogorszonym stanie. Co jednak istotne należy mieć na uwadze konieczność przywracania elementów przyrodniczych do stanu właściwego. Jest to przecież przejaw ochrony środowiska odpowiadający woli ustawodawcy wyrażonej w art. 3 pkt 13 ustawy Prawo ochrony środowiska. Za szczególnie newralgiczne, z punktu widzenia ochrony prawnej, należy uznać tereny Puszczy Białowieskiej stanowiące park narodowy i rezerwaty przyrody. W treści art. 15 ustawy o ochronie przyrody zawarty został katalog zakazów obowiązujących na ich obszarze. W katalogu tym wskazany został zakaz m.in. pozyskiwania, niszczenia lub umyślnego uszkadzania roślin oraz grzybów; użytkowania, niszczenia, umyślnego uszkadzania, zanieczyszczania i dokonywania zmian obiektów przyrodniczych, obszarów oraz zasobów, tworów i składników przyrody; stosowania chemicznych i biologicznych środków ochrony roślin i nawozów.

Są to zakazy wynikające z mocy samego prawa, mogące jednak ulegać uchyleniu w określonych przepisami przypadkach (art. 15 ust. 3 ustawy o ochronie przyrody). Filozofia parków narodowych i rezerwatów ścisłych wyraża się w istnieniu w jego obrębie ochrony ścisłej. Definicję ochrony ścisłej zawarto w art. 5 pkt 9 ustawy o ochronie przyrody. Zgodnie z nim należy przez nią rozumieć całkowite i trwałe zaniechanie bezpośredniej ingerencji człowieka w stan ekosystemów, tworów i składników przyrody jak również w przebieg procesów przyrodniczych na obszarach objętych ochroną, a w przypadku gatunków – całoroczną ochronę należących do nich osobników i stadiów ich rozwoju.

Pod rozwagę należy jednak poddać takie przypadki, gdy występowanie określonego gatunku może spowodować i powoduje powstawanie szkód w innych gatunkach występujących w rezerwatach przyrody czy parkach narodowych. Przy czym szkody, te w obrębie niektórych gatunków, mogą nawet prowadzić do w zasadzie całkowitego ich unicestwienia. Co z kolei powoduje niekorzystne oddziaływanie na inne gatunki istniejące na danym obszarze.

Przykładem takiego stanu rzeczy jest funkcjonowanie w Puszczy Białowieskiej populacji kornika drukarza. Jego istnienie na jej obszarze bez wątpienia wpływa niekorzystnie na realizację ochrony środowiska i ochrony przyrody na jej terenie. W zakresie aspektów prawnych taki stan rzeczy pociąga za sobą istnienie skutków prawnych podlegających negatywnej kwalifikacji w świetle brzmienia przepisów licznych aktów normatywnych.

Za wystarczające należy już uznać zanalizowanie całego zagadnienia z uwagi na kryterium realizacji obowiązków i odpowiedzialności cywilnoprawnej i administracyjnoprawnej.

Treść art. 9 i 10 ustawy o lasach pozwala na sformułowanie następującej refleksji. Ustawodawca zakłada, że Skarb Państwa, a w zasadzie zarządzający lasami stanowiącymi własność Skarbu Państwa, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe zawsze będą realizowały obowiązki określone w art. 9 powoływanego aktu normatywnego, tj. będą kształtowały równowagę w ekosystemach leśnych, będą podnosić naturalną odporność drzewostanów, a w szczególności będą m.in. wykonywać zabiegi profilaktyczne i ochronne zapobiegające powstawaniu i rozprzestrzenianiu się pożarów; a także będą zapobiegać, wykrywać i zwalczać nadmiernie pojawiające i rozprzestrzeniające się organizmy szkodliwe. Taki wniosek uzasadniony jest tym, że jedynie w odniesieniu do niewykonania tych obowiązków w lasach niestanowiących własności Skarbu Państwa, zadania właścicieli lasów określa, w drodze decyzji, starosta.

Równocześnie w normach art. 10 ustawy o lasach wskazane zostało postępowanie w przypadku wystąpienia organizmów szkodliwych w stopniu zagrażającym trwałości lasów. W takich sytuacjach nadleśniczy wykonuje zabiegi zwalczające i ochronne na obszarze lasów zagrożonych stanowiących własność Skarbu Państwa. Wniosek o tym, że wskazywane postępowanie dotyczy lasów zagrożonych stanowiących własność Skarbu Państwa jest wynikiem przeprowadzenia wnioskowania a contrario na gruncie normy art. 10 ust. 1. Z kolei w lasach zagrożonych, niestanowiących własności Skarbu Państwa, starosta, z urzędu lub na wniosek nadleśniczego, zarządza wykonanie zabiegów zwalczających i ochronnych na koszt właściwych nadleśnictw. Jednocześnie w sytuacjach zaistnienia konieczności wykonania zabiegów zwalczających i ochronnych na obszarze dwóch lub więcej nadleśnictw – wykonanie tych zabiegów zarządza dyrektor regionalnej dyrekcji Lasów Państwowych.

Obowiązki określone w powoływanych artykułach co do zasady wynikają z mocy samego prawa i w rozumieniu przepisów ustawy o lasach dotyczą

wszystkich lasów bez względu na osobę właściciela. Bez wątpienia funkcjonowanie w Puszczy Białowieskiej kornika drukarza wywołało stan określony nie tylko w treści art. 9 ale również 10 ustawy o lasach. Z uwagi na to, z mocy norm powoływanych artykułów, powstały obowiązki w nich określone. Pewne wątpliwości może jedynie powodować użycie przez ustawodawcę sformułowania „zarządza wykonanie". Wykładnia językowa tego sformułowania, przy uwzględnieniu w tym wypadku, że zarządzać oznacza „wydawać polecenia, dyspozycję, nakazywać zrobienie czegoś" (Popularny słownik języka polskiego, red. B. Dunaj, Warszawa 2000, s. 858), pozwala na sformułowanie następującego wniosku. W przypadkach określonych w hipotezach norm art. 10 ust. 1 pkt 2 i ust. 3, obowiązek ten wymaga realizacji, po podjęciu stosownych działań przez starostę, odpowiednio dyrektora regionalnej dyrekcji lasów państwowych w formach właściwych dla działalności administracji publicznej. Jednoznaczne wskazanie tej formy wymaga przeprowadzenia odrębnej szczegółowej analizy. Jest z punktu widzenia głównego przedmiotu rozważań zagadnieniem wtórnym, co nie oznacza, że nie doniosłym w praktyce.

Brak działań ze strony podmiotów, na których spoczywa obowiązek podjęcia działań wskazanych w treści art. 9 i 10 ustawy o lasach, w tym także podmiotów po których stronie powstaje obowiązek zarządzenia wykonania stosownych zabiegów, z pewnością nie może być oceniany pozytywnie z punktu widzenia realizowania ochrony dobra prawnego jakim jest środowisko czy przyroda. Jednocześnie należy mieć na uwadze przepisy powoływanego już art. 15 ustawy o ochronie przyrody, z uwagi na wskazane tam zakazy. Należy przyjąć, że w odniesieniu do lasów objętych formami ochrony przyrody tj. lasów objętych formą parków narodowych i rezerwatów przyrody należy taktować normy ustawy o ochronie przyrody jako normy wyznaczające szczególny sposób postępowania z lasami objętymi tymi formami ochrony przyrody. Konsekwencją takiego stanu prawnego, jest istnienie zakazu na tych obszarach podejmowania działań określonych w treści art. 9 i 10 ustawy o lasach. Jednocześnie jednak należy podkreślić, że przepisy prawa dopuszczają zniesienie funkcjonowania wskazywanych zakazów. W sposób jednoznaczny pozwala na takie stwierdzenie treść art. 15 ust. 2, 3 i 4 ustawy o ochronie przyrody. W ustępie 2 powoływanego artykułu określone zostało, że wskazywane zakazy nie dotyczą m.in. wykonywania zadań wynikających z planu ochrony lub zadań ochronnych. Równocześnie, w kolejnych ustępach art. 15 ustawy o ochronie przyrody, przyznano stosowne kompetencje Ministrowi Środowiska i Generalnemu Dyrekto-

rowi Ochrony Środowiska. W obu przypadkach pozostawiono powinien zakres dyskrecjonalnej władzy po stronie tych organów. Należy jednak przyjąć, że jej granice wyznaczają stopień jednoznaczności przesłanek określonych w art. 15 ust. 3 pkt 1 i 2 i art. 15 ust. 4 pkt 1 i 2. Z kolei opinie, o których mowa w powoływanych przepisach, nie mają charakteru wiążącego w odniesieniu do organów po których stronie istnieje kompetencja do zniesienia stosownych zakazów.

Wydaje się, że w świetle badań nauk leśnych nad skutkami funkcjonowania kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej, trudne byłoby do obrony stanowisko, że podjęcie działań prowadzących do jego eliminacji, a w ślad za tym eliminacji dalszych negatywnych następstw jego działalności nie wypełnia treściowo przesłanki zaistnienia potrzeb ochrony przyrody (art. 15 ust. 3 pkt 1 i art. 15 ust. 4 pkt 1 ustawy o ochronie przyrody).

Jednocześnie należy przyjąć, że już zaistniałe niekorzystne zmiany na obszarze Puszczy Białowieskiej, mogą powodować zbiegi odpowiedzialności w sytuacjach będących następstwem funkcjonowania kornika drukarza, wywołującego szkody. W przypadku wystąpienia tych uszczerbków będą mogły mieć przykładowo zastosowanie ustawa o lasach (w zakresie odpowiedzialności cywilnoprawnej art. 11) i ustawa o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie (odpowiedzialność administracyjnoprawna) ewentualnie ustawa o lasach (odpowiedzialność cywilnoprawna i ustawa Prawo ochrony środowiska (odpowiedzialność administracyjnoprawna). Zastosowanie konkretnych przepisów będzie uzależnione od rodzaju szkody powstałej w lasach, tj. np. w zakresie odpowiedzialności administracyjnej będzie to uzależnione od tego czy będą to szkody w środowisku w rozumieniu ustawy o zapobieganiu szkodom w środowisku i ich naprawie czy też inne szkody, w przypadku zaistnienia których, ustawodawca przewiduje możliwość uruchomienia środków prawnych. Nie należy też z góry wyłączać możliwości realizacji odpowiedzialności cywilnoprawnej przewidzianej przepisami ustawy Prawo ochrony środowiska czy przepisami ustawy Kodeks cywilny (ustawa z dnia 23 kwietnia 1964 r. Kodeks cywilny, Dz. U.1964.16.93), i to nie tylko w zakresie zaistniałych szkód ale także stanów bezpośredniego zagrożenia tymi szkodami. Będą to przy tym uszczerbki wywołanie oddziaływaniem na środowisko i odpowiednio pozostałe szkody spowodowane np. istnieniem stanów zagrożenia pożarowego istniejącego z uwagi na stan świerków wywołanych działaniem kornika drukarza. Jest to tym bardziej newralgiczna kwestia, że z jednej strony należy tu mówić o uszczerbkach w środowisku jako dobru wspólnym, z drugiej zaś strony

mogą mieć miejsce szkody w innych dobrach niż środowisko, z uwagi na zaistnienie których będzie możliwe realizowanie odpowiedzialności prawnej. Jednocześnie termin „oddziaływania", którym posługuje się np. ustawodawca w art. 323 POŚ powinno być w mojej opinii interpretowane zarówno jako następstwo działania jak i zaniechania podejmowania określonych działań. Zgodnie z wykładnią językową oddziaływać to tyle co m. in. wywierać wpływ, wywoływać reakcję (Popularny słownik języka polskiego, red. B. Dunaj, Warszawa 2000, s. 397). Wywierać zaś wpływ z pewnością można również nie podejmując określonych działań.

Należy także mieć na uwadze brzmienie przepisu art. 12 ustawy o lasach. Istniejący w Puszczy Białowieskiej stan faktyczny, może prowadzić do uruchomienia środków prawnych w nim przewidzianych. Te zaś z pewnością narażą środki publiczne na uszczuplenie. Jest to spowodowane tym, że zgodnie z treścią tego artykułu w przypadku braku możliwości ustalenia sprawcy szkody w lasach, powstałej m.in. w sytuacjach pożarów lub innych klęsk żywiołowych spowodowanych czynnikami biotycznymi albo abiotycznymi, zagrażających trwałości lasów, koszty zagospodarowania i ochrony związane z odnowieniem lub przebudową drzewostanu finansowane są z budżetu państwa. Z kolei decyzje w sprawie przyznania środków na pokrycie wskazywanych kosztów wydają odpowiednio Minister Środowiska, na wniosek Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych – w odniesieniu do m.in. lasów pozostających w zarządzie Lasów Państwowych bądź starosta, na wniosek właściciela lasu, po zaopiniowaniu przez nadleśniczego – w odniesieniu do pozostałych lasów, wykonujący zadanie z zakresu administracji rządowej.

Nie należy z góry wykluczać, a co więcej należy nawet przewidywać, że działalność kornika drukarza będzie mogła być kwalifikowana w kategoriach klęski żywiołowej i że może powodować pożary, jako następstwa pozostawienia martwych drzew na obszarze Puszczy Białowieskiej.

Celem stwierdzenia, że może mieć tu miejsce stan klęski żywiołowej wystarczy przywołać definicje ustawową klęski żywiołowej i katastrofy naturalnej zawarte w art. 3 ustawy z 2002 r. o stanie klęski żywiołowej. Zgodnie z treścią tego artykułu przez klęskę żywiołową należy rozumieć katastrofę naturalną lub awarię techniczną, których skutki zagrażają życiu lub zdrowiu dużej liczby osób, mieniu w wielkich rozmiarach albo środowisku na znacznych obszarach, a pomoc i ochrona mogą być skutecznie podjęte tylko przy zastosowaniu nadzwyczajnych środków, we współdziałaniu różnych organów i instytucji oraz

specjalistycznych służb i formacji działających pod jednolitym kierownictwem. Z kolei pod pojęciem katastrofy naturalnej ustawodawca nakazuje rozumieć zdarzenie związane z działaniem sił natury, w szczególności wyładowania atmosferyczne, wstrząsy sejsmiczne, silne wiatry, intensywne opady atmosferyczne, długotrwałe występowanie ekstremalnych temperatur, osuwiska ziemi, pożary, susze, powodzie, zjawiska lodowe na rzekach i morzu oraz jeziorach i zbiornikach wodnych, masowe występowanie szkodników, chorób roślin lub zwierząt albo chorób zakaźnych ludzi albo też działanie innego żywiołu.

3.4. Uwagi końcowe

Jedynie zasygnalizowane wyżej problemy dają obraz konieczności zrewidowania spojrzenia na postrzeganie realizacji gospodarki leśnej i trwale zrównoważonej gospodarki leśnej na obszarze Puszczy Białowieskiej, w kontekście wykonywania form ochrony przyrody czy realizacji ochrony środowiska. W mojej opinii obecnie obowiązujące przepisy dają możliwość zastosowania dyskrecjonalnej władzy przez stosowne organy administracji, w tych przypadkach gdy praktyka powoduje konieczność zrewidowania dotychczasowego spojrzenia na kwestie działań ochronnych na terenie Puszczy Białowieskiej.

Należy mieć na uwadze, że zgodnie z treścią art. 13 a ustawy o lasach, w celu realizacji trwale zrównoważonej gospodarki leśnej Lasy Państwowe obowiązane są w szczególności do m.in. inicjowania, koordynowania i prowadzenia okresowej oceny stanu lasów i zasobów leśnych oraz prognozowania zmian w ekosystemach leśnych czy sporządzania okresowych wielkoobszarowych inwentaryzacji stanu lasów oraz aktualizacji stanu zasobów leśnych.

Należy zatem poddać pod rozwagę czy realizując prognozowanie zmian w ekosystemach leśnych na obszarze Puszczy Białowieskiej, nie należy uwzględnić płynące z tego wnioski w dalszym wykonywaniu trwale zrównoważonej gospodarki leśnej jak i gospodarki leśnej.

Od redakcji: Autorka artykułu nie wyraziła zgody na poprawki redakcyjne. Wydawca dokonał jedynie niezbędnych zmian zgodnie z obowiązującymi normami.

4. Wieloletnia dynamika drzewostanów w Puszczy Białowieskiej (w warunkach ochrony ścisłej)

Bogdan Brzeziecki

4.1. Wstęp

Skład gatunkowy, struktura i dynamika zbiorowisk leśnych Puszczy Białowieskiej od dawna są przedmiotem powszechnego zainteresowania.

W okresie przed II wojną światową szczególną rolę odegrała działalność prof. Józefa Paczoskiego, który swoje wnikliwe obserwacje i bardzo głębokie rozważania na temat lasów Puszczy przedstawił m.in. w dziele zatytułowanym *Lasy Białowieży* (1930). Opracowanie to zawiera typologię zbiorowisk leśnych występujących na terenie Puszczy Białowieskiej, w tym szczegółową charakterystykę składu florystycznego, struktury drzewostanu i odnowienia oraz statusu dynamicznego zbiorowisk i poszczególnych gatunków roślin, ze szczególnym uwzględnieniem warstwy drzew.

Pod wpływem prac prof. J. Paczoskiego, w 1936 r. prof. Tadeusz Włoczewski, kierownik Katedry Ogólnej Hodowli Lasu Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, zrealizował koncepcję założenia na terenie istniejącego już wówczas od kilkunastu lat Białowieskiego Parku Narodowego, stałych powierzchni badawczych (monitoringowych) w formie 5 pasów (transektów) [Włoczewski 1954]. Celem rozpoczętych wówczas badań była analiza wzrostu poszczególnych drzew, określenie prawidłowości dotyczących kształtowania się struktury drzewostanu w warunkach lasu pierwotnego oraz dynamika tych procesów, z uwzględnieniem różnych warunków siedliskowych i drzewostanowych. Badania rozpoczęte wówczas przez prof. T. Włoczewskiego kontynuowane są po dzień dzisiejszy. W miarę przybywania materiałów empirycznych oraz rozwoju podstaw metodologicznych publikowano kolejne prace, przedstawiające różne aspekty gromadzonych danych oraz wyciągane na podstawie tych badań wnioski, istotne dla rozwoju i doskonalenia metod

półnaturalnej hodowli lasu i ochrony przyrody w lasach zagospodarowanych [Bernadzki i in. 1998a; Bernadzki i in. 1998b; Brzeziecki 2005; Brzeziecki 2008; Brzeziecki i Bernadzki 2008; Brzeziecki i in. 2012; Brzeziecki i in. 2016].

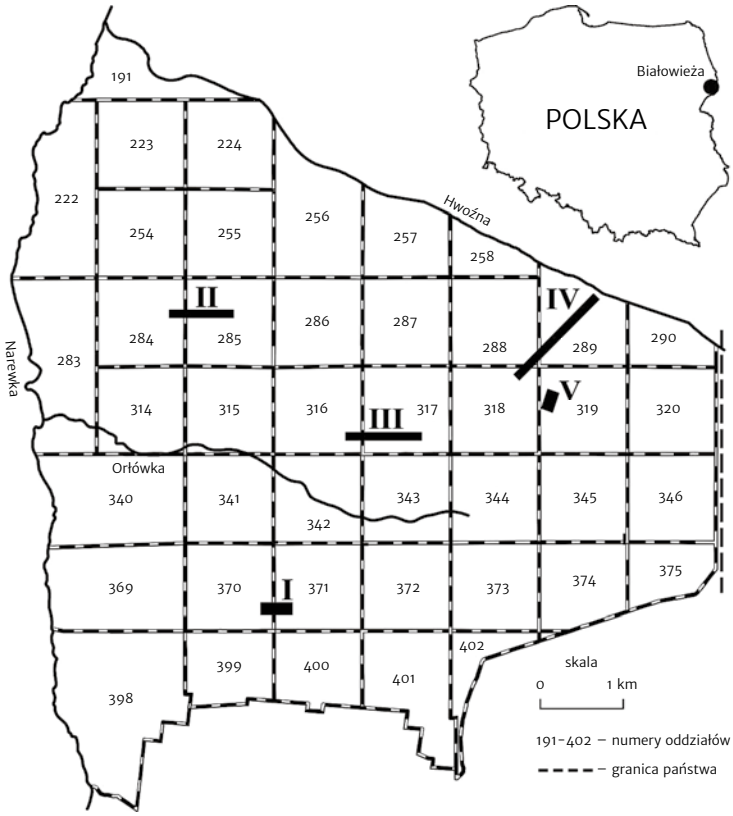
Dzięki inicjatywie i dalekowzrocznej koncepcji prof. T. Włoczewskiego, stałe powierzchnie badawcze Katedry Hodowli Lasu SGGW zlokalizowane na terenie Rezerwatu Ścisłego w Białowieskim Parku Narodowym są obecnie podstawowym źródłem wiedzy na temat wieloletniej dynamiki drzewostanów Puszczy Białowieskiej i tworzących je gatunków drzew w warunkach ochrony ścisłej, tj. przy wyłączeniu bezpośredniej działalności człowieka. W niniejszym opracowaniu przedstawiono najważniejsze wyniki tych badań, ze szczególnym zwróceniem uwagi na długoletnie trendy w zakresie liczebności i struktury demograficznej głównych, reprezentatywnych gatunków drzew. Stwierdzone prawidłowości stanowią punkt wyjścia do dyskusji, mającej na celu określenie znaczenia wieloletnich przemian drzewostanów w warunkach ochrony ścisłej dla zachowania bogactwa przyrodniczego ekosystemów leśnych występujących w Puszczy Białowieskiej oraz sformułowanie na tej podstawie wniosków i postulatów dotyczących optymalnej strategii zarządzania tym unikalnym obiektem.

4.2. Materiał badawczy

Przestrzenne rozmieszczenie stałych powierzchni badawczych Katedry Hodowli Lasu SGGW, założonych przez prof. T. Włoczewskiego na terenie Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego PN, przedstawia ryc. 4.1.

Powierzchnie badawcze mają kształt transektów, przebiegających zgodnie z dominującym kierunkiem zmienności warunków topograficznych i glebowych oraz występujących na nich drzewostanów. W trzech przypadkach szerokość transektów wynosi 40 m, w dwóch – 60 m; długość waha się od 200 do 1380 m; powierzchnia – od 1,20 do 5,52 ha. Sumaryczna wielkość wszystkich 5 powierzchni badawczych wynosi 15,44 ha. Na powierzchniach badawczych występują wszystkie ważniejsze typy zespołów leśnych obecne w Rezerwacie Ścisłym Białowieskiego PN, poczynając od borów sosnowych na siedliskach bagiennych i świeżych, poprzez bory mieszane, różne postacie grądów, a na olsie jesionowym z fragmentami olsu typowego kończąc. W okresie objętym badaniami pomiary drzewostanów występujących na powierzchniach prób-

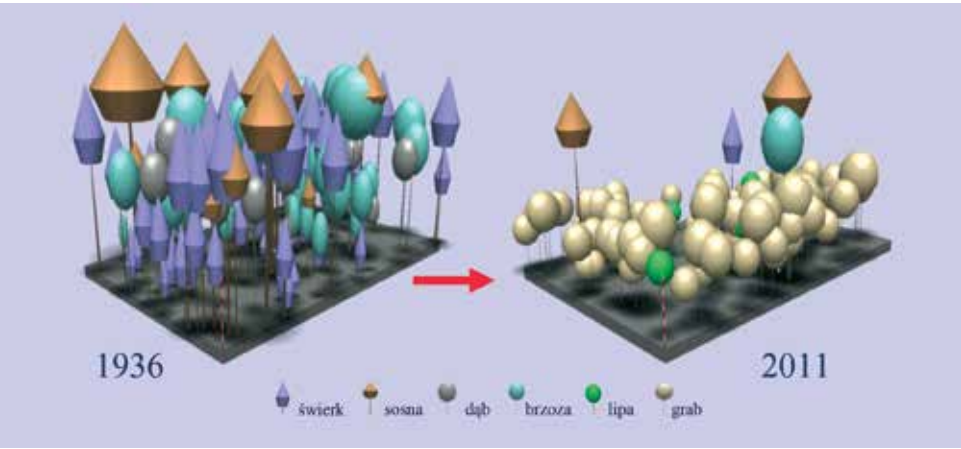
nych przeprowadzono już 7 razy; ich uśrednione terminy są następujące: 1936, 1957, 1970, 1982, 1992, 2002, 2012. Podstawowy zakres badań obejmuje pomiar grubości wszystkich drzew o pierśnicy większej lub równej 5 cm, określenie współrzędnych przestrzennych każdego drzewa, określenie stanu zdrowotnego drzew (3 klasy) oraz ich przynależności do jednej z 5 warstw w drzewostanie. Ponadto, w każdym terminie pomiarowym notuje się tzw. dorosty, czyli drzewa, które po raz pierwszy przekroczyły grubość 5 cm oraz wypady, czyli te, które zamarły od momentu ostatniego pomiaru. Ogólna liczba drzew mierzonych w trakcie każdego pomiaru wynosi ok. 10 000 (z zaznaczającą się tendencją spadkową w okresie badań). Na powierzchniach badawczych występuje ponad 10 różnych rodzajów drzew. Największą rolę odgrywają osika, brzoza, olsza, sosna, dąb, jesion, klon, wiąz, świerk, lipa i grab.



Ryc. 4.1. Przestrzenne rozmieszczenie stałych powierzchni badawczych Katedry Hodowli Lasu SGGW w Białowieskim Parku Narodowym

4.3. Wyniki

Wieloletnią dynamikę przykładowego drzewostanu, reprezentującego zespół *Serratulo-Pinetum* zgodnie z identyfikacją fitosocjologiczną dokonaną przez Zarębę [1972], przedstawiono na ryc. 4.2. Na początku okresu badań drzewostan ten składał się z czterech różnych gatunków drzew: brzozy, sosny, dębu i świerka. Warto podkreślić, że w momencie rozpoczęcia obserwacji populacje wszystkich tych gatunków charakteryzowały się bardzo zróżnicowaną strukturą grubościową i wysokościową. Przykładowo, zróżnicowanie grubości sosen wynosiło od 10 do 100 cm. Po upływie 75 lat dokonała się spontaniczna przebudowa tego drzewostanu. Gatunki, które występowały w tym drzewostanie na początku, obecnie praktycznie ustąpiły (zachowały się tylko pojedyncze egzemplarze) na rzecz grabu, z niewielkim udziałem lipy. Grab, który opanował ten drzewostan, ze względu na swoją dużą siłę konkurencyjną i silne ocienienie wytwarzane przez jego korony, nie dopuszcza żadnych innych (poza lipą) gatunków do odnowienia. Silne ocienienie dna lasu przez grab spowodowało też daleko idące przeobrażenia runa leśnego, o czym będzie jeszcze mowa w dalszej części tego opracowania.



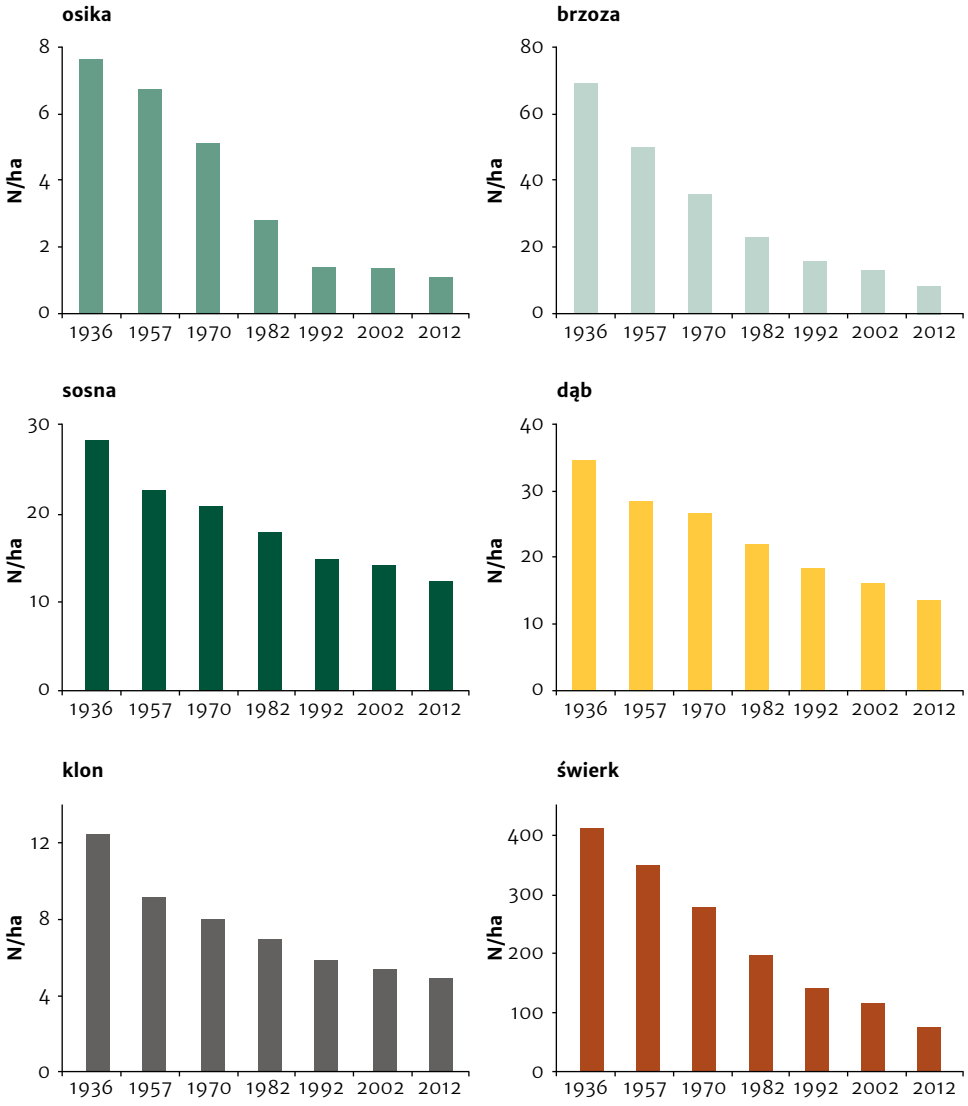
Ryc. 4.2. Wieloletnie zmiany składu gatunkowego oraz struktury przykładowego drzewostanu, występującego na stałej powierzchni badawczej Katedry Hodowli Lasu SGGW w oddz. 319 Białowieskiego Parku Narodowego

Przedstawiony na ryc. 4.2 przykład, aczkolwiek dość skrajny (nie wszystkie drzewostany występujące na powierzchniach badawczych zmieniły się bowiem aż tak bardzo), stanowi dobrą ilustrację ogólnych trendów i kierunków zmian,

jakie miały miejsce w Białowieskim PN w okresie od momentu jego powstania do chwili obecnej. Istotą tych zmian są silne trendy spadkowe w zakresie liczebności zdecydowanej większości gatunków drzew występujących na powierzchniach badawczych. Trendy te obejmują gatunki o bardzo różnych właściwościach biologicznych i wymaganiach ekologicznych, które definiują razem typy strategii życia przez nie reprezentowanych. W całym okresie badań m.in. systematycznie malała liczebność sześciu, spośród ogółem jedenastu rodzajów drzew (ryc. 4.3). W grupie tej znajdują się m.in. topola osika i dwa gatunki brzozy. Są to drzewa o bardzo dużych wymaganiach świetlnych, potrzebujące dużych otwartych powierzchni do skutecznego odnowienia. Aktualna liczba drzew tych gatunków wynosi niewiele ponad 10% stanu wyjściowego. Drugą parę gatunków, która powoli, ale systematycznie ustępuje ze składu gatunkowego drzewostanów w Białowieskim PN stanowią sosna i dąb. Mają one stosunkowo duże wymagania świetlne, co w pewnym stopniu zbliża je do poprzedniej grupy. Od typowych gatunków pionierskich dąb i sosna różnią się m.in. pod względem takich cech, jak maksymalne rozmiary, długowieczność i odporność na różnego rodzaju zaburzenia. Dzięki nim tempo ustępowania tych gatunków jest wolniejsze w porównaniu z osiką i brzozą. Niemniej jednak, obecna wielkość populacji tych gatunków wynosi już tylko około 40% stanu wyjściowego. Warto podkreślić, że z fitosocjologicznego punktu widzenia [por. Faliński 1977], zarówno sosna, jak i dąb stanowią ważne składniki naturalnych klimaksowych zespołów leśnych występujących w Białowieskim PN. Sosna jest podstawowym składnikiem borów, borów mieszanych oraz uboższych postaci grądów, natomiast dąb występuje w borach mieszanych i w grądach.

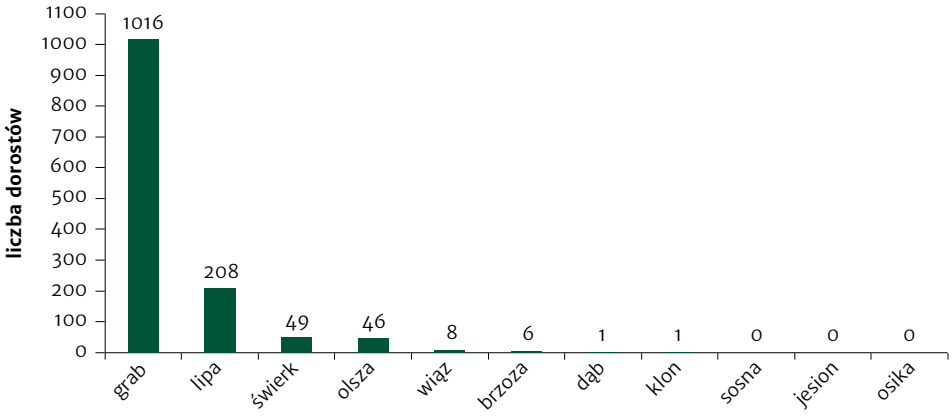
Przykłady gatunków systematycznie ustępujących ze składu drzewostanów poddanych ochronie ścisłej można znaleźć też w przypadku gatunków o zdecydowanie mniejszych wymaganiach świetlnych i w większym lub mniejszym stopniu znoszących ocienienie, przynajmniej w młodości. W tej grupie znajdują się m.in. takie gatunki, jak klon i świerk. Klon, obok grabu i lipy, jest jednym z najważniejszych gatunków tworzących drzewostany na siedliskach grądowych. W okresie badań jego liczebność bardzo silnie zmalała. Ustępuje on ze składu drzewostanów w Białowieskim PN w tempie podobnym do sosny i dębu. W efekcie aktualne jego zagęszczenie stanowi, podobnie jak w przypadku tych dwóch gatunków, około 40% stanu początkowego. Znacznie silniejszy trend spadkowy wystąpił w przypadku bardzo cienioznośnego świerka. Jest to zresztą ten gatunek, który w okresie badań stracił zdecydowanie najwięcej. Podczas

gdy w momencie rozpoczęcia badań pełnił on rolę gatunku dominującego pod względem liczebności, to obecnie spadł na trzecią pozycję (za grab i lipę). Najprawdopodobniej, w niedalekiej przyszłości rola świerka jeszcze bardziej zmaleje, ale już dziś jego stan wynosi zaledwie 20% początkowej wielkości populacji tego gatunku.



Ryc. 4.3. Wieloletnie trendy w zakresie liczebności wybranych gatunków drzew występujących na stałych powierzchniach badawczych Katedry Hodowli Lasu SGGW w Białowieskim Parku Narodowym

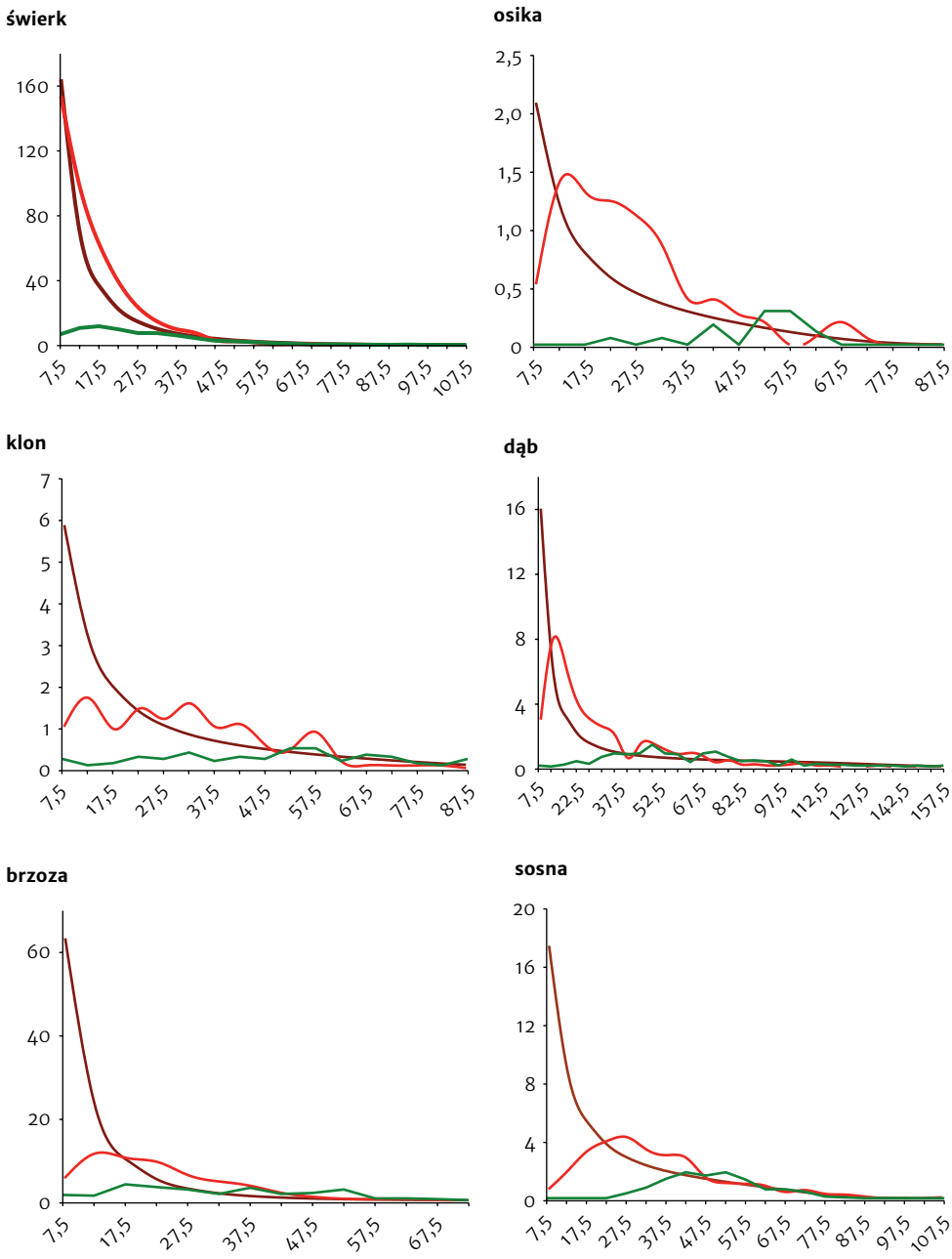
Poza wymienionymi wyżej gatunkami, ujemne trendy wystąpiły jeszcze w kilku dalszych przypadkach. Przykładowo, w porównaniu ze stanem wyjściowym, aktualna liczebność olszy jest mniejsza o ok. ⅓. Takie gatunki, jak lipa oraz jesion, po początkowym okresie wzrostu, także wykazują od pewnego czasu tendencje spadkowe. Dotyczy to szczególnie jesionu, którego aktualna liczebność, w wyniku zjawiska masowego zamierania drzew tego gatunku, jakie wystąpiło w ostatnich kilkunastu latach, stanowi mniej niż 40% stanu początkowego (wskaźnik zbliżony do sosny, dębu i klonu).



Ryc. 4.4. Skład gatunkowy dorostów (drzew o pierśnicy ≥5 cm) w okresie 2002–2012 na stałych powierzchniach badawczych (15,44 ha) Katedry Hodowli Lasu SGGW w Białowieskim Parku Narodowym

Jedynym gatunkiem, którego rola w składzie gatunkowym i budowie zbiorowisk leśnych Białowieskiego PN cały czas rośnie, jest grab. W okresie objętym badaniami zwiększył on swoją liczebność prawie o 400%. Dominacja grabu szczególnie mocno zaznacza się w przypadku procesów dorastania, od których w głównej mierze zależy zachowanie (lub nie) równowagi populacyjnej danego gatunku. Przykładowo, w ostatnim okresie pomiarowym (lata 2002–2012), udział grabu w całkowitej puli wszystkich dorostów wzrósł do ok. 75%. Poza grabem, tylko trzy inne gatunki drzew były w stanie odegrać znaczniejszą rolę w procesach dorastania (lipa, świerk i olsza) – ryc. 4.4.

Ujemnym trendom w zakresie liczebności, jakie występują w przypadku zdecydowanej większości gatunków drzew, występujących w drzewostanach Białowieskiego PN towarzyszą bardzo niekorzystne, z punktu widzenia zachowania trwałości tych populacji, zmiany w strukturze demograficznej.



Ryc. 4.5. Rozkład grubości drzew wybranych gatunków występujących na stałych powierzchniach badawczych Katedry Hodowli Lasu SGGW w Białowieskim Parku Narodowym, na początku (1936 – kolor czerwony) i w końcu (2012 – kolor zielony) okresu badań w porównaniu z krzywą teoretyczną (model - kolor brązowy) [Brzeziecki i in. 2016]

W przypadku drzew dobrą i często wykorzystywaną miarą statusu demograficznego danego gatunku są empiryczne rozkłady pierśnic w przyjętych stopniach grubości. Rozkłady takie przedstawiono na ryc. 4.5 dla wybranych, szczegółowo omówionych już wcześniej gatunków drzew, z uwzględnieniem początku i końca okresu badań. Rozkłady te zostały porównane z krzywymi modelowymi, przedstawiającymi rozkłady liczebności drzew w populacjach będących w stanie dynamicznej równowagi. Krzywe modelowe zostały skonstruowane na podstawie wieloletnich empirycznych danych dotyczących tempa zamierania i tempa przyrostu pierśnicy oraz średniego pierśnicowego pola przekroju poszczególnych gatunków drzew, występujących na powierzchniach badawczych [Brzeziecki i in. 2016].

Z krzywej równowagi wynika, jaka powinna być liczba drzew w poszczególnych klasach grubości, aby całkowita liczebność populacji, przy danej śmiertelności i danym tempie wzrostu na grubość (warunkującym szybkość przemieszczania się drzew z jednej klasy grubości do drugiej) utrzymywała się cały czas na zbliżonym poziomie. Przebieg krzywych równowagi przypomina kształtem odwróconą literę „J". Wynika to stąd, że w populacji znajdującej się w stanie równowagi zawsze jest najwięcej drzew najcieńszych (i najmłodszych), natomiast w miarę przechodzenia do następnych klas grubości ich liczba systematycznie maleje. Z danej klasy do następnej przechodzi bowiem zawsze tylko jakiś procent drzew, ze względu na naturalny proces zamierania. W lesie naturalnym przyczyną tego procesu jest przede wszystkim konkurencja ze strony większych drzew oraz drzew o podobnych rozmiarach, ale rosnących w dużym zagęszczeniu. Dodatkowe przyczyny śmiertelności związane są z naturalnymi procesami starzenia, które dotyczą drzew najstarszych (i z reguły najgrubszych), oraz z naturalnymi zaburzeniami, które mogą prowadzić do śmierci drzew niezależnie od ich wielkości i wieku.

Z porównania krzywych teoretycznych z rozkładami empirycznymi dla gatunków drzew występujących na stałych powierzchniach Katedry Hodowli Lasu SGGW wynika przede wszystkim, że rozbieżności pomiędzy krzywymi teoretycznymi a rozkładami teoretycznymi, widoczne w przypadku wielu gatunków już w momencie rozpoczęcia badań i pomiarów, znacznie się pogłębiły w okresie objętym obserwacjami. Nawet jeżeli w przypadku wszystkich analizowanych tu gatunków w pierwszym terminie pomiarowym w różnych zakresach grubości występował nadmiar drzew w porównaniu z rozkładem teoretycznym (osika, brzoza, sosna, dąb, klon i przede wszystkim świerk), to, po upływie 75 lat badań, nadmiar ten w zdecydowanej większości przypad-

ków zniknął. Obecnie regułą jest nie nadmiar, ale niedobór drzew w szerokim zakresie grubości, ze szczególnym jednak uwzględnieniem początkowych klas zmienności pierśnic. Rozkłady grubości, jakie obecnie charakteryzują większość gatunków, są silnie spłaszczone – w ogóle nie przypominają krzywej „J", i są typowe dla populacji starzejących się, w których brakuje młodych osobników, które mogłyby zastąpić stare drzewa, gdy te, prędzej czy później, zamrą.

4.4. Wpływ zmian w składzie gatunkowym i strukturze drzewostanów na różnorodność biologiczną ekosystemów Puszczy Białowieskiej

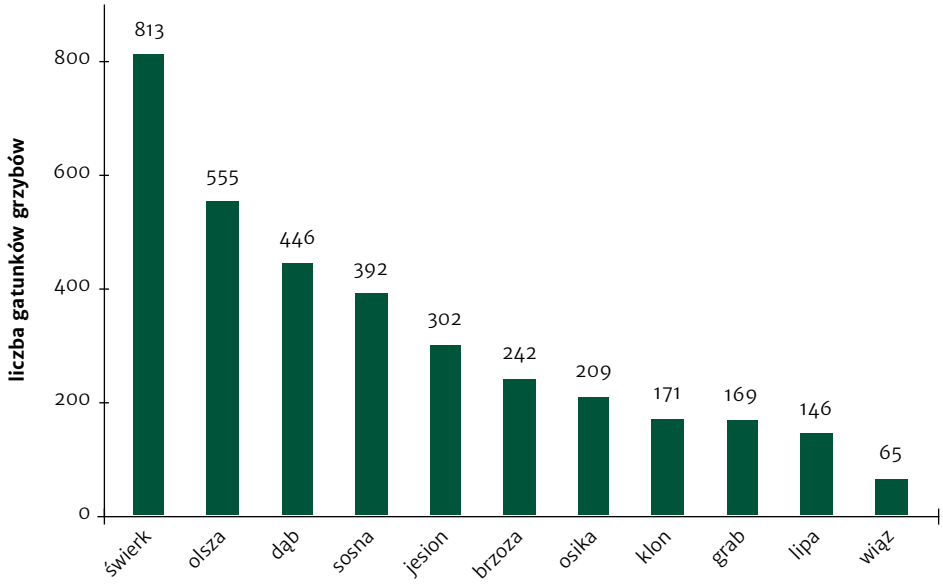
Przedstawione wyżej trendy w zakresie liczebności i struktury demograficznej głównych gatunków drzew występujących w drzewostanach Białowieskiego PN mają ogromny wpływ na funkcjonowanie występujących tu ekosystemów leśnych. Drzewa są podstawowymi składnikami ekosystemów leśnych (por. koncepcję *foundation species*), od których zależą takie procesy, jak produktywność, bilans wodny, tempo dekompozycji materii organicznej, obieg składników pokarmowych, sekwestracja węgla i przepływ energii (Ellison i in. 2005). Drzewa występujące w ekosystemach leśnych wpływają także, w bezpośredni lub przynajmniej pośredni sposób, na funkcjonowanie wszystkich pozostałych elementów biocenozy lasu. Każda zmiana w układzie gatunków drzew tworzących dane zbiorowisko leśne przekłada się na zmianę całej biocenozy lasu. Biorąc pod uwagę fakt, że istotą zmian zachodzących w zbiorowiskach leśnych Białowieskiego PN jest systematycznie zmniejszająca się rola i udział wielu gatunków drzew, prędzej czy później musi to spowodować negatywne następstwa dla ogólnie rozumianej różnorodności biologicznej tego obszaru. Konkretnych przykładów w tym zakresie dostarczają m.in. wieloletnie badania geobotaniczne prowadzone na terenie Białowieskiego PN [Matuszkiewicz 2011]. Wspomniany autor zbadał, jak w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat zmienił się skład florystyczny kilku najważniejszych typów zespołów roślinnych występujących w Białowieskim PN. Przykładem szczególnie wyraźnych i daleko idących zmian jest zespół *Serratulo-Pinetum*. Jak pisze autor, bogactwo gatunkowe płatów boru mieszanego *Serratulo-Pinetum* stale się zmniejsza, ostatnio trochę wolniej, średnio w tempie 0,6 gatunków na rok. Zanikły całkowicie gatunki wyróżniające dla zespołu *Serratula tincto-*

ria i *Betonica officinalis*, natomiast inne znacznie ograniczyły występowanie, np. *Polygonatum odoratum* i *Peucedanum oreosolinum*. Coraz rzadsze stają się gatunki rodziny *Pyrolaceae* (gruszyczkowate), w tym *Orthilia secunda* (ortylia jednostronna) – gatunek charakterystyczny dla zespołu. Ogółem, obecny stan tych gatunków wynosi 20% stanu wyjściowego sprzed 50 lat. Ujemne trendy obejmują gatunki charakterystyczne dla klasy *Querco-Fagetea*: *Lilium martagon*, *Lathyrus vernus*, *Hepatica nobilis*, *Daphne mezereum*, *Melica nutans*, *Corylus avellana*. Inne przykłady gatunków, w tym rzadkich i chronionych, obecnych przed 50 laty, teraz nie występujących wcale lub coraz rzadszych to m.in.: *Melampyrum nemorosum, Geranium sylvaticum, Thalictrum minus, Vicia dumetorum, Potentilla erecta, Aquilegia vulgaris, Succisa pratensis, Hierochloë australis, Clinopodium vulgare, Digitalis grandiflora, Vicia sylvatica*, *Hieracium umbellatum, Rhytidiadelphus triquetrus, Ajuga reptans, Veronica chamaedrys, Viola riviniana i Solidago virgaurea.* Do gatunków występujących coraz częściej należy w pierwszym rzędzie *Rubus idaeus*, a także *Chamaenerion angustifolium*, który pojawił się w ostatnim okresie. W konkluzji autor stwierdza, że zespół *Serratulo-Pinetum*, szeroko rozpowszechniony na terenie Białowieskiego Parku Narodowego w latach 50-tych, w ciągu 40 lat zanikł praktycznie całkowicie.

Według Matuszkiewicza [2011], z dużym prawdopodobieństwem można zakładać, że zmiany zachodzące w przypadku obszaru objętego ochroną ścisłą, polegające na uproszczeniu (zubożeniu), mają naturalny charakter i są przejawem regeneracji zbiorowisk poddanych wcześniej presji ze strony człowieka. Innymi słowy, zregenerowane postaci zespołów są wyraźnie uboższe pod względem florystycznym niż postacie „zniekształcone" (antropogeniczne). Tak więc spontaniczna renaturalizacja, przebiegająca w warunkach ochrony ścisłej, prowadzi do redukcji różnorodności florystycznej zbiorowisk, a stopniowo nawet do zmniejszenia zróżnicowania na poziomie zespołów roślinnych. W przypadku obszarów objętych ochroną ścisłą można tylko biernie obserwować takie procesy, ale, jak podkreśla Matuszkiewicz [2011], w przypadku innych lasów warto by podjąć działania, które umożliwiłyby zachowanie bogactwa florystycznego, a także całego piękna borów mieszanych. Celem tych działań powinno być przede wszystkim utrzymanie odpowiedniego udziału i proporcji między sosną, dębem i świerkiem, jako głównymi składnikami drzewostanów reprezentujących zespół boru mieszanego *Serratulo-Pinetum*.

Nie ulega wątpliwości, że już obecnie, a tym bardziej w najbliższej przyszłości, można oczekiwać podobnych efektów, jak te opisane w przypadku różnorod-

ności florystycznej runa występującego w borach mieszanych, w odniesieniu do innych grup organizmów leśnych. Jest rzeczą powszechnie znaną, że z każdym gatunkiem drzewa związane są inne zestawy gatunków reprezentujących różne grupy organizmów leśnych, takie jak ptaki, owady, grzyby, porosty, mszaki itd. Można to zilustrować przykładem zaczerpniętym z badań szwajcarskich, w których określono liczbę gatunków grzybów związanych z poszczególnymi gatunkami drzew [Senn-Irlet 2008]. Jak można zauważyć, z poszczególnymi gatunkami drzew związana jest różna liczba gatunków grzybów. Pod tym względem wyróżnia się szczególnie świerk. Kolejne miejsca w tym zestawieniu zajmują olsza, dąb, sosna i jesion. Najmniej gatunków grzybów jest natomiast związanych z wiązem, lipą i grabem.



Ryc. 4.6. Liczba gatunków grzybów związanych z poszczególnymi gatunkami drzew [na podstawie Senn-Irlet 2008]

Tak się składa, że w naturalnych drzewostanach Białowieskiego PN ustępują te gatunki (świerk, dąb, sosna, jesion), z którymi związana jest potencjalnie największa liczba gatunków grzybów. W okresie ostatnich kilkudziesięciu lat najbardziej wzrosła i nadal wzrasta rola grabu i lipy, które pod tym względem zajmują końcowe miejsca w podanym wyżej zestawieniu.

Ale nie tylko o liczbę gatunków chodzi. Chodzi także o aspekty jakościowe. Z każdym gatunkiem drzewa związana jest na ogół pewna, mniejsza lub większa, liczba organizmów z różnych grup systematycznych, które są specyficzne dla tego konkretnego gatunku i które nie występują na drzewach żadnego innego gatunku. Tak więc utrata jakiegokolwiek gatunku zawsze pociąga za sobą utratę tych wszystkich innych zespołów organizmów, które są z nim związane. Biorąc pod uwagę aktualne trendy rozwojowe w zbiorowiskach leśnych Białowieskiego PN (ustępowanie świerka, sosny, dębu i innych gatunków oraz silny wzrost znaczenia lipy i szczególnie grabu) można z dużym prawdopodobieństwem oczekiwać daleko idącej redukcji zróżnicowania występujących tu gatunków grzybów, a zapewne także wielu innych organizmów leśnych.

4.5. Podsumowanie i wnioski

Ochrona ścisła, kierująca się nadrzędną zasadą ochrony naturalnych procesów, nie gwarantuje automatycznie zachowania wysokiego poziomu zróżnicowania i bogactwa przyrodniczego ekosystemów leśnych. Sprzyjając pewnym grupom gatunków (w tym wielu cennym i autentycznie zagrożonym), jednocześnie prowadzi ona do pogorszenia warunków życia wielu innych (w tym również cennych i zagrożonych), aż do ich całkowitej eliminacji z ekosystemu włącznie. Większość pozytywnych aspektów związanych z ochroną ścisłą ma stosunkowo krótkotrwały charakter; z czasem zaczynają dominować zjawiska negatywne. Z wieloletnich badań prowadzonych na stałych powierzchniach badawczych w Białowieskim Parku Narodowym wynika w sposób jednoznaczny, że ochrona ścisła powinna być jedynie uzupełnieniem, a nie głównym elementem strategii ochrony i zachowania wysokiego poziomu różnorodności biologicznej. Skuteczna i trwała ochrona bogactwa przyrodniczego wymaga zastosowania na szeroką skalę zasad półnaturalnej hodowli lasu oraz aktywnego kształtowania drzewostanów zróżnicowanych pod każdym względem: gatunkowym, wiekowym i przestrzennym, z zapewnieniem odpowiedniej ilości, jakości i przestrzennego rozmieszczenia martwego drewna. Taka strategia (model) byłaby też najbardziej właściwa z punktu widzenia zachowania walorów przyrodniczych Puszczy Białowieskiej w długiej perspektywie czasowej.

Literatura

Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H., 1998a, *Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland*, „Journal of Vegetation Science", nr 9, s. 229–238.

Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H., 1998b, *Rozwój drzewostanów naturalnych Białowieskiego Parku Narodowego w okresie od 1936 do 1996 roku*, Fundacja „Rozwój SGGW", Warszawa, s. 1–271.

Brzeziecki B., 2005, *Lasy naturalne: wzorzec dla lasów zagospodarowanych?*, „Las Polski", nr 8, s. 10–12.

Brzeziecki B., 2008, *Wieloletnia dynamika drzewostanów naturalnych na przykładzie dwóch zbiorowisk leśnych Białowieskiego Parku Narodowego*: Pino-Quercetum *i* Tilio-Carpinetum, „Studia Naturae", nr 54, cz. II, s. 9–22.

Brzeziecki B., Bernadzki F.E., 2008, *Langfristige Entwicklung von zwei Waldgesellschaften im Białowieża-Urwald*, „Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen", nr 159/4, s. 80–90.

Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Szeligowski H., Dzwonkowski M., 2012, *Zagrożone gatunki drzew Białowieskiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły)*, „Sylwan", nr 156 (4), s. 252–261.

Brzeziecki B., Pommerening A., Miścicki S., Drozdowski S., Żybura H., 2016, *A common lack of demographic equilibrium among tree species in Białowieża National Park (NE Poland): evidence from long-term plots*, „Journal of Vegetation Science", nr 27, s. 460–469.

Ellison A.M., Bank M.S., Clinton B.D., Colburn E.A., Elliott K., Ford C.R., Foster D.R., Kloeppel B.D., Knoepp J.D., Lovett G. i in., 2005, *Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems*, „Frontiers in Ecology and the Environment", nr 3, s. 479–486.

Faliński J.B., 1977, *Zielone grądy i czarne bory Białowieży*, cz. tekstowa, Nasza Księgarnia, Warszawa.

Matuszkiewicz J.M., 2011, *Changes in the forest associations of Poland's Białowieża Primeval Forest in the second half of the 20th century*, „Czasopismo Geograficzne", nr 82, s. 69–105.

Paczoski J., 1930, *Lasy Białowieży*, PROP, Poznań.

Senn-Irlet B., 2008, *Welches sind pilzreiche Holzarten?*, „Wald und Holz", nr 10, s. 57–59.

Włoczewski T., 1954, *Materiały do badania zależności między drzewostanem i glebą w przestrzeni i w czasie*, „Prace IBL", nr 123, s. 161–249.

Zaręba R., 1972, *Charakterystyka fitosocjologiczna powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego*, „Folia Forestalia Polonica", Seria A – *Leśnictwo*, nr 20, s. 53–66.

5. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody

Paweł Pawlaczyk

5.1. Wstęp

Śmierć drzew jest warunkiem życia lasu. Teza ta, choć pozornie paradoksalna, jest prawdziwa zarówno w lasach użytkowanych gospodarczo, jak i w lasach kształtowanych przez procesy naturalne. Trwałość ekosystemu polega m.in. na wymianie jego komponentów, a trwałość lasu – na wymianie drzew, które go tworzą. Śmierć drzew jest elementem tej wymiany.

W lesie użytkowanym gospodarczo śmierć drzew jest spowodowana najczęściej ich wycinaniem, a następnie całkowitym usuwaniem z ekosystemu, z czym jednak nieodłącznie związany jest proces odnowienia lasu. O śmierci drzew, a także o czasowym i przestrzennym wzorze ich uśmiercania najczęściej decyduje leśnik, a wzory te skodyfikowane są przez sztukę leśną jako tzw. typy rębni i trzebieży.

W lasach kształtowanych przez procesy naturalne przyczyny śmierci drzew mogą być bardzo różne. Zjawisko to może być zróżnicowane zarówno czasowo, jak i przestrzennie: od zamierania pojedynczych drzew i powstawania drobnych luk w drzewostanie, po procesy jednoczesnej śmierci drzew na dużych powierzchniach, np. w wyniku pożarów, wiatrołomów lub gradacji owadów. Biomasa martwych drzew w tym przypadku pozostaje jednak w ekosystemie, a zwolnione miejsce w strukturze drzewostanu wypełniane jest zwykle przez inne osobniki gatunków drzewiastych.

Znaczenie procesów związanych ze śmiercią drzew w ekologii ekosystemów leśnych sprawia, że zagadnienie to jest przedmiotem wielu badań. Warto tu wspomnieć, że w polskiej ekologii pionierskimi badaniami w tym

zakresie były prace prof. J. B. Falińskiego [1978] prowadzone w rezerwacie ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego w Puszczy Białowieskiej. Były to pierwsze w Polsce badania nad rolą martwych drzew (w tym przypadku wykrotów) w funkcjonowaniu ekosystemu leśnego oraz pierwsze, w których próbowano szacować liczbę i objętość martwych drzew w ekosystemie oraz ich zmiany.

Zagadnienie śmierci drzew jest także przedmiotem koncepcji operacyjnych ochrony przyrody, w tym zarówno sztuki zarządzania chronionymi obszarami przyrodniczymi, jak i sztuki integracji ochrony przyrody z leśnictwem. Martwe drzewa podtrzymują różnorodność biologiczną i wpływają w dużym stopniu na funkcjonowanie ekosystemów leśnych.

Masowe zamieranie świerków w Puszczy Białowieskiej, choć przejmujące wizualnie i budzące emocje zarówno leśników, jak i postronnych obserwatorów, nie jest szczególnie wyjątkowym zjawiskiem ekologicznym. Jest to jeden z wielu w skali świata przypadków „wielkoobszarowego zaburzenia", w wyniku którego do śmierci drzew dochodzi w krótkim czasie na dużej powierzchni. W dyskusji nad sposobami postępowania w tej sytuacji istotny jest więc szerszy kontekst zagadnień związanych ze śmiercią drzew, z ekosystemową rolą martwej biomasy i prawidłowościami regeneracji ekosystemów leśnych po wielkoobszarowych zaburzeniach, a także dorobek, jaki ma w tym zakresie współczesna ekologia lasu i sztuka ochrony przyrody.

5.2. Martwe drzewa jako element struktury ekosystemów leśnych

Literatura na temat roli martwych drzew w ekosystemie leśnym jest bogata [np. Harmon i in. 1986, Stevens 1997, Solon 2002, Gutowski i in. 2004, Merganičova i in. 2012, Stokland, Siitonen i Jonnsson 2012 i lit. tam cyt.], a wiedza na ten temat szybko się poszerza. Dobrze znane i wielokrotnie opisywane jest znaczenie martwych drzew dla leśnej różnorodności biologicznej, jako fakultatywne lub obligatoryjne siedlisko wielu organizmów. Oczywisty jest wpływ procesów śmierci drzew i rozkładu ich pozostałości na zjawiska przepływu energii i obiegu materii w ekosystemie. Znany jest także wpływ na retencję wody i gromadzenie węgla. Mniej oczywiste, ale równie ważne są np. oddziaływania na procesy odnawiania się innych drzew, modyfikacje mikrorzeźby terenu,

wpływ na kształtowanie się runa leśnego czy wymuszanie zmiany zachowania się zwierząt, a w ślad za tym – zmiany ich oddziaływania na ekosystemy.

Zdecydowana większość lasów jest użytkowana gospodarczo, a sednem tego użytkowania jest zabieranie z lasu biomasy drzew, co w oczywisty sposób ogranicza występowanie drzew martwych. Nic więc dziwnego, że procesy, zjawiska i gatunki związane z takimi drzewami są przedmiotem szczególnego zainteresowania ochrony przyrody, a ilość, jakość i ciągłość występowania rozkładającego się drewna traktowana jest jako bardzo istotny, z punktu widzenia ekologii i ochrony przyrody, parametr ekosystemu leśnego.

W najbardziej ogólnym przybliżeniu, zasoby martwych drzew w lesie mogą być scharakteryzowane ilością ich biomasy, przypadającą na jednostkę powierzchni. Klasyczne ujęcie metodyczne zakłada, że zlicza się objętość leżących i stojących martwych drzew oraz ich fragmentów o grubości powyżej 7–10 cm i co najmniej kilku metrach długości (standardowo nie wlicza się drewna pniaków i mniejszych fragmentów, co nie neguje ich ważnej roli ekologicznej, ale jest konieczne dla zapewnienia porównywalności wyników). Tak rozumiany wskaźnik wchodzi w skład programu Doskonalenia Europejskich Wskaźników Bioróżnorodności SEBI (ang. Streamlining European Biodiversity Indicators) jako jeden ze wskaźników różnorodności biologicznej (ang. biodiversity indicators) monitorowanych przez Europejską Agencję Środowiskową.

W praktycznych dyskusjach na temat ochrony przyrody pada najczęściej pytanie, ile martwego drewna powinno być w lesie. Ekologia może co najwyżej odpowiedzieć, jakie ilości rozkładającego się drewna spotyka się w ekosystemach oraz czy, i jakie, są korelacje pomiędzy ilością martwych drzew a różnorodnością biologiczną i funkcjonowaniem ekosystemu leśnego.

Objętość martwego drewna w kształtowanych przez naturalne procesy lasach Europy waha się znacznie, sięgając często do 100 m^3/ha, a niekiedy wręcz do 550 m^3/ha [Hahn i Christensen 2004, Gutowski i in. 2004 i lit. tam cyt., Christensen i in. 2005]. Należy jednak mieć na uwadze, że najwyższe podane wartości dotyczą przeważnie lokalnych wielkoobszarowych zaburzeń, o których mowa dalej.

W wielu badaniach udowodniono korelację między zasobnością martwych drzew (w m^3/ha) a różnorodnością biologiczną poszczególnych grup organizmów; także występowaniem lub dobrym stanem populacji konkretnych gatunków. Uzyskiwane wyniki są zróżnicowane a, co za tym idzie, proponowane na ich podstawie wartości progowe także są różne. Przykładowo, Haase,

Topp i Zach [1998] badający lasy bukowo-dębowe na terenie Niemiec sugerują, że dla właściwego wykształcenia się zespołów ksylobiontów potrzeba więcej martwych drzew niż 40 m^3/ha. Frank [2002] wykazuje, że dla dzięcioła białogrzbietego w Alpach wartością progową jest 56 m^3/ha, natomiast Bütler-Sauvain [2003], że dla dzięcioła trójpalczastego w lasach alpejskich progiem jest średnio 18 m^3/ha martwych drzew stojących. Zawadzka i in. [2013] na podstawie przeglądu literatury wskazują, że siedliska optymalne, np. dla niektórych gatunków dzięciołów, wymagają 30–50 m^3/ha martwych drzew. Ranius i Fahrig [2006], zestawiając różne dane i budując model „prawdopodobieństwa wyginięcia gatunków", zwracają uwagę, że kompletna ochrona zagrożonych gatunków ksylobiontów jest możliwa przy istnieniu w krajobrazie płatów o zasobach martwych drzew powyżej 100 m^3/ha, choć najmniej wymagające spośród zagrożonych gatunków ksylobiontów mogą funkcjonować już przy 20 m^3/ha. Økland i in. [1996] wskazywali, że ilość martwego drewna poniżej 2300 m^3/km^2 lasu powoduje zanikanie niektórych gatunków chrząszczy związanych z tym środowiskiem. Müller i in. [2010] uważają, że w Parku Narodowym Lasu Bawarskiego, dla ochrony pełni różnorodności ksylobiontycznych chrząszczy, konieczne są zasoby martwych drzew rzędu 45 m^3/ha. Na podstawie badań przeprowadzonych w Skandynawii Hanski [2004] sugeruje, że dla zachowania różnorodności biologicznej konieczna jest obecność fragmentów lasu zawierających ponad 50 m^3/ha martwych drzew lub większych obszarów leśnych, na których zasobność martwych drzew wynosi 20–30 m^3/ha.

Te i inne publikacje, dotyczące reakcji różnych grup organizmów na zasobność martwych drzew w ekosystemie, stały się przedmiotem przedstawionej przez Müller i Bütler [2010] przeglądowej analizy „wartości progowych" ilości martwego drewna w lasach Europy, ustalanych na podstawie badań różnych grup organizmów. Wartości niezbędne dla utrzymania różnorodności biologicznej wahały się w Europie na poziomie 10–80 m^3/ha, w tym 20–30 m^3/ha w iglastych lasach borealnych, 30–40 m^3/ha w mieszanych lasach górskich, 30–50 m^3/ha w liściastych lasach niżowych.

Wiedza ta przekłada się, choć w różnym stopniu, na kryteria stosowane do celów operacyjnych, np. oceny stanu ekosystemów leśnych lub wyznaczania celów ochrony przyrody, jakie przyjęto w różnych krajach Europy [por. przykładowo dla kwaśnych buczyn zestawienie Thauront i Stallegger 2008; por. także Tabor 2014]. Nie ma w Unii Europejskiej kraju, który nie wykorzystywałby do oceny stanu ekosystemów leśnych wskaźników odnoszących się do obecności

i ilości martwych drzew [Czerepko, Hilszczański i Jabłoński 2014], jednak stosowane kryteria są rozmaite. Przykładowo, w Brandenburgii jako próg właściwego stanu siedlisk przyrodniczych Natura 2000 przyjęto 40 m^3/ha. Zingstra i in. [2009] w bułgarskim przewodniku do oceny stanu siedlisk przyrodniczych przyjęli, że „we właściwym stanie leśnego siedliska przyrodniczego martwe drewno powinno stanowić powyżej 8% miąższości drzewostanu i równocześnie powinno być co najmniej 10 martwych drzew stojących/ha; a stan siedliska można uznać za właściwy, gdy ten warunek jest spełniony na co najmniej 60% powierzchni". Brytyjska Forestry Commission [2002] zaleca w stosunku do istniejących od dawna lasów półnaturalnych (ang. ancient semi-natural woodlands) przyjęcie jako długookresowego celu 40–100 m^3/ha martwego drewna ≥20 cm grubości, natomiast jako wytyczną do bieżącego zarządzania utrzymanie co najmniej 20–40 m^3/ha martwego drewna ≥20 cm grubości. Dla lasów borealnych oraz olsów w krajach bałtyckich zalecono utrzymanie objętości martwych drzew powyżej 50 m^3/ha [Kuris i Ruskule 2006], a w przedsięwzięciach renaturyzacji lasów o antropogenicznej strukturze – przyjmowanie, jako celu do osiągnięcia, zasobów martwych drzew co najmniej 20–30 m^3/ha, albo 10–15% miąższości drzewostanu, przy zachowaniu pełnego zróżnicowania stopni rozkładu martwych drzew występujących w lesie. W Polsce kryteria oceny stanu leśnych siedlisk przyrodniczych zakładają dla większości z tych siedlisk, że progiem „stanu właściwego" jest 20 m^3/ha [Mróz 2010–2015].

Oczywiście, zagadnienie związku różnorodności biologicznej z obecnością i ilością martwych drzew w lesie jest znacznie bardziej złożone. Sama objętość martwych drzew leżących i stojących, choć zwykle skorelowana z obecnością rzadkich i ginących gatunków, nie jest jedynym, a często nawet nie najważniejszym predyktorem różnorodności biologicznej. Wiele badań pokazuje, że równie ważna, a nawet ważniejsza, może być jakość mikrosiedlisk związanych z rozkładającym się drewnem. Można zaliczyć do niej obecność szczególnych jego form: grubych kłód, martwych drzew stojących, drzew w ściśle określonym stadium rozkładu; grubych fragmentów martwych drzew w miejscach ciepłych i naświetlonych [Redolfi, Battisti i Carpaneto 2014, Czerepko, Hilszczański i Jabłoński 2014, Plewa, Jaworski i Hilszczański 2014 i lit. tam cyt.]. Dlatego, wśród celów stawianych z punktu widzenia ochrony przyrody, często stosowane są kryteria odnoszące się nie do samej objętości martwych drzew, ale do zagęszczenia kluczowych struktur biocenotycznych, np. martwych drzew o określonej formie i rozmiarach [Thauront i Stallegger 2008, Tabor 2014, Kraus

i Krumm 2013 i lit. tam cyt.]. Podkreślane jest także, że dla zachowania różnorodności biologicznej istotna jest nie tylko średnia ilość martwych drzew, ale i ich rozmieszczenie w skali krajobrazu [Jonsson, Kruys i Ranius 2005, Ranius i Fahrig 2006, Sverdrup-Thygeson, Gustafsson i Kouki 2014], w tym istnienie miejsc, gdzie ilości martwych drzew są wysokie i bardzo wysokie.

Na występowanie gatunków ksylobiontycznych ma także wpływ historia lasu. Przykładowo, lokalne wyniszczenie takich gatunków związanych z rozkładającym się drewnem powoduje, że nawet odtworzenie znacznej ilości martwych drzew w danym ekosystemie nie musi prowadzić do odbudowy zespołów ksylobiontów, choć odpowiedź różnych grup organizmów może być bardzo różna. Z drugiej strony, silne populacje gatunków ksylobiontycznych mogą niekiedy przez pewien czas funkcjonować także w ekosystemie zubożonym o optymalne dla nich siedliska, stwarzając złudne wrażenie właściwego stanu ochrony [Kraus i Krumm 2013]. Jak słusznie zwraca uwagę Szwagrzyk [2014], dyskusje dotyczące ilości metrów sześciennych drewna, które powinny pozostawać na hektarze lasu do naturalnego rozkładu, wiążą się z nadmiernym uproszczeniem bardzo złożonego zjawiska, jakim jest zachowanie ciągłości procesów i struktur w ekosystemach leśnych, w tym procesów zamierania drzew i rozkładu martwych pni, a rozwiązaniem tego problemu nie jest osiągnięcie zakładanych wartości progowych „martwego drewna", lecz zachowanie ciągłości procesów ekologicznych.

Jednak, mimo wszystkich słusznych zastrzeżeń, najprostszy wskaźnik ilości martwego drewna pozostawionego w lesie jest, i zapewne będzie, szeroko stosowany, choćby ze względu na najszerszą dostępność tych podstawowych danych. Wszystkie jakościowe charakterystyki zasobów martwych drzew, a także ciągłość istnienia takich zasobów, zwykle w praktyce są dość silnie skorelowane z ilością rozkładającego się drewna.

Opublikowany ostatnio przez Europejski Instytut Leśny monograficzny przegląd zagadnień związanych z integracją ochrony przyrody i leśnictwa [Kraus i Krumm 2013] odwołuje się do podanych wyżej wartości progowych według Müller i Bütler [2010], jednocześnie podkreślając konieczność zapewnienia odpowiedniej jakości zasobów martwych drzew (zróżnicowane formy, zróżnicowany stopień rozkładu, obecność martwych drzew o grubości powyżej 50 cm – zarówno leżących jak i stojących), a także zwracając uwagę, że niektóre gatunki można utrzymać w ekosystemie tylko przy zasobach znacznie wyższych – rzędu 100 m^3/ha. Monografia podkreśla też złożoność zagadnienia

integracji ochrony przyrody i leśnictwa oraz niebagatelne znaczenie wszystkich przytoczonych wyżej uwarunkowań.

Fot. P. Pawlaczyk

Ryc. 5.1. Jedną z cech Puszczy Białowieskiej, decydującą o jej walorach przyrodniczych, są wysokie i różnorodne zasoby martwych drzew. Grąd w Białowieskim Parku Narodowym

Puszcza Białowieska jest obszarem wybitnym pod względem różnorodności organizmów związanych z rozkładającym się drewnem, co potwierdziły studia dotyczące różnych grup organizmów [Faliński i Mułenko 1997, Gutowski i Jaroszewicz red. 2001, Gutowski i Jaroszewicz 2004, Gutowski i in. 2009, Kujawa 2009, Cieśliński 2009, Karasiński i Wołkowycki 2015]. W samej Puszczy obszarem najcenniejszym pod tym względem jest Białowieski Park Narodowy, a zwłaszcza obręb ochronny Orłówka. Nie oznacza to wprawdzie, że warunki puszczańskie są optymalne dla wszystkich gatunków ksylobiontycznych – na przykład Plewa, Jaworski i Hilszczański [2014] wskazują, że liczba gatunków dębowych ksylobiontów termofilnych w Nadleśnictwie Hajnówka jest przeciętna. Jednak niewątpliwie kompleks leśny Puszczy Białowieskiej ma kluczowe znaczenie w ochronie różnorodności biologicznej Polski i Europy, właśnie ze względu na gatunki leśne związane z martwymi drzewami. Jest to skorelowane ze znacznymi, jak na polskie warunki, zasobami rozkładającego się drewna – w części zarządzanej przez Lasy Państwowe w 2011 r. wynosiły one przeciętnie 24,76 m^3/ha [Tabor 2014]. Podobne średnie zasoby martwego

drewna w lesie gospodarczym spotyka się jeszcze w lasach karpackich, i tam również skorelowane są one z występowaniem unikatowych gatunków ksylobiontów. W wyniku obecnej gradacji kornika zasoby martwych drzew w części zarządzanej przez Lasy Państwowe zapewne jeszcze wzrosły. W rezerwatach przyrody w Puszczy zasoby martwego drewna sięgają ok. 50 m^3/ha, w obrębie ochronnym Orłówka BPN (od lat 20. ubiegłego wieku chronionym biernie) – ok. 180 m^3/ha, a w obrębie ochronnym Hwoźna BPN (kilkanaście lat niemal biernej ochrony) – ok. 80 m^3/ha. Na ten poziom zasobów martwych drzew wpłynęła ochrona bierna znacznych fragmentów lasu, jak również epizody wielkopowierzchniowego zamierania niektórych gatunków drzew, np. choroba jesionu i kolejne gradacje kornika. W kształtowaniu obecnego obrazu Puszczy znaczny udział miały różnorodne procesy, w wyniku których, oprócz stosunkowo wysokiej ilości martwej biomasy drzewnej, mamy tu także do czynienia z pełną różnorodnością jej form oraz z ciągłością jej występowania w ekosystemach, co stwarza unikatowe na skalę Polski warunki dla gatunków ksylobiontycznych. To właśnie te gatunki są, oprócz może tylko żubra, najważniejszymi, bo unikatowymi w Polsce i w Europie przedmiotami ochrony w wyznaczonych na terenie Puszczy obszarach Natura 2000 [Pawlaczyk 2009b].

Fot. P. Pawlaczyk

Ryc. 5.2. Zasoby martwych drzew w Puszczy są wyrazem znacznej roli naturalnych procesów przyrodniczych kształtujących ekosystemy leśne. Bór sosnowo-świerkowy w toku zmian

5.2. Martwe drzewa jako przejaw naturalnych wielkoobszarowych zaburzeń w ekosystemach

5.2.1. Zaburzenia jako przedmiot badań ekologii

Śmiertelność drzew w lesie może mieć charakter ciągłego procesu o w miarę stabilnym nasileniu, ale może także przybierać formę krótkotrwałych epizodów prawie jednoczesnej śmierci drzew na dużej powierzchni. Siłą sprawczą śmierci drzew są bowiem różne czynniki. Niektóre z nich, np. zjawiska katastroficzne, takie jak pożary czy wiatrołomy, mają ze swej natury nagły charakter oraz z reguły dotyczą większych obszarów. Takie zdarzenia opisywane są w ekologii jako zaburzenia (ang. disturbance), przy czym termin ten nie jest zabarwiony negatywnie. Paradygmatem współczesnej ekologii jest, że zaburzenia różnego charakteru i o różnej skali to zupełnie naturalne i powszechne zjawiska w ekosystemach, mogące w znacznym stopniu determinować dalsze ich funkcjonowanie [por np. Picket i White 1985, Franklin i in. 2002, Szwagrzyk 2000, Dobrowolska 2010, Seidl i in. 2011, Rykowski 2012, Kraus i Krumm 2013 i lit. tam cyt.]. Wskutek pojawienia się i opisania teorii zaburzeń, obalona została dawna teza o stabilnych ekosystemach klimaksowych, podlegających jedynie zaburzeniom powodowanym przez człowieka. Obecnie coraz powszechniejszym staje się pogląd, że współczesne zarządzanie ekosystemami musi uwzględniać prawdopodobieństwo wystąpienia naturalnych zaburzeń i traktować je jako czynnik prawidłowy, a nie „katastrofę" [Mori 2011].

Skala i częstotliwość zaburzeń może zależeć nie tylko od cech samego ekosystemu, ale i od czynników antropogenicznych. W szczególności, podkreślana jest rosnąca skala i częstotliwość zaburzeń w warunkach zmian klimatycznych, mimo że same mechanizmy zaburzeń i reakcji na nie są takie same, jak notowane historycznie w większości ekosystemów [Mori 2011, Kraus i Krumm 2013]. Do takich wielkoobszarowych zaburzeń należy także zaliczyć gradacje owadów, w tym gradacje kornika w świerczynach.

Intencją działań ludzkich, w tym częstą intencją działań leśnictwa, bywa wyeliminowanie występowania zaburzeń, a przynajmniej znaczne ograniczenie ich skali. Nie wydaje się jednak, by było to w ogóle możliwe. Gdy już dochodzi do masowej śmierci drzew, intuicyjną reakcją bywa próba zahamowania tego procesu i jak najszybszego usunięcia jego skutków – w leśnictwie przybiera to

zwykle formę „cięć ratunkowych" – i jak najszybszego, sztucznego lub stymulowanego odnowienia lasu.

Coraz częściej zauważa się jednak, że działania podejmowane w celu zapobiegania i przeciwdziałania zaburzeniom lub podejmowane w reakcji na nie, w tym szczególnie „ratunkowe" usuwanie zamierających lub martwych drzew, mogą silnie, i niekiedy negatywnie wpływać na rozmaite aspekty struktury i funkcjonowania ekosystemów. Zdarza się, że są one bardziej destrukcyjne od samego zaburzenia [np. Lindenmayer i in. 2004, Lindenmayer i Noss 2006, Foster i Orwig 2006].

Współczesna ekologia poświęca wiele uwagi badaniom skutków zaburzeń. Thom i Seidl [2016] na podstawie przeglądu niemal dwóch tysięcy, a szczegółowej analizy niemal pięciuset światowych publikacji sugerują, że naturalne zaburzenia mają zwykle negatywny wpływ na usługi ekosystemowe, ale zwykle pozytywny na różnorodność biologiczną. Natomiast podejmowane działania ratunkowe (np. „cięcia ratunkowe" w przypadku gradacji kornika) zwykle nie zmniejszają negatywnych oddziaływań samego zaburzenia na dany ekosystem. Bouget i Duelli [2004] na podstawie obszernego przeglądu literatury wykazali, że w przypadku wiatrołomów, ale także gradacji kornika, to właśnie lasy zaburzone i „zniszczone" są paradoksalnie głównymi ostojami zagrożonych gdzie indziej gatunków. Te tezy znajdują potwierdzenie w wielu przykładach, także pochodzących z lasów Europy.

5.2.2. Las Bawarski i Szumawa

Jednym z najbardziej znanych europejskich przykładów wielkoobszarowego zaburzenia, wywołanego gradacją kornika w świerczynach, co doprowadziło do masowej śmierci drzew, jest Las Bawarski w Niemczech i sąsiadujące z nim Lasy Szumawy w Czechach. W niemieckim Parku Narodowym Lasu Bawarskiego od ponad 40 lat stosowana jest konsekwentnie strategia biernej ochrony ekosystemów leśnych, w tym rezygnacji ze zwalczania kornika. Wskutek gradacji tego owada doszło do masowej śmieci drzewostanów oraz do akumulacji zasobów posuszu na średnim poziomie ok. 100 m^3/ha; zamarłe świerczyny jednak spontanicznie się odnawiają. Na Szumawie strategia postępowania wobec kornika była zróżnicowana przestrzennie i zmieniała się w czasie. Na znacznych powierzchniach podejmowano próby ograniczania gradacji poprzez usuwanie

drzew zasiedlonych, a także usuwania martwych drzewostanów, a następnie wymuszonego odnowienia świerczyn; niektóre fragmenty lasu pozostawiono jednak naturalnym procesom. Stworzyło to szereg możliwości przeprowadzenia wieloaspektowych badań, porównujących ekologiczne skutki jednego i drugiego podejścia.

Tam, gdzie nie ingerowano po ok. 15 latach powstały młode drzewostany świerkowe, na tyle już zwarte, by odtworzyć podstawowe funkcje ekologiczne szaty leśnej [Zeppenfeld i in. 2015]. Co interesujące, odnowienia zwykle skupiały się wokół martwych starych drzew, odtwarzając strukturę przestrzenną pierwotnego drzewostanu [Wild i in. 2014].

W Lesie Bawarskim Lehnert i in. [2013] wykazali, że naturalne stadia sukcesyjne, jakie rozwinęły się po zniszczeniu drzewostanu w wyniku gradacji kornika, stanowiące mozaikę fragmentów otwartych i bardziej zwartych oraz cechujące się dużymi ilościami rozkładającego się drewna, należą do najbogatszych gatunkowo lasów górskich w Europie Środkowej i mają bardzo dużą wartość przyrodniczą. J. Müller i in. [2010] pokazali, że skutki gradacji kornika, czyli nierównomierne otwarcie pułapu lasu i powstanie wysokich zasobów rozkładającego się drewna, pozytywnie wpłynęły na zespół chrząszczy saproksylicznych, w tym na występowanie gatunków uważanych gdzie indziej za silnie zagrożone i wymierające. Ze względu na takie efekty gradacji, J. Müller i in. [2008] określili wręcz kornika drukarza jako „gatunek kluczowy" (ang. keystone species) dla utrzymania różnorodności biologicznej w górskim krajobrazie leśnym.

Huber [2004] wykazał, że w ciągu kilku lat, po masowej śmierci drzew do jakiej doszło w wyniku gradacji, następuje wzrost wymywania azotu i w konsekwencji wzrost stężeń azotanów w potokach spływających z lasów, ale trwa to względnie krótko i jest kompensowane przez bujniejszy rozwój roślinności zielnej. Podobne wyniki uzyskali Beudert i in. [2015] w 28-letnich badaniach. Równocześnie, po zniszczeniu drzewostanu w wyniku gradacji, w niemal wszystkich grupach systematycznych organizmów wzrosła różnorodność gatunkowa, a jeszcze bardziej wzrosła liczba gatunków z tzw. Czerwonych List.

M. Müller i H. Job [2009] badali wśród turystów odwiedzających Park Narodowy Lasu Bawarskiego jaki jest społeczny odbiór gradacji kornika i jej skutków, w tym wielkopowierzchniowego zamierania drzewostanów. Okazało się, że turyści zachowują neutralne postawy w stosunku do gradacji kornika, natomiast jeśli chodzi o ich stosunek do ewentualnych działań polegających na zwalczaniu owada poprzez usuwanie zamierających drzew i sztuczne

odnowienie lasu – nieznacznie przeważały postawy negatywne. Widok martwych lasów odbierany był tym bardziej pozytywnie, im bardziej respondenci byli świadomi istnienia parku narodowego i im bardziej park narodowy był głównym celem ich przyjazdu. Autorzy uważają, że istnieje znaczny potencjał do dalszej poprawy akceptacji społecznej gradacji kornika poprzez działania edukacyjne oraz promocję idei „dzikości" (ang. wilderness) jako podstawowej atrakcji turystycznej terenu. W innych badaniach [Suda i in. 2009] 73% turystów akceptowało parkową politykę nieingerencji.

M. Müller [2011] wykazał jednak, przedstawiając także przegląd wcześniejszych badań nad społecznym odbiorem wielkoobszarowych zaburzeń w krajobrazie, że zmiany krajobrazu, będące wynikiem gradacji kornika, mogą być powodem polaryzacji postaw lokalnej społeczności i źródłem lokalnych konfliktów politycznych. Dla części mieszkańców Lasu Bawarskiego „zielone świerkowe lasy" są częścią ich tożsamości, kornik postrzegany jest więc jako siła niszcząca (za przyzwoleniem administracji parku narodowego) ich lokalną ojczyznę; podczas gdy dla innych społeczności procesy zachodzące w wyniku gradacji kornika to pozytywnie postrzegany „powrót do prawdziwej, dzikiej przyrody". Opinia przedsiębiorców turystycznych co do wpływu gradacji kornika na rozwój turystyki jest bardziej krytyczna niż postawy turystów: co trzeci z przedsiębiorców turystycznych Lasu Bawarskiego uważa, że park powinien utrzymać „zdrowe, zielone lasy", a 60% przedsiębiorców uważa, że gradacja kornika wywiera negatywny wpływ na turystykę. Tymczasem pogląd taki podziela zaledwie ok. 3% turystów. Co interesujące, postawy przedsiębiorców turystycznych są tym bardziej krytyczne, im dalej mają do przekształconych przez korniki części parku [Rall 2010]. Odbiór społeczny ignoruje fakt, że utrzymanie „zielonych lasów" nie było w ogóle możliwe i nie udało się także po czeskiej stronie granicy, gdzie próbowano przeciwdziałać gradacji.

Na Szumawie Jonašova i Prah [2004, 2008], Jonášová i Matìjková [2007] oraz Novakova i Edwards-Jonašova [2015] stwierdzili, że zniszczony przez kornika i pozostawiony samemu sobie las szybko i dobrze się regeneruje, a powstające nowe pokolenie drzew cechuje się zróżnicowaniem, którego nie było w pierwotnym drzewostanie; gradację kornika i spontaniczną regenerację po niej uznali wręcz za sposób na odtwarzanie naturalnego charakteru lasów górskich, wcześniej zniekształconych przez gospodarkę leśną. Natomiast działania, które miały ograniczać rozprzestrzenianie owada, znacznie pogłębiły zniekształcenia ekosystemu i utrudniły regenerację lasu. Także regeneracja roślinności runa jest

szybsza i łatwiejsza w miejscach, gdzie drzew zabitych przez korniki nie usunięto, a sama gradacja kornika ma na roślinność znacznie mniejszy negatywny wpływ, niż czynności podejmowane w celu jej zwalczania. Również Svoboda i in. [2010] wykazali, że pozostawienie martwych drzew po gradacji kornika znacznie ułatwia naturalne odnowienie się świerka na takich zniszczonych powierzchniach. Podobnie, Čižkova, Svoboda i Křenova [2011] stwierdzili, że na powierzchniach pokornikowych dla naturalnego odnowienia się świerka kluczowa jest obecność martwych nieokorowanych kłód; dlatego usuwanie świerków zabitych przez korniki, a nawet korowanie zamierających świerków w celu zwalczania korników, należy ocenić negatywnie z punktu widzenia możliwości regeneracji zniszczonego lasu i z punktu widzenia różnorodności biologicznej. Zdaniem tych Autorów, za usuwaniem zamierających i martwych świerków w warunkach gradacji kornika przemawiają tylko względy ekonomiczne, które jednak muszą być konfrontowane z argumentami ekologicznymi, wyraźnie przemawiającymi za niepodejmowaniem żadnych ingerencji.

Zarówno po niemieckiej, jak i po czeskiej stronie granicy, strategia nieingerencji oceniana jest jako bardziej odpowiadająca wymogom ochrony istniejących tak w Niemczech, jak i w Czechach obszarów Natura 2000 i potrzebom przedmiotów ochrony na tych terenach [Kiener, Hußlein i Englmayer 2008, Hußlein i in. 2009, Kuiters i in. 2011, Křenova i Kindlmann 2015].

5.2.3. Inne świerczyny górskie w Europie

Doświadczenia Lasu Bawarskiego ocenione zostały pozytywnie z punktu widzenia ochrony przyrody i stosowania ochrony biernej, także w warunkach wielkoobszarowych gradacji kornika w świerczynach. Podejście takie rozprzestrzenia się więc na inne obszary chronione. Taki sam sposób postępowania przyjęto dla większości świerczyn w niemieckim Parku Narodowym Harz [Nationalparkverwaltung Harz 2011]. W Niemczech podejście to wpisuje się w ogólny cel ochrony naturalnych procesów na co najmniej 2% powierzchni kraju i na co najmniej 75% powierzchni każdego z parków narodowych, co ma być osiągnięte w ciągu kilkunastu lat [Kemkes i in. 2008]. Ochrona bierna w niemieckich parkach jest dość konsekwentna: nawet ze względów bezpieczeństwa obcinane są tylko górne części drzew przy drogach publicznych, ale już przy szlakach i ścieżkach martwe drzewa często nie są ani usuwane ani obalane.

Tylko w kilkusetmetrowej strefie buforowej na obrzeżach parków zwykle usuwa się posusz czynny, ze względu na obawy właścicieli lasów sąsiadujących.

Fot. P. Pawlaczyk

Ryc. 5.3. Strategia nieingerencji w ekosystemy leśne, w tym pozostawiania nawet martwych świerczyn zniszczonych przez kornika, i to niezależnie od naturalnej lub sztucznej genezy tych świerczyn, jest obecnie powszechnie stosowana w niemieckich parkach narodowych. Park Narodowy Harz

Fot. P. Pawlaczyk

Ryc. 5.4. Ingerencja w zamierające świerczyny ograniczona jest do ścinania na wysokości ok. 2 m świerków przy drogach publicznych (ale już nie przy szlakach, ścieżkach i drogach leśnych). Park Narodowy Harz

W Austrii strategia biernej ochrony lasów, w tym nieingerowania w gradację kornika, została z powodzeniem wdrożona w Parku Narodowym Alp Wapiennych (Kalkalpen) oraz w obszarze chronionym Dürrenstein. Na tej podstawie austriacka służba parków narodowych wypracowała stanowisko na temat podejścia do gradacji kornika w górskich drzewostanach świerkowych w parkach narodowych [Nationalpark Austria 2013], zalecające pozostawienie rdzeniowych części parków bez interwencji, przy ewentualnej ingerencji w wąskiej, kilkusetmetrowej strefie buforowej wzdłuż granic obszaru chronionego, dla zapobieżenia ewentualnym negatywnym oddziaływaniom na obszary sąsiednie.

W parku krajobrazowym Witosza k. Sofii w Bułgarii także przyjęto pozostawianie bez ingerencji drzewostanów w rdzeniowych częściach parku, przy czynnej ochronie stref brzegowych. Donutchev i in. [2014] wykazali, że dynamika drzewostanów świerkowych w tym masywie zawsze w znacznym stopniu kształtowana była przez gradacje kornika, podkreślając znaczenie pozostawienia takich powierzchni do naturalnej regeneracji.

W Polsce, po wielu dyskusjach i nie zawsze trafnych próbach czynnej ochrony, znaczny obszar zniszczonych świerczyn (na co złożyły się: wiatrołomy, gradacja zasnui wysokogórskiej i gradacja kornika) został pozostawiony bez ingerencji w Gorczańskim Parku Narodowym. Podejście to okazało się trafne: stosunkowo szybko pojawiły się sukcesyjne laski jarzębinowe i odnowienia świerkowe, w tym na rozkładających się kłodach, a biernie chronione powierzchnie stały się znaczącą ostoją dzięcioła trójpalczastego, włochatki i głuszca [Loch, Różański i Tomasiewicz 2000, Loch i in. 2001, Loch 2002]. Również w Tatrzańskim Parku Narodowym, zarówno po stronie polskiej jak i słowackiej, znaczne powierzchnie atakowanych przez kornika świerczyn (w tym powierzchnie po wcześniejszych wiatrołomach) w strefie ochrony ścisłej są pozostawiane bez ingerencji – i jak na razie, choć obserwuje się wielkopowierzchniowe procesy zamierania świerka, nie odnotowano znaczących negatywnych skutków tych procesów dla różnorodności biologicznej.

W obszarach, których głównym celem jest ochrona przyrody, dotychczasowe doświadczenia z zastosowania ochrony biernej w przypadku gradacji owadów w świerczynach Europy wydają się więc pozytywne; nawet rozległe zamarcie drzewostanów świerkowych nigdzie nie okazało się w dłuższej perspektywie czasowej klęską dla różnorodności biologicznej, jednak pod warunkiem, że martwych drzew nie usunięto.

Mniej jednoznaczne są oceny dotyczące wpływu wielkoobszarowych zaburzeń w świerczynach na funkcje ekosystemów, w tym na tzw. usługi ekologiczne.

W rejonie Davos w Szwajcarii, Bebi i in. [2012] stwierdzili negatywny wpływ gradacji kornika w wysokogórskich borach świerkowych na ochronę przed lawinami, jakiej dostarczały świerczyny w górnej granicy lasu. Podobnie, Brang i in. [2006] wskazują, że zamieranie drzewostanów w wyniku gradacji kornika, o ile ma charakter wielkoobszarowy, upośledza funkcję ochronną lasów górskich, np. przed lawinami. Zdaniem Autorów, bierna ochrona górskich świerkowych lasów ochronnych zawiera element niepewności, gdyż wskutek naturalnych procesów sprawność pełnienia funkcji ochronnej przez taki las może podlegać fluktuacjom – dlatego podejście takie jest zasadne tylko tam, gdzie chronione przez las wartości nie są wielkie.

Efekt upośledzenia usług ekosystemowych w przypadku gradacji nie zawsze jednak jest jednoznaczny. Nie jest na przykład oczywiste, jaki wpływ ma takie zaburzenie na bilans węgla. Bradford i in. [2013] zwracają uwagę, że coraz powszechniejsze, w warunkach zmieniającego się klimatu, wielkopowierzchniowe zaburzenia mogą upośledzić skuteczność wiązania węgla przez ekosystemy leśne. Seidl i in. [2008] próbowali modelować akumulację węgla przez drzewostany świerkowe w Karyntii, w różnych scenariuszach zmian klimatu i nasilenia gradacji, w wariantach prowadzenia gospodarki leśnej i w wariancie pozostawienia świerczyn naturalnym procesom. Użyte modele pokazały, że oczekiwane zmiany klimatyczne rzeczywiście zwiększą częstość gradacji korników. O ile jednak w symulowanych warunkach stabilnego klimatu drzewostany poddane gospodarce leśnej okazywały się nieco skuteczniejsze w akumulowaniu węgla od drzewostanów rozwijających się spontanicznie, to w symulowanych warunkach nasilających się zmian klimatu i w konsekwencji zwiększającej się częstotliwości zaburzeń, akumulacja węgla w drzewostanach zagospodarowanych była silnie ograniczana, podczas gdy w drzewostanach pozostawionych naturalnym procesom –wzrastała.

Nawet jeśli zniszczenie drzewostanów przez kornika upośledza, przynajmniej czasowo, niektóre funkcje ekologiczne lasu, to nie jest wcale pewne, czy usuwając drzewa można temu upośledzeniu zapobiec. Znane i stosowane metody aktywnej ochrony lasu przed kornikiem drukarzem, poprzez usuwanie drzew zasiedlonych, zwykle nie pozwalają na skuteczne zahamowanie rozrodu kornika i czasu trwania gradacji, jednak przynajmniej w niektórych przypadkach mogą przyczyniać się do łagodzenia jej przebiegu i skutków, zmniejszając skalę

zamierania drzew i drzewostanów [np. Forster, Meier i Gall 2002, Grodzki i Guzik 2009, Stadelmann 2013 i lit. tam cyt., a także liczne doświadczenia leśników]. Osiągnięcie takiego efektu jest jednak niełatwe, a często niemożliwe, bo wymaga bardzo efektywnego i terminowego usuwania drzew zasiedlonych od samego początku gradacji. Jeśli te warunki nie są spełnione, to ciągłe próby ochrony czynnej świerczyny przed kornikiem mogą prowadzić do... wycięcia świerczyny, a więc do skutków głębszych, niż spowodowałby sam kornik. Udokumentowano też przypadki, w których przebieg gradacji okazał się praktycznie niezależny od wykonywania lub braku wykonywania działań ochronnych – był taki sam w drzewostanach pozostawionych naturalnym procesom, jak i w drzewostanach, w których próbowano ograniczać rozwój kornika [np. Grodzki i in. 2006].

Dynamika populacji kornika i procesów zamierania drzew w krajobrazie, w którym sąsiadują ze sobą płaty świerczyn pozostawionych bez ingerencji i płaty czynnie chronione przed kornikiem, jest w ogóle interesującym i złożonym zagadnieniem. Intuicyjnie wydaje się, że drzewostany chronione biernie będą w takich warunkach „wylęgarnią kornika", negatywnie oddziałując na świerczyny sąsiednie. Przekonanie to jest szeroko rozpowszechnione. Dlatego często, pozostawiając dla ochrony przyrody kornikowe świerczyny bez ingerencji, zaleca się jednak usuwanie zasiedlonych świerków w 200–500 metrowych strefach styku lasów chronionych z lasami gospodarczymi [Nationalparkverwaltung Harz 2011, Nationalpark Austria 2013].

Dostępne, choć skąpe wyniki badań, sugerują jednak, że intuicyjne przewidywania nie zawsze się sprawdzają: Montano i in. [2016] na podstawie badań genetycznych sugerują, że lokalne migracje korników w czasie gradacji zachodzą raczej z drzewostanów, w których usuwa się drzewa kornikowe w kierunku drzewostanów pozostawionych bez ingerencji. Gutowski i Krzysztofiak [2005] na podstawie badań w Puszczy Białowieskiej i Augustowskiej również pokazali, że kierunki i intensywność migracji korników są zmienne. Nie ma istotnej statystycznie przewagi migracji korników z drzewostanów pozostawionych bez ingerencji, na drzewostany sąsiednie, choć w niektórych miejscach i latach takie zjawisko jednak wystąpiło. Z drugiej strony, zamierające od korników drzewostany mogą także być źródłem namnażania się antagonistów kornika i następnie źródłem ich rozprzestrzeniania się na drzewostany sąsiednie. Grodzki i in. [2006] sugerują, że przy wzajemnym sąsiedztwie drzewostanów biernie i czynnie chronionych, usuwanie zasiedlonych drzew w tych drugich może wręcz zwiększać ich podatność na gradację, tworząc na odsłanianych

ścianach lasu siedliska zwabiające korniki z pobliskich drzewostanów pozostawionych procesom naturalnym.

5.2.4. Las Szast w Nadleśnictwie Pisz

Przykładem o innym charakterze ekologicznym (las sosnowy, zniszczony przez huragan), ale ilustrującym również potencjał spontanicznej regeneracji ekosystemu po innym niż gradacja owadów wielkopowierzchniowym zaburzeniu, jest Las Ochronny Szast w Nadleśnictwie Pisz. Po huraganie w 2002 r., który spowodował m.in. zniszczenie 17 tys. ha drzewostanów w północno-wschodniej Polsce, powstała koncepcja pozostawienia do całkowicie spontanicznej regeneracji wraz z powalonymi drzewami ok. 3 tys. ha powierzchni dotkniętej żywiołem, wraz z powalonymi drzewami, jako tzw. lasu referencyjnego, który umożliwi śledzenie i badanie reakcji ekosystemu na zaburzenie. Ostatecznie pozostawiono 475 ha uznanych za „lasy ochronne o szczególnym znaczeniu naukowym i przyrodniczym" [Rykowski 2012], co i tak było pionierskim i unikatowym rozwiązaniem. Dało to okazję do badania naturalnej regeneracji ekosystemu po wielkoskalowym zaburzeniu oraz do porównania jej efektów z wynikami tradycyjnego podejścia, zastosowanego w sąsiednich drzewostanach, polegającego na usunięciu uszkodzonych i zniszczonych drzewostanów i sztucznym odnowieniu lasu. Badania objęły różne aspekty różnorodności biologicznej i stanu lasu.

Fot. P. Pawlaczyk

Ryc. 5.5. Regenerujący się ekosystem leśny 12 lat po wiatrołomie i pozostawieniu resztek martwych drzew. Las Ochronny Szast w Nadleśnictwie Pisz

Tam, gdzie pozostawiono połamane przez wiatr drzewa i pozwolono na regenerację ekosystemu na drodze naturalnych procesów, odnowienia są wprawdzie mniej liczne i mniejszych rozmiarów, ale zdrowsze i lepiej zmikoryzowane, zróżnicowane wiekowo i przestrzennie, o bardziej zróżnicowanym składzie. Można przypuszczać, że za kilkanaście lat spontanicznie powstanie nowy las z odnowienia naturalnego, przyrodniczo i strukturalnie bogatszy i o lepszej odporności na zniekształcenia. Silniejszy okazał się opór środowiska przeciw wnikaniu gatunków synantropijnych i patogenicznych, w tym huby korzeni. Powierzchnie z pozostawionymi martwymi drzewami okazały się także cenne pod względem fauny chrząszczy, mikoflory i lichenflory [Dobrowolska 2007, Żmihorski 2008, Gutowski i in. 2010, Rykowski 2012, Sławski 2014, Skłodowski, Buszyniewicz i Domański 2014]. Strategia nieingerowania w procesy naturalne po wielkopowierzchniowym zaburzeniu okazała się dobrą drogą do odbudowy ekosystemu, a pozostawienie drzew połamanych przez huragan pozytywnie wpłynęło na wartości przyrodnicze tego terenu.

5.3. Wnioski dla Puszczy Białowieskiej

Obecna gradacja kornika w Puszczy Białowieskiej wraz ze zjawiskiem wielkopowierzchniowego zamierania świerków w jej wyniku jest faktem, który niewątpliwie zmieni, a właściwie już zmienia, wygląd Puszczy. Nie wydaje się, by jakiekolwiek działania mogły ją zatrzymać lub ograniczyć. Rozważana próba „podjęcia działań ratunkowych, by zachować obecny wygląd Puszczy", jak często przedstawia się zamiar szerszego usuwania zamierających drzew, wypływa z głębokiej troski o las i oparta jest na intuicyjnej chęci ratowania ważnych wartości w obliczu dostrzeganego zagrożenia. Obecna wiedza wskazuje jednak, że próba taka raczej nie skończy się powodzeniem. Gradacja wprawdzie wygaśnie, ale wycinanie świerków na to nie wpłynie, a zaszkodzi Puszczy bardziej niż kornik. Tak czy inaczej, krajobraz i stosunki przyrodnicze Puszczy zmienią się, podobnie jak to miało miejsce w Białowieskim Parku Narodowym, pod wpływem wcześniejszych gradacji kornika, a także w całej Puszczy w wyniku innych wielkoobszarowych procesów, np. zamierania jesionu [Wierzcholska i in. 2015].

Warto tu jednak wskazać, że zamieranie świerka, które dotąd miało i ma miejsce w parku narodowym, nie jest wcale oceniane jako poważne zagrożenie

dla bytu świerka, różnorodności biologicznej i procesów ekologicznych zachodzących w tym obiekcie [Keczyński 2002, Gutowski 2004, Pawlaczyk 2009a, Bobiec i Bobiec 2012, Bobiec 2013]. Chociaż wprawdzie nie potrafimy dokładnie przewidzieć kierunku zmian w obecnych świerczynach, to nie ma jednak przesłanek, by oczekiwać, że doprowadzą one do całkowitego wyeliminowania świerka z Puszczy Białowieskiej czy do krytycznych strat w różnorodności biologicznej Puszczy.

Decyzje co do sposobu postępowania wobec gradacji mogą być co najwyżej wyborem, czy przyszły obraz Puszczy ukształtują naturalne procesy regeneracji ekosystemu po wielopowierzchniowym zaburzeniu, z pozostawieniem martwych świerków jako elementu struktury ekosystemu, czy też ukształtuje go ręka leśnika, a martwe drzewa zostaną zabrane i sprzedane.

Choć przykładów z innych obiektów w Europie, o odmiennym przecież charakterze ekologicznym, nie można przenosić bezpośrednio na przypadek Puszczy Białowieskiej, to zbudowana na tych przykładach wiedza o ekologii wielkopowierzchniowych zaburzeń w ekosystemach leśnych, sugeruje, że z punktu widzenia unikatowej różnorodności biologicznej Puszczy, ale także z punktu widzenia dostarczanych przez Puszczę usług ekologicznych, pozostawienie większości zamierających świerczyn naturalnym procesom może być rozwiązaniem korzystniejszym. Martwe drzewa i całe drzewostany nie są przecież martwym lasem. Doświadczenia z innych obiektów sugerują, że intuicyjne obawy o „katastrofę ekologiczną", do której może doprowadzić brak ingerencji, nie potwierdzają się. Liczne są natomiast przykłady niekorzystnych skutków działań, podejmowanych w najlepszej intencji jako „działania ratunkowe w obliczu katastrofy". Liczne są też przykłady korzyści ekologicznych, jakie w dłuższej perspektywie czasowej przynosi strategia nieingerencji. A przecież to właśnie stosunkowo naturalne procesy, wyrażające się m.in. ilością i różnorodnością „martwego drewna", są największą wartością Puszczy Białowieskiej.

Literatura

Bebi P., Teich M., Hagedorn F., Zurbriggen N., Brunner S.H., Grêt-Regamey, A., 2012, *Changes in Forest Cover and Ecosystem Services in Davos under Climate Change*, „Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen", 163, nr 12, s. 493–501.

Beudert B., Bässler C., Thorn S., Noss R., Schröder B., Dieffenbach-Fries H., Foullois N., Müller J., 2015, *Bark Beetles Increase Biodiversity While Maintaining Drinking Water Quality*, „Conservation Letters" 8, nr 4, s. 272–281.

Bobiec A., 2013, *Historia i dynamika drzewostanów grądowych Białowieskiego Parku Narodowego*, „Wiadomości Botaniczne" 57, nr 3/4, s. 17–39.

Bobiec A., Bobiec M., 2012, *Wpływ masowego zamierania świerka w drzewostanach Białowieskiego Parku Narodowego na odnowienie naturalne dębu*, „Sylwan", 156, nr 4, s. 243–251.

Bouget Ch., Duelli P., 2004, *The Effects of Windthrow on Forest Insect Communities: a Literature Review*, „Biological Conservation", nr 118, s. 281–299.

Bradford J.B., Jensen N.R., Domke G.M., D'Amato A.W., 2013, *Potential Increases in Natural Disturbance Rates Could Offset Forest Management Impacts on Ecosystem Carbon Stocks*, „Forest Ecology and Management", nr 308, s. 178–187.

Brang P., Schönenberger W., Frehner M., Schwitter R., Thormann J.-J., Wasser B., 2006, *Management of Protection Forests in the European Alps: an Overview*. „Forest Snow and Landscape Research", nr 80/1, s. 23–44.

Bütler Sauvain R., 2003, *Dead Wood in Managed Forest: How Much and How Much is Enough? Development of a Snag Quantification Method by Remote Sensing & GIS and Snag Targets Based on Three-toed Woodpeckers' Habitat Requirements. These No 2761*, Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, s. 184.

Christensen M., Hahn K., Mountford E.P., Odor P., Standovar T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T., 2005, *Dead Wood in European Beech* (Fagus sylvatica*) Forest Reserves*, „Forest Ecology and Management", nr 210, s. 267–282.

Cieśliński S., 2009, *Porosty*, w: Okołów Cz., Karaś M., Bołbot A. (red.) *Białowieski Park Narodowy: poznać – zrozumieć – zachować*, Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 73–86.

Čižkova P., Svoboda M., Křenova Z., 2011, *Natural Regeneration of Acidophilous Spruce Mountain Forests in Non-intervention Management Areas of the Šumava National Park – the First Results of the Biomonitoring Project*, „Silva Gabreta", nr 17/1, s. 19-35.

Czerepko J., Hilszczański J., Jabłoński M., 2014, *Martwe drewno – żywy problem*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, nr 41/4, s. 36–45.

Dobrowolska D., 2007, *Odnowienie naturalne lasu w drzewostanach uszkodzonych przez wiatr na terenie północno-wschodniej Polski*, „Leśne Prace Badawcze", nr 2, s. 45–60.

Dobrowolska D., 2010, *Rola zaburzeń w regeneracji lasu*, „Leśne Prace Badawcze", nr 71/4, s. 391–405.

Dountchev A.D., Tsvetanov N.A., Zhelev P.S., Panayotov M.P., 2014, *Challenges for the Conservation of the Norway Spruce Forests in Vitosha Nature Park after Large-scale Natural Disturbances*, „Ecologia Balcanica", 2014, nr 5, s. 61–69.

Faliński J.B., 1978, *Uprooted Trees, their Distribution and Influence in the Primeval Forest Biotope*. „Vegetatio", nr 38, s. 175–183.

Faliński J.B., Mułenko W. (red.), 1997, *Cryptogamous Plants in the Forest Communities of Białowieża National Park, Ecological Atlas (Project CRYPTO 4)*. „Phytocoenosis 9 (N.S.) Supplementum Cartographiae Geobotanicae", nr 7, s. 1–522.

Forestry Commission, 2002, *Life in the Deadwood – a Guide to Managing Deadwood in Forestry Commission Forests*, Edinburgh, s. 19.

Forster B., Meier F., Gall R., 2002, *Bark Beetle Management After a Mass Attack — Some Swiss Experiences*, w: McManus M., Liebhold A. M. (red.), *Proceedings Ecology, Survey and Management of Forest Insects*, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, General Technical Report NE-311, s. 10–15.

Foster D.R., Orwig D.A., 2006, *Preemptive and Salvage Harvesting of New England Forests: When Doing Nothing is a Viable Alternative*, „Conservation Biology", nr 20/4, s. 959–970.

Frank G., 2002, *Brutzeitliche Einnischung des Weissruckenspechtes* Dendrocopos leucotos *im Vergleich zum Buntspecht* Dendrocopos major *in montanen Mischwaldern der nordlichen Kalkalpen*, „Vogelvelt", nr 123, s. 225–239.

Franklin J.F., Spies T.A., Van Pelt R., Carey A.B., Thornburgh D.A., Berg D.R., Lindenmayer D.B., Harmon M.E., Keeton W.S., Shaw D.C., Bible K., Chen J., 2002, *Disturbances and Structural Development of Natural Forest Ecosystems with Silvicultural Implications, Using Douglas Fir as an Example*, „Forest Ecology and Management", nr 155, s. 399–423.

Grodzki W., Jakuš R., Lajzova E., Sitkova Z., Maczka T., Škvarenina J., 2006, *Effects of intensive versus no management strategies during an outbreak of the bark beetle* Ips typographus *(L.) (Col.: Curculionidae, Scolytinae) in the Tatra Mts. in Poland and Slovakia*, „Annals of Forest Science", nr 63/1, s. 55–61.

Grodzki W., Guzik M., 2009, *Wiatro- i śniegołomy oraz gradacje kornika drukarza w Tatrzańskim Parku Narodowym na przestrzeni ostatnich 100 lat. Próba charakterystyki przestrzennej*, w: Guzik M. (red.), *Długookresowe zmiany w przyrodzie i użytkowaniu TPN*, Wydawnictwa Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane, s. 33–46.

Gutowski J.M. (red.), Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K., 2004, *Drugie życie drzewa*, WWF Polska, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Warszawa – Hajnówka, s. 245.

Gutowski J.M., 2004, *Kornik drukarz – gatunek kluczowy*, „Parki Narodowe", nr 1, s. 13–15.

Gutowski J.M., Jaroszewicz B. (red.), 2001, *Katalog fauny Puszczy Białowieskiej*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, s. 403.

Gutowski J.M., Jaroszewicz B., 2004, *Puszcza Białowieska jako ostoja europejskiej fauny owadów*, „Wiadomości Entomologiczne", nr 23, supl. 2, s. 67–87.

Gutowski J.M., Krzysztofiak L., 2005, *Directions and Intensity of Migration of the Spruce Bark Beetle and Accompanying Species at the Border Between Strict Reserves and Managed Forests in North-eastern Poland*, „Ecological Questions", nr 6, s. 81–92.

Gutowski J.M., Czachorowiski S., Górski P., Wanat M., 2009, *Bezkręgowce*, w: Okołów Cz., Karaś M., Bołbot A. (red.) *Białowieski Park Narodowy: poznać – zrozumieć – zachować*; Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 161–176.

Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K., Zub K., 2010, *Sukcesja saproksylicznych chrząszczy (Coleoptera) na powierzchniach pohuraganowych w drzewostanach sosnowych Puszczy Piskiej*, „Leśne Prace Badawcze" nr 71/3, s. 279–298.

Haase V., Topp W., Zach P.,1998, *Eichen-Totholz imWirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten*, „Zeitschrift für Őkologie und Naturschutz", nr 7, s. 137–153.

Hahn K., Christensen M., 2004, *Dead Wood in European Forest Reserves – a Reference for Forest Management*, w: Marchetti M. (red.), *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operationality*, „EFI Proceedings", nr 51, s. 181–191.

Hanski I., 2004, *An Ecological Assessment of the Need for Forest Protection in Northern and Central Europe*, w: Hanski I., Walsh M. (red.), *How much, how to? Practical Tools for Forest Conservation*, BirdLife European Forest Task Force, Helsinki, s. 10–24.

Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack Jr K., Cummins K.W., 1986, *Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems*, „Advances in Ecological Research", nr 15, s. 133 – 302.

Huber Ch., 2004, *Long Lasting Nitrate Leaching After Bark Beetle Attack in the Highlands of the Bavarian Forest National Park*, „Journal of Environmental Quality", nr 34/5, s. 1772–1779.

Hußlein M., Kiener H., Křenová Z., Šolar M. (red.), 2009, *The Appropriateness of Non-intervention Management for Protected Areas and Natura 2000 Sites*, Conference Report, January 2009, Srní, Nationalpark Bayerischer Wald & Narodni Park Sumava.

Jonášová M., Prah K., 2004, *Central-European Mountain Spruce* (Picea abies (L.) Karst.) Forests: *Regeneration of Tree Species After a Bark Beetle Outbreak*, „Ecological Engineering", nr 23, s. 15–27.

Jonášová M., Prah K., 2008, *The influence of bark beetles outbreak vs. salvage logging on ground layer vegetation in Central European mountain spruce forests*, „Biological Conservation", nr 141, s. 1525–1535.

Jonášová M., Matìjková I., 2007, *Natural regeneration and vegetation changes in wet spruce forests after natural and artificial disturbances*, „Canadian Journal of Forest Research", nr 37/10, s. 1907–1914.

Jonsson B.G., Kruys N., Ranius T., 2005, *Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management*, „Silva Fennica", nr 39/2, s. 289–309.

Karasiński D., Wołkowycki M., 2015, *An annotated And Illustrated Catalogue of Polypores (Agaricomycetes) of The Białowieża Forest (NE Poland)*, „Polish Botanical Journal", nr 60/2, s. 217–292.

Keczyński A., 2002, *Wpływ gradacji kornika drukarza na drzewostany obszaru ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego*, „Kosmos", nr 51/4, s. 471–474.

Kemkes W., Maly-Wischhof L., Tscherniak A., Wesemüller H., Diepolder U., 2008, *Quality criteria and standards for German national parks*, Europarc Deutschland, Berlin, s. 16.

Kiener H., Hußlein M., Englmayer K.H. (red.), 2008, *Natura 2000 management im Nationalpark Bayerischer Wald*, „Wissenschaftliche Schriftenreihe", nr 17, s. 1–252.

Kraus D., Krumm F. (red.), 2013, *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*, European Forest Institute, s. 284.

Křenova Z., Kindlmann P., 2015, *Natura 2000 – Solution for Eastern Europe or just a good start? The Šumava National Park as a test case*, „Biological Conservation", nr 186, s. 268–275.

Kuiters A.T., Kun Z., McIntosh N., Poirters C., van Apeldoorn R.C., Vancura V., 2011, *Guidelines for the management of wilderness and wild areas in Natura 2000*, European Commission, s. 96.

Kujawa A., 2009, *Grzyby wielkoowocnikowe*, w: Okołów Cz., Karaś M., Bołbot A. (red.), *Białowieski Park Narodowy: poznać – zrozumieć – zachować*, Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 87–110.

Kuris M., Ruskule A., 2006, *Favourable conservation status of boreal forests: monitoring, assessment, management*, Baltic Environmental Forum, Tallin, s. 44.

Lehnert L.W., Bässler C., Brandl R., Burton P.J., Müller J., 2013, *Conservation value of forests attacked by bark beetles: Highest number of indicator species is found in the early successional stages*, „Journal of Nature Conservation", nr 21, s. 97–104.

Lindenmayer D.B., Noss R.F., 2006, *Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation*, „Conservatioon Biology", nr 20/4, s. 949–958.

Lindenmayer D.B., Foster D.R., Franklin J.F., Hunter M.L., Noss R.F., Schmiegelow F.A., Perry D., 2004, *Salvage harvesting policies after natural disturbance*, „Science", nr 303, s. 1303.

Loch J., 2002, *Świerczyny górnoreglowe Gorczańskiego Parku Narodowego – stan zachowania i dynamika zmian*, „Problemy Zagospodarowania Ziem Górskich", nr 48, s. 185–193.

Loch J., Chwistek P., Wężyk P., Małek S., Pająk M., 2001, *Natural regeneration vs tree planting in the subalpine spruce forest Plagiothecuio-Piceetum tatricum of the Gorce National Park*, „Nature Conservation", nr 58, s. 5–15.

Loch J., Różański W., Tomasiewicz J., 2000, *Założenia i strategia ochrony biernej i czynnej w Gorczańskim Parku Narodowym*, „Szczeliniec", nr 4, s. 313–327.

Merganičová K., Merganič J., Svoboda M., Bače R., Šebeň V., 2012, *Deadwood in Forest Ecosystems*, w: Blanco J.A. (red.), *Forest Ecosystems – More than Just Trees*, InTech, Rijeka, s. 81–108.

Montano V., Bertheau C., Doležal P., Krumböck S., Okrouhlík J., Stauffer Ch., Moodley Y., 2016, *How differential management strategies affect* Ips typographus *L. dispersal*, „Forest Ecology Management", nr 360, s. 195–204.

Mori A.S., 2011, *Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm*, „Journal of Applied Ecology", nr 48, s. 280–292.

Mróz W. (red.), 2010–2015, *Monitoring siedlisk przyrodniczych, Przewodnik metodyczny*, Części I–IV, GIOŚ, Warszawa.

Müller J, Bütler R., 2010, *A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests*, „European Journal of Forest Research", nr 129/6, s. 981–992.

Müller J., Noss R.F., Bussler H., Brandl R., 2010, *Learning from a „benign neglect strategy" in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation*, „Biological Conservation", nr 143, s. 2559–2569.

Müller J., Bußler H., Goßner M., Rettelbach T., Duelli P., 2008, *The European spruce bark beetle* Ips typographus *(L.) in a national park – from pest to keystone species*, „Biodiversity and Conservation", nr 17, s. 2979–3001.

Müller M., 2011, *How natural disturbance triggers political conflict: Bark beetles and the meaning of landscape in the Bavarian Forest*, „Global Environmental Change", nr 21, s. 935–946.

Müller M., Job H., 2009, *Managing natural disturbance in protected areas: Tourists' attitude towards the bark beetle in a German national park*, „Biological Conservation", nr 142/2, s. 375–383.

Nationalparks Austria 2013, *Position Paper of the Expert Committee for Bark Beetle Management*, Wien, s. 10.

Nationalparkverwaltung Harz 2011, *Nationalparkplan für den Nationalpark Harz 2011–2020*, Wernigerode, s. 141.

Novakova M.H., Edwards-Jonašova M., 2015, *Restoration of Central-European mountain Norway spruce forest 15 years after natural and anthropogenic disturbance*, „Forest Ecology and Management", nr 344, s. 120–130.

Økland B., Bakke A., Hagvar S., Kvamme T., 1996, *What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscalet study from a spruce forest in southern Norway*, „Biodiversity Conservation", nr 5, s. 75–100.

Pawlaczyk P., 2009a, *Zbiorowiska leśne*, w: Okołów Cz., Karaś M., Bołbot A. (red.), *Białowieski Park Narodowy: poznać – zrozumieć – zachować,* Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 37–58.

Pawlaczyk P., 2009b, *Białowieski Park Narodowy w sieci Natura 2000*, w: Okołów Cz., Karaś M., Bołbot A. (red.), *Białowieski Park Narodowy: poznać – zrozumieć – zachować,* Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 211–228.

Pickett S.T.A., White P.S., 1985, *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, Orlando, Florida, s. 472.

Plewa R., Jaworski T., Hilszczański J., 2014, *Martwe drewno a jakościowa i ilościowa struktura chrząszczy (Coleoptera) saproksylicznych w drzewostanach dębowych*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, nr 41/4, s. 279–299.

Rall H. (red.), 2010, *The regional economic impact of Bavarian Forest National Park*, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Grafenau, s. 21.

Ranius T., Fahrig L., 2006, *Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds*, „Scandinavian Journal of Forest Research", nr 21/3, s. 201–208.

Redolfi De Zan L., Battisti C., Carpaneto G.M., 2014, *Bird and beetle assemblages in relict beech forests of central Italy: a multi-taxa approach to assess the importance of dead wood in biodiversity conservation*, „Community Ecology", nr 15/2, s. 235–245.

Rykowski K., 2012, *Huragan w lasach: klęska czy zakłócenie rozwoju? Nadleśnictwo Pisz, 4 lipca 2002 roku – studium przypadku*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, s. 191.

Seidl R., Rammer W., Jäger, G., Lexer M.J., 2008, *Impact of bark beetle (*Ips typographus *L.) disturbance on timber production and carbon sequestration in different management strategies under climate change*, „Forest Ecology Management", nr 256, s. 209–220.

Seidl R., Fernandes P.M., Fonseca T.F., Gillet F., Jönsson A.M., Merganičová K., Netherer S., Arpaci A., Bontemps J.D., Bugmann H., González–Olabarria J.R., Lasch P., Meredieu C., Moreira F., Schelhaas M.J., Mohren F., 2011, *Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review*, „Ecological Modelling", nr 222, s. 903–924.

Skłodowski J.W., Buszyniewicz J., Domański M., 2014, *Spontaniczne odnowienie drzewostanu zaburzonego huraganem w lipcu 2002 roku*, „Sylwan", nr 158/7, s. 499–508.

Sławski M., 2014, *Zmiany składu gatunkowego i stopnia pokrycia przez rośliny na powierzchniach zaburzonych przez huragan na terenie Puszczy Piskiej w 2002 roku*, „Sylwan", nr 158/9, s. 661–668.

Solon J., 2002, *Ekologiczna rola martwego drewna w ekosystemach leśnych – dyskusja wybranych zagadnień w świetle literatury*, w: Breymeyer A., Degórski M., Roo-Zielińska E., Solon J., Wolski J., *Podstawy trwałego i zrównoważonego zagospodarowania lasów w Leśnych Kompleksach Promocyjnych. Martwe drewno i jego funkcje ekologiczne w lasach zagospodarowanych i rezerwatach wybranych LKP*, Sprawozdanie z III etapu, Sękocin Las, Instytut Badawczy Leśnictwa.

Stadelmann G., Bugmann H., Meier F., Wermelinger B., Bigler Ch., 2013, *Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (*Ips typographus *L.) infestations*, „Forest Ecology and Management", nr 305, s. 273–281.

Stevens V., 1997, *The ecological role of coarse woody debris. An overview of the ecological importance of CWD in BC forests,* British Columbia Ministry of Forests Research Program, Working Paper, nr 30, s. 1–26.

Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G., 2012, *Biodiversity in dead wood*, Cambridge University Press, s. 509.

Suda M., Beck R., Zormaier R., 2000, *Making forest restoration politically feasible*, w: Hasenauer H. (red.), *Forest ecosystem restoration – Proceedings of the International Conference held in Vienna*, Austria, 10–12 April 2000, s. 264–270.

Sverdrup-Thygeson A., Gustafsson L., Kouki J., 2014, *Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: Current status and perspectives*, „Biodiversity and Conservation", nr 23/3, s. 513–535.

Svoboda M., Fraver S., Janda P., Bače R., Zenahlikova J., 2010, *Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest*, „Forest Ecology and Management", nr 260, s. 707–714.

Szwagrzyk J., 2000, *Rozlegle naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu*, „Wiadomości Ekologiczne", nr 46/1, s. 4–19.

Szwagrzyk J., 2014, *Zamieranie i rozkład drzew jako procesy ekologiczne*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, nr 41/4, s. 9–14.

Tabor J., 2014, *Kryteria oceny zasobów martwego drewna w Polsce i w Europie*, Studia i Materiały CEPL w Rogowie, nr 41/4, s. 46–60.

Thauront M., Stallegger M., 2008, *Management of Natura 2000 habitats. 9110 Luzulo-Fagetum beech forests,* European Commission Technical Report 2008 22/24.

Thom D., Seidl R., 2016, *Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests*, „Biological Reviews", nr 91, s. 760-781.

Wierzcholska S., Jaroszewicz B., Kukwa M., Lubek A., 2015, *Ash dieback may influence biodiversity of epiphytic and epixylic cryptogams in European close-to-natural forest. 27th International Congress for Conservation Biology, 4th European Congress of Conservation Biology*, Montpellier, Abstract Book: 751.

Wild J., Kopecky M., Svoboda M., Zenahlikova J., Edwards-Jonašova M., Herben T., 2014, *Spatial patterns with memory: Tree regeneration after stand-replacing disturbance in Picea abies mountain forests*, „Journal of Vegetation Science", nr 25/6, s. 1327–1340.

Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł., 2013, *Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000*, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 260.

Zeppenfeld T., Svoboda M., Derose R.J., Heurich M., Müller J., Cižkova P., Stary M., Bace R., Donato D.C., 2015, *Response of mountain* Picea abies *forests to stand-replacing bark beetle outbreaks: neighbourhood effects lead to self-replacement*, „Journal of Applied Ecology", nr 52, s. 1402–1411.

Zingstra H., Kovatchev A., Kitnaes K., Tzonev R., Dimova D., Tzvetkov P., 2009, *Ръководство за оценка на благоприятно природозащитно състояние за типове природни местообитания*

и видове по НАТУРА 2000 в България, Изд. Българска фондация Биоразнообразие, София, s. 630.

Żmihorski M., 2008, *Zespół ptaków lęgowych wiatrołomu w Puszczy Piskiej*, „Notatki Ornitologiczne", nr 49, s. 39–45.

6. Zmiany udziału świerka pospolitego w drzewostanach Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki liczebności kornika drukarza *Ips typographus* (L.)

Jerzy M. Gutowski, Bogdan Jaroszewicz

6.1. Wstęp

Puszcza Białowieska jest najlepiej zachowanym leśnym obiektem przyrodniczym w strefie klimatu umiarkowanego. Różni się ona istotnie od innych lasów Polski nie tylko pod względem przyrodniczym, ale również krajowymi i międzynarodowymi uwarunkowaniami formalno-prawnymi, które w procesie zarządzania powinny być brane pod uwagę.

Przede wszystkim teren ten wyróżnia:

- wysoki udział lasów naturalnych i zbliżonych do naturalnych, czyli o niskim stopniu bezpośredniej ingerencji ludzkiej, która zwykle ogranicza się do modyfikacji drzewostanu pochodzenia naturalnego;
- wysokie wysycenie różnorodnymi ustawowymi formami ochrony przyrody (park narodowy, rezerwaty przyrody, obszar chronionego krajobrazu, obszar Natura 2000, stanowisko dokumentacyjne, użytki ekologiczne, pomniki przyrody), ale również tymi, które nie mają umocowania w naszym systemie ochrony przyrody (rezerwat biosfery, transgraniczny obiekt światowego dziedzictwa UNESCO);
- europejskie i ogólnoświatowe zainteresowanie Puszczą jako obiektem o unikalnych walorach turystycznych i naukowych;
- bogata historia kulturowa (świadectwo świadomej i skutecznej ochrony lasów od czasów jagiellońskich);
- postrzeganie Puszczy jako matecznik żubra uratowanego od zagłady oraz symbol dzikiej przyrody.

W tym świetle wydaje się oczywistym, że Puszcza Białowieska powinna służyć przede wszystkim ochronie i poznaniu naturalnej struktury ekologicznej i funkcjonowania lasów niżowych środkowego pasa naszego kontynentu, z całą ich naturalną bioróżnorodnością i dynamiczną zmiennością. Ochrona naturalnych procesów przyrodniczych, która powinna dominować na tym terenie [Faliński 1986; Jędrzejewski, Jędrzejewska 1995; Kujawa 2009; Pawlaczyk 2009; Weisman 2010] wiąże się jednak z ryzykiem wystąpienia naturalnych zaburzeń, które mogą prowadzić do czasowego rozpadu drzewostanu.

Jednym z organizmów, które powodują cykliczne wielkoskalowe zaburzenia w drzewostanach z dużym udziałem świerka, jest kornik drukarz *Ips typographus* (L.) (Curculionidae: Scolytinae). W związku z tym, że powoduje on nagłe zmiany warunków środowiskowych, które umożliwiają bytowanie całym zespołom organizmów, uznano go za gatunek kluczowy, sprzyjający rozwojowi i zachowaniu różnorodności biologicznej lasów [Gutowski 2004; Müller i in. 2008; Winter i in. 2015]. Wzmożone okresowe pojawy kambio- i ksylofagów są stałym elementem dynamiki ekosystemów leśnych, bez względu na stopień ich naturalności lub intensywność użytkowania. Jeśli masowy pojaw takich organizmów zdarza się w lasach zagospodarowanych, leśnicy natychmiast podejmują intensywne działania mające na celu powstrzymanie lub spowolnienie spodziewanego rozpadu drzewostanów. Obowiązująca w Polsce *Instrukcja Ochrony Lasu* [2012] zaleca, aby w przypadku wystąpienia gradacji kornika drukarza drzewa zasiedlone zostały ścięte i okorowane lub wywiezione z lasu poza strefę zagrożenia w ciągu 2–3 tygodni od wgryzienia się pierwszych chrząszczy w korę. Skuteczność podejmowanych działań zależy jednak od ich dokładności oraz wielu czynników zewnętrznych, wpływających zarówno na stan zdrowotny atakowanych drzew, jak i na dynamikę liczebności populacji kornika drukarza. Wielu autorów wskazuje, że takie działania nie redukują ani szybkości powstawania posuszu, ani jego ilości, ani czasu trwania gradacji w drzewostanach zagospodarowanych, w porównaniu z sąsiadującymi obszarami objętymi ochroną ścisłą [Łoziński 2002; Gutowski i in. 2002; Starzyk i in. 2005; Grodzki i in. 2006]. Wyniki matematycznego modelowania rozwoju populacji kornika drukarza wskazują przyczynę nieskuteczności tych działań. Otóż przebieg gradacji może ulec zmianie jedynie wówczas, gdy usuwanych jest ponad 80% zaatakowanych drzew, a śmiertelność pasożytującego na nich kornika jest zbliżona do 100% [Fahse i Heurich 2011]. W Puszczy Białowieskiej, gdzie ponad 30% obszaru jej polskiej części znajduje się w granicach rezerwatów

przyrody i parku narodowego, a blisko 40% drzewostanów w części białoruskiej objęte jest ochroną ścisłą, taka skuteczność jest nieosiągalna. Nie należy jednak traktować rezerwatów jak miejsc zwiększających ryzyko wystąpienia gradacji. Wręcz przeciwnie, stanowią one bazę rozwojową dla owadów będących antagonistami kambio- i ksylofagów (np. Histeridae, Monotomidae, *Crypturgus* spp.) – zdecydowanie więcej przedstawicieli tych grup migruje z rezerwatów do lasów gospodarczych niż w kierunku odwrotnym [Gutowski, Krzysztofiak 2005]. Ponadto, w świetle istniejącej wiedzy na ten temat, rezerwaty ścisłe powinny być postrzegane jako niezwykle istotne ogniska bioróżnorodności niezbędnej dla zdrowia otaczających je drzewostanów [Bałazy 1966, 1968; Karpiński 1935; Okołów 1982, 1987].

Świerk pospolity *Picea abies* (L.) H. Karst. jest jednym z głównych gatunków budujących drzewostany Puszczy Białowieskiej, zajmując około 27% powierzchni w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Puszcza Białowieska" [M. Ksepko – BULiGL Białystok] i około 13% w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego [Brzeziecki i in. 2010]. Jego udział w drzewostanach obszaru ochrony ścisłej BPN, jak i w całej Puszczy Białowieskiej systematycznie maleje, począwszy od połowy ubiegłego wieku. Prawdopodobnie zmiany te są efektem kontynuacji procesów regeneracji po wcześniejszych zaburzeniach [Faliński 1986], postępującej eutrofizacji siedlisk oraz zmian klimatycznych (zmiana dystrybucji opadów w skali roku, coraz częstsze występowanie lat suchych), które powodują obniżanie się poziomu wód gruntowych [Malzahn 2004, Pierzgalski i in. 2002]. W zagospodarowanej części Puszczy udział świerka od dziesięcioleci jest utrzymywany na wyższym poziomie niż w BPN, dzięki sztucznemu odnawianiu tego gatunku w miejsce drzewostanów wyciętych w ramach planowej gospodarki leśnej i cięć sanitarnych.

Kornik drukarz to rozprzestrzeniony w Europie i Azji przedstawiciel chrząszczy z podrodziny korników (Scolytinae) w rodzinie ryjkowcowatych (Curculionidae). Rozwija się na świerku, wyjątkowo również na innych gatunkach drzew iglastych. Zasiedla on zwykle środkową i dolną część pni drzew w wieku powyżej 60 lat, a w przypadku masowych pojawów – także drzew młodszych. Odziomkowa część pnia drzew zasiedlonych przez kornika drukarza oraz jego wierzchołek i gałęzie opanowywane są przez inne towarzyszące gatunki owadów. Postacie dorosłe (*imagines*) kornika zaczynają swoją aktywność (wychodzenie z zimowisk, przemieszczanie się po pniach drzew, kopulowanie, składanie jaj) w kwietniu i maju. Minimalna temperatura, przy

której *imagines* mogą rozpocząć aktywność wynosi 11,4°C, natomiast przy 16,5°C chrząszcze zaczynają latać w poszukiwaniu drzew do zasiedlenia. Słoneczna pogoda sprzyja tego rodzaju aktywności korników, ponieważ aby mogły one skutecznie zasiedlać drzewa temperatura powyżej 16,5°C musi utrzymywać się przez minimum 3–4 dni z rzędu. Chrząszcze mogą aktywnie przelecieć dystans nawet powyżej 500 m, zwykle jednak zasiedlają nowe drzewa w odległości nie większej niż 100 m od miejsca zimowania lub wylęgu.

Pierwsze pojawiają się samce, które lokalizują odpowiednie do zasiedlenia świerki (osłabione, niedawno przewrócone przez wiatr lub ścięte) na podstawie wydzielanych przez drzewo substancji lotnych (np. terpenów). Nieliczne chrząszcze nie są w stanie przełamać naturalnych mechanizmów obronnych żywego drzewa, które zalewa żywicą wgryzające się pod korę *imagines*. Dlatego, aby wzmocnić skuteczność ataku, samce wydzielają specjalne substancje zapachowe, tzw. feromony agregacyjne, przywabiające nowe korniki. Po przekroczeniu progowej liczby chrząszczy drzewo nie jest już w stanie zalać żywicą wszystkich atakujących je osobników, i nawet jeśli część z nich ginie, to reszta skutecznie zakłada żerowiska [Wermelinger 2004]. Samce zasiedlające drzewo wygryzają w korze tzw. komorę godową, do której zwabiają od jednej do czterech samic (najczęściej dwie). Tam dochodzi do kopulacji, po czym chrząszcze wspólnie drążą wzdłuż pnia drzewa chodniki macierzyste długości 10–15 cm, na bokach których samice wygryzają zagłębienia, tzw. nyże jajowe, gdzie składają jaja. Jedna samica może złożyć do 100 jaj, z których wkrótce wylęgają się larwy. Drążą one swoje chodniki mniej więcej poprzecznie do włókien drzewa, odżywiając się żywą miazgą i łykiem świerka, co powoduje jego zamieranie (ryc. 6.1). Na końcu chodników larwalnych wyrośnięte larwy przeobrażają się w poczwarki, a następnie w postacie dorosłe, które po odbyciu tzw. żeru uzupełniającego wyruszają około połowy lipca na poszukiwanie nowych, odpowiednich do zasiedlenia drzew. Całkowity rozwój jednej generacji trwa około 2– 2,5 miesiąca [Wermelinger 2004].

W zależności od położenia geograficznego i warunków atmosferycznych, w ciągu roku rozwija się jedno, dwa, a czasem nawet trzy pokolenia korników. W Puszczy Białowieskiej są to najczęściej dwie generacje. Ponadto, stare chrząszcze, które dały już początek pierwszemu pokoleniu, po odbyciu tzw. żeru regeneracyjnego, poszukują kolejnych osłabionych świerków, w których zakładają nową komorę godową i drążą chodniki macierzyste, dając początek tzw. generacji siostrzanej.

Fot. J.M. Gutowski

Ryc. 6.1. Obumarłe świerki („gniazdo kornikowe") jako skutek gradacji kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej

Kornik drukarz przenosi na zasiedlane świerki zarodniki grzybów ofiostomatoidalnych (najczęściej *Ceratocystis* spp.), co zwiększa znacząco szansę na opanowanie drzew [Christiansen i in. 1987], ponieważ grzyby te obniżają odporność rośliny-gospodarza oraz poprawiają warunki życia korników. To korzystne dla obu stron współżycie organizmów polega m.in. na tym, że rozwijająca się w żerowiskach grzybnia stanowi dla larw owada dodatkowe źródło azotu, witamin i związków sterydowych, co znacznie zwiększa przeżywalność i płodność korników w późniejszym okresie życia. Co więcej, grzyby te modyfikują tkanki drzewa zjadane przez korniki oraz ograniczają rozwój innych gatunków grzybów, które mogłyby stanowić konkurencję dla rozwijających się larw. Z kolei grzyby wykorzystują korniki do transportu na kolejne drzewa – dzięki nim mogą dostać się do wnętrza żywych tkanek, czemu normalnie przeciwdziała kora. Ostatnio

pojawiają się opinie, że rola grzybów ofiostomatoidalnych w zamieraniu świerków jest nie mniejsza niż samego kornika [Jankowiak 2004].

Larwy, poczwarki lub młode chrząszcze zimują w żerowiskach, natomiast stare owady najczęściej spędzają zimę w ściółce. Okres zimy jest dla nich trudny do przetrwania, zwłaszcza dla larw i poczwarek – ginie wówczas około 50% populacji. W sezonie wegetacyjnym populację kornika drukarza ograniczają inne czynniki, np. chrząszcze z rodziny przekraskowatych (Cleridae), muchówki z rodziny błyskleniowatych (Dolichopodidae) oraz pasożytnicze błonkówki z rodziny męczelkowatych (Braconidae) i siercinkowatych (Pteromalidae). Ważnymi wrogami naturalnymi korników są też dzięcioły, które mogą być przyczyną nawet 60–80% śmiertelności larw [Fayt i in. 2005]. Wiele informacji o biologii i ekologii kornika drukarza, jego roli w ekosystemach leśnych oraz o metodach i możliwości ograniczania liczebności populacji tego gatunku można znaleźć w monografii Grodzkiego [2013].

6.2. Kornik drukarz w Puszczy Białowieskiej – rys historyczny

Z przeprowadzonych analiz palinologicznych wynika, że świerk występuje na terenie Puszczy Białowieskiej w sposób ciągły od ok. 8000 lat [Dąbrowski 1959, Mitchell 1998, Obidowicz i in. 2004]. Odkąd się pojawił, a z całą pewnością odkąd stał się jednym z głównych gatunków tworzących drzewostany (czyli od ok. 1500 lat), stale towarzyszył mu kornik drukarz wraz z charakterystyczną dla tego gatunku cyklicznością masowych pojawów.

Ważną rolę w zrozumieniu współczesnej dynamiki populacji kornika drukarza odgrywa historia pożarów na terenie Puszczy Białowieskiej. Były one w okresie od połowy XVII w. do połowy XIX w. dość częste, zwłaszcza na siedliskach borowych [Niklasson i in. 2010] i, tak jak to się dzieje współcześnie, powstawały prawie wyłącznie z winy człowieka. Zbyt często płonące siedliska borowe sprawiły, że jedyną ostoją świerka stały się żyzne siedliska grądów i łęgów oraz olsy. Lasy mieszane, bory mieszane i bory, również z uwagi na częste pożary, były prawdopodobnie wolne od świerka przez okres około 300 lat [Bobiec i in. 2011]. Gatunek ten, w przeciwieństwie do sosny, jest bardzo wrażliwy na przyziemne pożary i z tego powodu nie mógł się w owym czasie utrzymać na tych ubogich siedliskach. Wynika to dość jednoznacznie m.in. z relacji Brinckena [1826], który odnotowuje, że w monotonnym „morzu sosnowym", pokrywającym na

początku XIX w. ok. 70% powierzchni Puszczy, występowały „zielone wyspy" lasów liściastych, w których składzie gatunkowym, obok drzew grądowych, wymienia właśnie świerka. Tezę tę potwierdza również Genko [1902], łączący początek zarastania borów sosnowych przez świerka z wielkim pożarem lasu w 1811 r., którego nie udawało się ugasić przez kilka miesięcy, a po którym zaczęto rygorystycznie przestrzegać zakazu używania ognia w lesie. Można więc przypuszczać, że przed XIX w. dynamika liczebności populacji kornika była różna od obecnej. Bardzo jednak prawdopodobne, że we wcześniejszym okresie przedkolonizacyjnym była ona podobna do dzisiejszej, choć nie mamy odpowiednich narzędzi badawczych, by to jednoznacznie wykazać.

Lokalne oscylacje liczebności *Ips typographus* po uszkodzeniach drzewostanów przez huragany, pożary i inne czynniki, są nieodłącznym elementem naturalnego cyklu życiowego lasów budowanych przez świerka, co wciąż jest obserwowane w strefie lasów tajgowych [Schulze i in. 2005]. Dzięki zróżnicowaniu środowisk i samych drzewostanów, naturalne czynniki stosunkowo szybko hamują wzrost liczebności chrząszczy. Warto nadmienić, że podatność drzewostanów na ataki korników istotnie spada już przy udziale świerka poniżej 92% [Hilszczański i in. 2006]. Natomiast drzewostany z udziałem świerka poniżej 50% nie wykazują większej wrażliwości na gradacje kornika drukarza, gdyż niewielkie ubytki masy są w nich szybko rekompensowane przyrostem [Łoziński 2002]. Prawdopodobieństwo częstszego występowania gradacji kornika drukarza i większego ich natężenia zaczęło rosnąć wraz ze zwiększeniem udziału litych drzewostanów świerkowych lub ze znaczną jego przewagą w składzie gatunkowym drzewostanów Puszczy Białowieskiej. Jest to sytuacja nienaturalna, ze względu bowiem na duży udział żyznych siedlisk dominować tu powinny lasy liściaste i mieszane.

Pierwsze zapiski historyczne o korniku drukarzu w Puszczy Białowieskiej pojawiają się na początku XIX w. Brincken [1826] ze zdziwieniem odnotował, że w latach 20. XIX wieku. w Puszczy nie występowały gradacje kornika, co można tłumaczyć niemal zupełnym brakiem świerka na siedliskach borowych, zajętych głównie przez sosnę. Jednak później, wraz ze wzrostem udziału tego gatunku w drzewostanach Puszczy, zaczynają pojawiać się informacje o osiąganiu przez kornika drukarza w pewnych okresach znacznych liczebności. Wzmożone pojawy kornika w Puszczy Białowieskiej zostały od końca XIX w. udokumentowane co najmniej 8 razy, w latach: 1882–1883, 1919–1922, 1951–1955, 1963–1966, 1983–1988, 1994–1997, 2001–2003, 2012–2016. Większość tych gra-

dacji przypada na okresy charakteryzujące się warunkami hydrotermicznymi niekorzystnymi dla świerka (sezony wegetacyjne o niskich opadach i wysokich temperaturach). Biorąc pod uwagę ilość wydzielonego posuszu świerkowego, z pewną dozą subiektywizmu można ocenić, że największa z omówionych gradacji miała miejsce w latach 1919–1922, której aktualnie trwająca (2012–2016) jednak ustępuje (tab. 6.1). Dużą skalę miały też masowe pojawy kornika w latach 1983–1988 oraz 2001–2003, natomiast pozostałe były mniej znaczące.

Tabela 6.1. Miąższość zasiedlonych świerków w latach 1919–1922 oraz 2012–2015 w Puszczy Białowieskiej

1919–1922			2012–2015		
rok	obszar	zasiedlone świerki [m³]	rok	obszar	zasiedlone świerki [m³]
1920	Nadleśnictwo Hajnówka	350 tys.	2012	cała Puszcza (bez BPN)	31,9 tys.
	Nadleśnictwo Browsk	180 tys.	2013	cała Puszcza (bez BPN)	98,4 tys.
1921	cała Puszcza	650 tys.	2014	cała Puszcza (bez BPN)	198,1 tys.
1922	cała Puszcza	1,3 mln	2015 (do 18.09.)	cała Puszcza (bez BPN)	245,5 tys.

Źródło: Mokrzecki [1923], dane BULiGL Białystok

6.3. Rola kornika drukarza w biocenozie Puszczy Białowieskiej oraz mechanizmy funkcjonowania gradacji

Kornik drukarz jest jednym z najważniejszych kambiofagów świerka pospolitego. W czasie wzmożonych pojawów powoduje on zamieranie drzew osłabionych w wyniku suszy, pożaru czy huraganu, opanowania przez patogeny grzybowe, zaatakowania przez owady liściożerne czy wskutek osiągnięcia znacznego wieku; zamierają także drzewa pozornie zdrowe. W drzewostanie kornik zwykle opanowuje najpierw pojedyncze dobrze nasłonecznione pnie, a w następnej fazie sąsiadujące, tworząc grupy obumierających drzew, czyli tzw. gniazda kornikowe.

Wzmożone pojawy kornika drukarza i gatunków towarzyszących na świerku, w świetle aktualnej wiedzy, są immanentną cechą naturalnych ekosystemów leśnych z dużym udziałem tego gatunku drzewa [Georgievskij 1995; Scherzinger 1996; Ermokhin 1999; Gutowski 2002; Jonášová, Prach 2004; Paw-

laczyk 2009]. Taka jest bowiem dynamika procesów zachodzących w owych zbiorowiskach [Schulze i in. 2005]. Antropogeniczne przekształcenia ekosystemów, powodujące zwiększenie udziału świerka w drzewostanach, sprawiają, że gradacje mogą zdarzać się częściej i mieć większe natężenie.

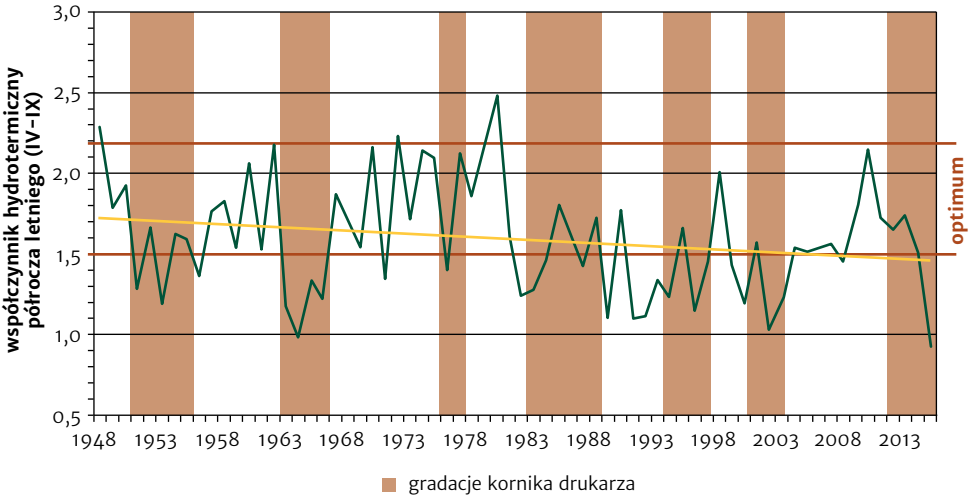
O występowaniu kornika drukarza i jego roli w Puszczy Białowieskiej pisało już wielu autorów [np. Karpiński 1935; Bałazy 1966, 1968; Okołów 1982, 1987; Gutowski 1986, 1996; Gutowski, Krzysztofiak 2005; Keczyński 2002; Sokołowski 2002]. Poza pracami, które traktują ten gatunek jako jeden z ważnych składników ekosystemu, są też publikacje mające bardziej utylitarny charakter, skupiające się na zniszczeniach w drzewostanach świerkowych [Mokrzecki 1923, Capecki i in. 1997, Michalski i in. 2004].

Na dynamikę liczebności kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej mają wpływ:

- warunki pogodowe, a zwłaszcza temperatura powietrza oraz ilość i rozkład opadów w okresie wegetacyjnym (ryc. 6.2);
- okresowe nagromadzanie się wiatrowałów i wiatrołomów świerka po występujących tu dość często huraganowych wiatrach;
- zaawansowany wiek drzew w wielu drzewostanach;
- odwodnienie, będące skutkiem dawnych melioracji, oczyszczania i prostowania koryt puszczańskich rzek oraz zmian klimatycznych;
- dawne błędy w gospodarce leśnej;
- zmiany klimatu;
- zanieczyszczenia powietrza i gleby;
- pożary;
- inne czynniki (np. infekcje grzybowe, żery foliofagów, okiść).

Znaczenie poszczególnych czynników jest zmienne w czasie i przestrzeni, najczęściej jednak ich wpływ na liczebność gradacji należy rozpatrywać synergicznie. Współcześnie, trzy spośród przyczyn, wymienione jako pierwsze, odgrywają rolę najważniejszą, co oznacza, że czas pojawienia się warunków sprzyjających gradacji kornika drukarza jest całkowicie nieprzewidywalny. Jednocześnie można mieć pewność, że prędzej czy później czynniki sprzyjające zaistnieją, a więc masowe pojawy kornika w drzewostanach z udziałem świerka są nieuniknione. Z kolei dotychczasowa historia Puszczy pokazuje, że naturalne załamanie się liczebności populacji kornika i wygaśnięcie gradacji bez ingerencji człowieka jest równie pewne.

Będąc naturalnym stałym elementem europejskich lasów z udziałem świerka, jednocześnie tworząc populacje o dużej dynamice liczebności, kornik drukarz jest bardzo ważnym komponentem ekosystemów leśnych. Na terenie parków narodowych, rezerwatów przyrody i w niewielkich pozostałościach lasów zbliżonych do naturalnych, jakie jeszcze uchowały się do naszych czasów, jest on tzw. gatunkiem kluczowym [Gutowski 2004, Müller i in. 2008] od którego uzależniony jest byt setek innych gatunków grzybów, roślin i zwierząt [Winter i in. 2015].



Ryc. 6.2. Przebieg krzywej współczynnika hydrotermicznego półrocza letniego na tle siedmiu ostatnich gradacji w Puszczy Białowieskiej [na podstawie: E. Malzahn, J.M. Gutowski]

Obszerny i szczegółowy przegląd interakcji między owadami kambiofagicznymi (także kornikiem drukarzem), grzybami i roślinami opublikował Jankowiak [2004], niektóre zagadnienia porusza też Gutowski [2006]. Kornik drukarz sprzyja odnawianiu się lasu na tzw. gniazdach kornikowych, które pomagają zwiększyć zróżnicowanie struktury drzewostanu i tworzą mikrośrodowiska o specyficznym swoistym mikroklimacie, zwiększając jednocześnie różnorodność biologiczną ekosystemu [Sokołowski 2002]. Bobiec i in. [2011] wykazali, że zaburzenia powodowane przez gradacje kornika drukarza są ważnym czynnikiem sprzyjającym naturalnemu odnawianiu się dębu i innych gatunków drzew w biocenozach leśnych Białowieskiego Parku Narodowego (ryc. 6.3).

Fot. J. M. Gutowski

Ryc. 6.3. Leżące pnie świerków stanowią osłonę przed zwierzyną dla naturalnego odnowienia drzew w Puszczy Białowieskiej

Od obecności zamierających i martwych świerków w drzewostanie uzależnione jest bytowanie wielu bezkręgowców, w tym szeregu ginących i zagrożonych nie tylko w Polsce, ale w całym swoim zasięgu [Gutowski i in. 2004]. Niedobór martwego drewna w lasach spowodował, że w większości krajów Europy wiele stenotopowych (tj. mających specyficzne wymagania) gatunków związanych z tym środowiskiem już wyginęło. Zachowały się jeszcze w Polsce takie lasy, w których ciągłość „dostawy" martwego drewna nie została nigdy przerwana i gdzie dotrwały do dziś unikatowe gatunki żyjące pod korą bądź w drewnie świerków. Jednym z takich obszarów leśnych, najważniejszym w niżowej Europie, jest Puszcza Białowieska [Gutowski, Jaroszewicz 2004], gdzie w żerowiskach kornika oraz w drewnie martwych świerków żyje ponad 100 rzadkich i ginących gatunków chrząszczy [Gutowski i in. 2004]. Niektóre z nich: *Rhysodes sulcatus* (Fabricius, 1787) – zagłębek bruzdkowany, *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763) – zgniotek cynobrowy, *Pytho kolwensis* C. R. Sahlberg, 1833 – rozmiazg kolweński (ryc. 6.4), *Boros schneideri* (Panzer, 1796) – ponurek Schneidera, są tzw. gatunkami naturowymi, wymienionymi w załącznikach do Dyrektywy Siedliskowej Komisji Europejskiej i są podstawą do wyznaczania

obszarów Natura 2000. Kornik drukarz jest także pokarmem dla wielu cennych gatunków zwierząt kręgowych, zwłaszcza ptaków. Obecność zamierających świerków w drzewostanie warunkuje m.in. występowanie zagrożonego w skali Europy dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus* [Bűtler i in. 2004].

Fot. J. M. Gutowski

Ryc. 6.4. Larwa reliktowego chrząszcza rozmiazga kolweńskiego *Pytho kolwensis*, znanego w Polsce tylko z Puszczy Białowieskiej, rozwijającego się na wiatrowałach świerka w żerowiskach kambiofagów

Bardzo ważnym czynnikiem kształtującym cykl populacji kornika w Puszczy Białowieskiej są również naturalne oddziaływania typu drapieżca – ofiara i pasożyt – ofiara.

Jak wskazują liczne badania naukowe [m.in. Karpiński 1935; Bałazy 1968; Okołów 1987; Gutowski, Kubisz 1995], najważniejszą rolę w ograniczaniu liczebności kornika odgrywają w Puszczy Białowieskiej pasożytnicze błonkówki z rodzin Braconidae, Ichneumonidae, Chalcidoidea oraz drapieżne chrząszcze: *Thanasimus formicarius* (L.) (Cleridae), *Nudobius lentus* (Gravenhorst, 1806) (Staphylinidae), larwy Medeterinae i in. Dużą rolę w ograniczaniu liczebności korników odgrywają także dzięcioły, pasożytnicze grzyby, a przede wszystkim wewnątrz- i międzygatunkowa konkurencja o pokarm.

Redukcja udziału świerka w składzie gatunkowym drzewostanów puszczańskich, dokonująca się z udziałem kornika drukarza, jest reakcją środowiska na wcześniejsze zakłócenia. Przywraca ona stan względnej równowagi pomiędzy składem gatunkowym drzewostanów a ich środowiskiem. Puszcza nie ginie za sprawą korników, jak twierdzą niektórzy. Ostatnia gradacja, jak i poprzednie, korygują nienaturalnie wysoki udział świerka w drzewostanach, spowodowany bezpośrednią i pośrednią ingerencją człowieka. Ani świerk, jako jeden z wielu

gatunków drzew puszczańskich, ani tym bardziej Puszcza Białowieska nie są zagrożone przez kornika drukarza. Świerk nadal bardzo dobrze się odnawia na siedliskach borowych (Bśw, Bw, Bb, BMśw, BMw, BMb), gdzie występuje jego liczny podrost i drzewostan w młodszych klasach wieku (ryc. 6.5 i 6.6). Nie brakuje nawet, biorąc pod uwagę udział poszczególnych siedlisk w ogólnej powierzchni Puszczy Białowieskiej, przedstawicieli starszych klas wieku.

Fot. J. M. Gutowski

Fot. J. M. Gutowski

Ryc. 6.5 i **6.6.** Na siedliskach uboższych i wilgotniejszych w Puszczy Białowieskiej świerk dobrze się odnawia

Współwystępowanie kornika drukarza i świerka pospolitego zostało ukształtowane w toku ewolucji. W świetle wiedzy o mechanizmach funkcjonowania przyrody należy przyjąć, że gradacje kornika drukarza po pewnym czasie wygasają samoistnie. Dzieje się tak najczęściej za sprawą wzmożonego oporu środowiska (parazytoidy, pasożyty, patogeny grzybowe, drapieżniki) przy współudziale oddziaływań wewnątrzpopulacyjnych (np. zmniejszanie liczby potomstwa i ograniczenie powierzchni żerowania, jako wynik konkurencji wynikającej z przegęszczenia) oraz niekorzystnych warunków pogodowych. Na podstawie historii występowania masowych pojawów *Ips typographus* na obszarach objętych ochroną ścisłą można stwierdzić, że najczęściej po 2–3 latach trwania gradacji następuje takie namnożenie się antagonistów tego gatunku, że jego liczebność gwałtownie spada, nawet poniżej potrzeb występujących w tym okresie parazytoidów i pasożytów (zwłaszcza tych wyspecjalizowanych). Prowadzi to do załamania gradacji kornika i w konsekwencji spadku liczebności jego wrogów, co z kolei osłabia opór środowiska naturalnego i pozwala po kilku latach na ponowne narastanie liczebności *Ips typographus*. Mokre, deszczowe lata mogą opóźnić wystąpienie kolejnego wzmożonego pojawu, natomiast wszelkie wymienione wcześniej okoliczności sprzyjające mogą ten szczyt przyspieszyć i przedłużyć jego trwanie. Należy jednakże podkreślić, że dla zainicjowania gradacji nie wystarczą czynniki endogenne populacji kornika, ale konieczne jest także zaistnienie dodatkowych okoliczności zewnętrznych, jak choćby spowodowana różnymi przyczynami, najczęściej abiotycznymi (np. susza, huragany), podatność drzew na zasiedlenie. W praktyce nie jest więc możliwe zarówno całkowite uniknięcie gradacji, jak i jej skuteczne powstrzymanie. Jak wskazują dotychczasowe doświadczenia z naturalnych lasów mieszanych strefy umiarkowanej, na długość trwania okresu ze zwiększoną liczebnością kornika drukarza nie ma większego wpływu prowadzona z nim walka [np. Capecki 1978, D'jachenko 1998, J. M. Gutowski – inf. niepublikowane]. Prawdopodobnie rezultaty takich doświadczeń różnią się w sztucznych monokulturach świerkowych, jednak problem ten wykracza poza zakres niniejszego opracowania.

6.4. Szczególny status formalny Puszczy Białowieskiej

Cała Puszcza Białowieska, po obu stronach granicy, została wpisana przez UNESCO na Listę Obiektów Światowego Dziedzictwa. Decyzja UNESCO o roz-

szerzeniu granic Obiektu, pierwotnie obejmującego po polskiej stronie tylko obszar Białowieskiego Parku Narodowego (od 1979 r.), została podjęta na wniosek rządu Rzeczpospolitej Polskiej i rządu Republiki Białorusi na posiedzeniu Komitetu Światowego Dziedzictwa w dniu 24 czerwca 2014 r. Wniosek ten został przygotowany i podpisany przez zarządców terenów objętych wpisem: dyrektora Białowieskiego Parku Narodowego i dyrektora Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku oraz dyrektora Państwowego Parku Narodowego „Belovezhskaya Pushcha" w Białorusi. Od momentu przyjęcia wniosku przez UNESCO Puszcza przestała być jedynie lasem zagospodarowanym, co oznacza, że nie możemy już dłużej traktować jej w taki sam sposób, jak pozostałe lasy w naszym kraju, ani też stosować tu regulacji dotyczących zwykłych lasów gospodarczych. Uzasadnienie wniosku o rozszerzenie granic Obiektu oraz załączone tymczasowe zasady zarządzania Obiektem są oficjalnym zobowiązaniem do ochrony w Puszczy różnorodności biologicznej i procesów naturalnych. Obiekt Światowego Dziedzictwa nie istnieje w polskim porządku prawnym, nie mamy więc krajowego prawa, które by go chroniło, jednak właściwa ochrona przedmiotu wpisu jest kwestią uczciwości naszego kraju przede wszystkim wobec naszego partnera – Republiki Białorusi, a także wobec całego świata. Wiarygodność Rzeczpospolitej Polskiej na arenie międzynarodowej jest bezcenna, a jej utraty nie da się zrekompensować wątpliwymi korzyściami ekonomicznymi z pozyskania posuszu pokornikowego. Nie da się też pogodzić ochrony procesów naturalnych z usuwaniem przez człowieka z terenu Obiektu martwych świerków. Zresztą działanie takie nie ma żadnego wpływu na przebieg gradacji kornika, natomiast przynosi poważne szkody przyrodnicze związane z uszkodzeniami gleby i roślin oraz usuwaniem substratu istotnego dla rozwoju licznych organizmów. Zarówno masowy pojaw kornika drukarza, będący przyczyną okresowej intensywnej produkcji martwych drzew, jak i późniejszy ich rozkład w wyniku działania organizmów saproksylicznych, są procesami naturalnymi, które zobowiązaliśmy się chronić.

6.5. Podsumowanie i wnioski

Biorąc pod uwagę przytoczoną powyżej argumentację oraz obecny stan wiedzy o ekologii lasów o charakterze naturalnym, należy uznać, że gradacje kornika drukarza są naturalnym elementem dynamiki ekosystemów leśnych z udziałem świerka i w związku z tym co pewien czas nieuchronnie będą się powtarzać.

Nie stanowią one jednak zagrożenia dla przyrody tego obiektu, gdyż kornik jako gatunek odgrywa kluczową rolę w funkcjonowaniu takich lasów poprzez:

- tworzenie luk w drzewostanie, sprzyjających odnawianiu się różnych gatunków drzew oraz runa, co jest znacznie utrudnione w warunkach drzewostanu o zwartej strukturze, która prawie całkowicie redukuje dopływ światła do dna lasu [Sokołowski 2002; Jonášová, Prach 2004; Wild i in. 2004];
- zwiększanie różnorodności strukturalnej oraz gatunkowej drzewostanów i zamieszkujących je zespołów roślin, grzybów i zwierząt, włącznie ze stwarzeniem warunków do bytowania dla wielu rzadkich i zagrożonych wyginięciem gatunków;
- dostosowywanie udziału świerka do aktualnych warunków przyrodniczych (głównie siedliskowo-glebowych) poprzez jego eliminację z siedlisk, na których pojawił się za sprawą człowieka;
- eliminację mniej odpornych osobników świerka;
- zapewnienie bazy pokarmowej dla szeroko pojętych organizmów saproksylicznych, które są jednymi z najbardziej cennych i zagrożonych elementów przyrody naszych lasów.

Malejący w ostatnich dekadach udział świerka w drzewostanach Białowieskiego Parku Narodowego spowoduje, że zasięg i dynamika kolejnych gradacji będą mniejsze niż obserwowane dotychczas. Z upływem czasu, jeśli podobny trend zostanie dopuszczony również w gospodarczej części Puszczy Białowieskiej, zmiany w krajobrazie Puszczy staną się także mniej zauważalne.

Rozpatrując jednak możliwość podjęcia na terenie Puszczy intensywnej walki z kornikiem drukarzem, należy wziąć pod uwagę, że wyrąb i zrywka zaatakowanych i obumarłych świerków pociąga za sobą:

- znaczne zmiany i straty przyrodnicze w lesie, m.in. uszkodzenia gleby, runa, krzewów, podrostu, ale także okaleczenia zdrowych drzew na gniazdach kornikowych, w ich pobliżu i na szlakach zrywkowych (ryc. 6.7);
- likwidację środowisk potencjalnie umożliwiających naturalne odnowienie dębu;
- zubożenie ekosystemów leśnych w materię organiczną;
- pomniejszenie bogactwa gatunkowego organizmów saproksylicznych poprzez ich usuwanie w różnych stadiach rozwojowych wraz z drewnem oraz uszczuplenie ich bazy pokarmowej;
- zakłócenie naturalnych procesów przyrodniczych.

Fot. J. M. Gutowski

Ryc. 6.7. Uszkodzenia drzew wzdłuż szlaków zrywkowych są w Puszczy Białowieskiej bardzo częste

6.6. Rekomendacje dotyczące zakresu ochrony i użytkowania Puszczy Białowieskiej

1. Należy utrzymać poziom pozyskania drewna zgodny z planami urządzenia lasu dla puszczańskich nadleśnictw na lata 2012–2021 (około 48 tys. m^3/rok), gdyż gwarantuje on w miarę swobodny przebieg procesów przyrodniczych w najcenniejszych, najlepiej zachowanych częściach Puszczy Białowieskiej, przy jednoczesnym zapewnieniu lokalnym społecznościom dostępu do surowca drzewnego.
2. Dla zapewnienia możliwości pozyskania drewna przez społeczność lokalną należy raczej wyznaczać drzewa żywe niż zasiedlone przez bezkręgowce – straty przyrodnicze będą wówczas mniejsze.
3. Ochronę procesów naturalnych (ochrona bierna) należy prowadzić na większości obszaru Puszczy Białowieskiej. Na pozostałym terenie można

stosować ochronę czynną, łącząc ją z racjonalnym gospodarowaniem, które umożliwi zachowanie unikatowych siedlisk leśnych (np. świetlista dąbrowa) i terenów otwartych oraz protegowanie zagrożonych gatunków.

4. Należy zapewnić trwały status ochrony Puszczy Białowieskiej jako obiektu o unikalnej wartości w skali międzynarodowej, by w przyszłości uniknąć nacisków na zwiększenie pozyskania drewna ze strony branżowych i lokalnych grup interesu, co może mieć miejsce przy każdej kolejnej gradacji kornika drukarza.
5. Zapisy dotyczące ochrony przyrody znajdujące się w Ustawie o lasach, Ustawie o ochronie przyrody i innych aktach prawnych należy uporządkować tak, aby wykluczyć wszelkie niejasności i wzajemną sprzeczność.

Literatura

Bałazy S., 1966, *Organizmy żywe jako regulatory liczebności populacji korników w drzewostanach świerkowych ze szczególnym uwzględnieniem owadobójczych grzybów*, I, PTPN, Wydz. Nauk Roln. i Leśnych, Prace Komisji Nauk Roln. i Kom. Nauk Leśn., t. 21, nr 1, s. 3–50.

Bałazy S., 1968, *Analysis of Bark Beetle Mortality in Spruce Forests in Poland*, „Ekologia Polska (A)", nr 16(33), s. 657–687.

Bobiec A., Jaszcz E., Wojtunik K., 2011, *Oak* (Quercus robur *L.*) *Regeneration as a Response to Natural Dynamics of Stands in European Hemiboreal Zone*, „European Journal of Forest Research", s. 785–797.

Brincken J., 1826, *Opis cesarskiej Puszczy Białowieskiej*, Warszawa, w: *Puszcza Białowieska w pracach przyrodników 1781–1823*, Daszkiewicz P., Jędrzejewska B., Samojlik T., Wyd. Naukowe Semper, Warszawa, s. 28–102.

Brzeziecki B., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M., Ostrowski J., Widawska Z., we współpracy z A. Keczyńskim, 2010, *Operat dynamiki ekosystemów leśnych Białowieskiego Parku Narodowego*, Warszawa, maj 2010 [maszynopis w BPN].

Bűtler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R., 2004, *Dead Wood Threshold Values for the Three-toed Woodpecker Presence in Boreal and Sub-alpine Forest*, „Biological Conservation", nr 119, s. 305–318.

Capecki Z., 1978, *Badania nad owadami kambio- i ksylofagicznymi rozwijającymi się w górskich lasach świerkowych uszkodzonych przez wiatr i okiść*, „Prace Instytutu Badań Leśnictwa, A", nr 563, s. 37–117.

Capecki Z., Grodzki W., Kolk A., Konca B., Michalski J., Srokosz K., Starzyk J.R., Szwałkiewicz J., 1997, *Problemy ochrony drzewostanów świerkowych przed gradacjami kornika drukarza* Ips typographus *(L.)* (Col., Scolytidae), „Przegląd Leśniczy", nr 11, s. 4–5.

Christiansen E., Waring R.H., Berryman A.A., 1987, *Resistance of Conifers to Bark Beetle Attack: Searching for General Relationships*, „Forest Ecology and Management", nr 22, s. 89–106.

Dąbrowski M.J., 1959, *Późnoglacjalna i holoceńska historia lasów Puszczy Białowieskiej*, cz. I, *Białowieski Park Narodowy*, „Acta Societatis Botanicorum Poloniae", nr 27/2, s. 197–248.

D'jachenko N.G., 1998, *Dinamika razvitija koroednykh ochagov (*Ips typographus *L.) v lesakh Belovezhskojj pushhi,* w: *Sostojanie i monitoring lesov na rubezhe XXI veka*, *Materialy Mezhdunar. nauchno-prakt. konf. Minsk, 7–9 aprelja 1998 g*., Mińsk, s. 301–302.

Ermokhin M.V., 1999, *Postkatastroficheskaja dinamika el'nikov Belovezhskoj pushhi v ochagakh usykhanija*, w: Kamenjuki, Brest. Luchkov A.I. (red.), *Belovezhskaja pushha na rubezhe tret'ego tysjacheletija: Materialy nauch.-prakt. konf., posvjashh. 60-letiju so dnja obrazovanija gos. zapov. „Belovezhskaja pushha"*, Mińsk, s. 161.

Fahse L., Heurich M., 2011, *Simulation and analysis of outbreaks of bark beetle infestations and their management at the stand level*, „Ecological Modelling", nr 222, s. 1833–1846.

Faliński J.B., 1986, *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forest*, Dr W. Junk Publishers, The Netherlands.

Fayt Ph., Machner M.M., Steger Ch., 2005, *Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – A literature review*, „Forest Ecology and Management", nr 206, s. 1–14.

Genko N., 1902, *Kharakteristika Belovezhskoj pushhi i netoricheskija o nej dannyja. (Prodolzhenie)*, „Lesnoj Zhurnal", nr 6, s. 1269–1302.

Georgievskij A.B., 1995, *Zakonomernost' processov raspada i vosstanovlenija v korennykh elovykh lesakh Central'no-lesnogo zapovednika*, w: *Problemy izuchenija i okhrany zapovednykh prirodnykh kompleksov. Materialy nauchn. konf., posvjashh. 60-letiju Khoperskogo zapov. (pos. Varvarino, Voronezhskaja obl., 21–25 avgusta 1995 g.)*, Izd. Voronezhskogo univ., s. 146–148.

Grodzki W. (red.), 2013, *Kornik drukarz i jego rola w ekosystemach leśnych*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, s. 214.

Grodzki W., Jakuš R., Lajzová E., Sitková Z., Maczka T., Škvarenina J., 2006, *Effects of intensive versus no management strategies during an outbreak of the bark beetle* Ips typographus *(L.) (Col.: Curculionidae, Scoytinae) in the Tatra Mts. in Poland and Slovakia*, „Annals of Forest Science", nr 63, s. 55–61.

Gutowski J.M., 1986, *Uwagi o znaczeniu kambio- i ksylofagów świerka pospolitego* Picea abies *(L.) Karst. dla lasów Białowieskiego Parku Narodowego i otaczających go drzewostanów gospodarczych*, „Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody", nr 6/2, s. 101–105.

Gutowski J.M., 1996, Seminarium na temat „Problem ochrony ekosystemów leśnych a gradacje kornika drukarza", Białowieża, 10 maja 1996 r., „Chrońmy Przyrodę Ojczystą", nr 52/5, s. 69–71.

Gutowski J.M., 2002, *Problem ochrony ekosystemów leśnych a gradacje kornika drukarza – wprowadzenie*, „Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, A", nr 1(926), s. 5–15.

Gutowski J.M., 2004, *Kornik drukarz – gatunek kluczowy*, „Parki Narodowe", nr 1, s. 13–15.

Gutowski J.M., 2006, *Saproksyliczne chrząszcze*, „Kosmos", nr 55/1, s. 53–73.

Gutowski J.M. (red.), Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K., 2004, *Drugie życie drzewa*, WWF Polska, Warszawa – Hajnówka, s. 245.

Gutowski J.M., Buchholz L., Szwałko P., Rossa R., Szafraniec S., 2002, *Wpływ gospodarki rezerwatowej na zagrożenia ze strony kambio- i ksylofagów dla sąsiednich drzewostanów gospodarczych*, Białowieża [maszynopis w Zakładzie Lasów Naturalnych IBL w Białowieży].

Gutowski J.M., Jaroszewicz B., 2004, *Puszcza Białowieska jako ostoja europejskiej fauny owadów*, „Wiadomości Entomologiczne", nr 23, supl. 2, s. 67–87.

Gutowski J.M., Krzysztofiak L., 2005, *Directions and intensity of migration of the spruce bark beetle and accompanying species at the border between strict reserves and managed forests in north-eastern Poland*, „Ecological Questions", nr 6, s. 81–92.

Gutowski J.M., Kubisz D., 1995, *Entomofauna drzewostanów pohuraganowych w Puszczy Białowieskiej*, „Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, A", nr 788, s. 91–129.

Hilszczański J., Janiszewski W., Negron J., Munson A.S., 2006, *Stand characteristics and* Ips typographus *(L.) (Col., Curculionidae, Scolytinae) infestation during outbreak in northeastern Poland*, „Folia Forestalia Polonica, ser. A – Forestry", nr 48, s. 53–63.

Instrukcja Ochrony Lasu 2012, Część I, III, IV, t. I, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, Warszawa, s. 124.

Jankowiak R., 2004, *Interakcje między owadami kambiofagicznymi, grzybami i rośliną*, „Kosmos", nr 53/1, s. 39–50.

Jędrzejewski W., Jędrzejewska B., 1995, *Projekt utworzenia Parku Narodowego Puszczy Białowieskiej*, „Chrońmy Przyrodę Ojczystą", nr 51(3), s. 16–36.

Jonášová M., Prach K., 2004, *Central-European mountain spruce (*Picea abies *(L.) Karst.) forests: regeneration of tree species after a bark beetle outbreak*, „Ecological Engineering", nr 23, s. 15–27.

Karpiński J.J., 1935, *Przyczyny ograniczające rozmnażanie się korników drukarzy (*Ips typographus *L. i* Ips duplicatus *Sahlb.) w lesie pierwotnym*, „Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, seria A", nr 15, s. 86.

Keczyński A., 2002, *Wpływ gradacji kornika drukarza na drzewostany Obszaru Ochrony Ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego*, „Kosmos", nr 51/4, s. 471–474.

Kujawa A., 2009, VI. „Grzyby wielkoowocnikowe", w: *Białowieski Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować,* Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 87–110.

Łoziński J., 2002, *Zmiany drzewostanów świerkowych objętych ochroną ścisłą w Wigierskim Parku Narodowym*, „Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, A", nr 1(929), s. 53–74.

Malzahn E., 2004, *Kierunek zmian poziomu zanieczyszczeń powietrza i czynników klimatycznych w Puszczy Białowieskiej*, „Leśne Prace Badawcze", nr 1, s. 55–85.

Michalski J., Starzyk J.R., Kolk A., Grodzki W., 2004, *Zagrożenie świerka przez kornika drukarza* Ips typographus *(L.) w drzewostanach Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Puszcza Białowieska" w latach 2000–2002*, „Leśne Prace Badawcze", nr 3, s. 5–30.

Mitchell F., 1998, *The investigation of long-term succesions in temperate woodland using fine spatial resolution pollen analysis*, w: Kirby K., Watkins Ch., *The Ecological history of European forest*, CAB International New York, s. 213–239.

Mokrzecki Z., 1923, *Sprawozdanie z walki z kornikiem w Puszczy Białowieskiej w 1922*, „Las Polski", nr 4/ 9–10, s. 297–307.

Müller J., Bußler H., Goßner M., Rettelbach T., Duelli P., 2008, *The European spruce bark beetle* Ips typographus *in a national park: from pest to keystone species*, „Biodiversity Conservation", nr 17, s. 2979–3001.

Niklasson M., Zin E., Zielonka T., Feijen M., Korczyk A.F., Churski M., Samojlik T., Jędrzejewska B., Gutowski J.M., Brzeziecki B., 2010, *350-year tree-ring fire record from Białowieża Primeval Forest, Poland: implications for Central European lowland fire history*, „Journal of Ecology", nr 98, s. 1319–1329.

Obidowicz A., Ralska-Jasiewiczowa M., Kupryjanowicz M., Szczepanek K., Latałowa M., Nalepka D., 2004, *Picea abies* (L.) H. Karst. – *Spruce,* w: Ralska-Jasiewiczowa M. (red.), Latałowa M., Wasylikowa K., Tobolski K., Madeyska E., Wright H.E. jr., Turner C., Szafer W., *Late Glacial and Holocene history of vegetation in Poland based on isopollen maps*, Instytut Botaniki PAS, Kraków, s. 147–157.

Okołów C., 1982, *Naturalne czynniki ograniczające liczebność populacji kornika drukarza* (Ips typographus *L.) w warunkach lasu pierwotnego i lasów zagospodarowanych Puszczy Białowieskiej (założenia i metodyka badań)*, „Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych", nr 251, s. 115–120.

Okołów C., 1987, *Influence of forest management on effectivness of natural factors limiting the number of the great spruce bark-beetle (*Ips typographus *L.) – preliminary communication*, Fourth Symposium on the Protection of Forest Ecosystems, s. 191–195.

Pawlaczyk P., 2009, III. „Zbiorowiska leśne", w: *Białowieski Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować*, Białowieski Park Narodowy, Białowieża, s. 37–58.

Pierzgalski E., Boczoń A., Tyszka J., 2002, *Zmienność opadów i położenia wód gruntowych w Białowieskim Parku Narodowym*, „Kosmos", nr 51(4), s. 415–425.

Scherzinger W., 1996, *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*, Ulmer Verlag Stuttgart, s. 447.

Schulze E.D., Wirth C., Mollicone D., Ziegler W., 2005, *Succession after stand replacing disturbances by fire, wind throw, and insects in the dark Taiga of Central Siberia*, „Oecologia", nr 46, s. 77–88.

Sokołowski A.W., 2002, *Wpływ kornika drukarza na skład zbiorowisk leśnych w Puszczy Białowieskiej*, „Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, A", nr 1(927), s. 17–30.

Starzyk J.R., Grodzki W., Capecki Z., 2005, *Występowanie kornika drukarza* Ips typographus *(L.) w lasach zagospodarowanych i objętych statusem ochronnym w Gorcach*, „Leśne Prace Badawcze", nr 1, s. 7–30.

Weisman A., 2010, *Moja Puszcza Białowieska. Uwagi na 600-lecie ochrony*, w: *Dziedzictwo zobowiązuje. 600 lat ochrony Puszczy Białowieskiej*, K. Rykowski (red.), Materiały Międzynarodowej Konferencji Naukowej, Białowieża, 11–12 września 2009, Warszawa, s. 108–112.

Wermelinger B., 2004, *Ecology and management of the spruce bark beetle* Ips typographus *– a review of recent research*, „Forest Ecology and Management", nr 202(1), s. 67–82.

Wild J., Neuhäuslová Z., Sofron J., 2004, *Changes of plant species composition in the Šumava spruce forests, SW Bohemia, since the 1970s*, „Forest Ecology and Management", nr 187, s. 117–132.

Winter M.B., Ammer C., Baier R., Donato D.C., Seibold S., Müller J., 2015, *Multi-taxon alpha diversity following bark beetle disturbance: Evaluating multi-decade persistence of a diverse early-seral phase*, „Forest Ecology and Management", nr 338, s. 32–45.

7. Stan ochrony Puszczy Białowieskiej oczami organizacji pozarządowych

Adam Bohdan

Na przestrzeni ostatnich lat zarządzanie Puszczą Białowieską było bardzo zróżnicowane, a głównymi kryteriami oceny jego jakości były intensywność pozyskania drewna oraz powierzchnia starodrzewów wyłączonych z użytkowania.

W latach 2002–2011 plany urządzenia lasu dla nadleśnictw Puszczy Białowieskiej przewidywały pozyskanie drewna w wysokości do 150 tys. m^3/rok. Drewno pozyskiwano w dużej mierze z drzewostanów ponadstuletnich o charakterze naturalnym. Tysiące metrów sześciennych drewna pozyskano z rezerwatów przyrody, zwłaszcza z rezerwatu przyszosowego im. prof. Władysława Szafera.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.1. Rezerwat im. prof. Władysława Szafera. Widok po pozyskaniu świerków, 2007

Pomimo oficjalnego zakazu wycinki ponadstuletnich drzew gatunków takich jak: dąb, jesion, klon czy wiąz, wiekowe egzemplarze wymienionych gatunków drzew były wycinane [Bohdan 2007].

Fot. Janusz Korbel

Ryc.7.2. Ponadstuletni klon wycięty w oddziale 576 Nadleśnictwa Hajnówka, 2007

Fot. Adam Bohdan

Ryc. 7.3. Zniszczone stanowisko pachnicy dębowej. Nadleśnictwo Hajnówka, 2008

Miało również miejsce wiele przypadków niszczenia siedlisk gatunków chronionych zaliczanych do reliktów puszczańskich, takich jak granicznik płucnik[1], czy chrząszcze saproksyliczne ujęte w Dyrektywie Siedliskowej [Pawlaczyk 2009].

Stan ochrony Puszczy Białowieskiej w tym okresie organizacje pozarządowe oceniały zdecydowanie negatywnie. Zaniepokojenie związane z ochroną Puszczy w owym czasie wyraziły również Komisja Europejska oraz Rada Europy – brak odpowiedniego zabezpieczenia dla starodrzewów był jednym z powodów cofnięcia dyplomu obszarów chronionych Rady Europy, jakim mógł się do niedawna poszczycić Białowieski Park Narodowy. Pomimo zapewnień Lasów Państwowych, iż Puszcza Białowieska jest najlepiej chronionym obiektem przyrodniczym w kraju, nadleśnictwa Puszczy Białowieskiej jako jedne z nielicznych przestały być certyfikowane w systemie Forest Stewardship Council (FSC).

Poszczególni ministrowie środowiska, zaniepokojeni niedostatecznym stopniem ochrony Puszczy, podjęli próbę zmiany zasad zarządzania obiektem. W latach 2010–2012 ograniczono pozyskanie drewna do poziomu 48 tys. m^3/rok, przy czym niezbędny do zaspokojenia potrzeb opałowych lokalnej społeczności poziom pozyskania ustalony przez Zespół Prezydenta RP do Opracowania Projektu Ustawy Regulującej Status Dziedzictwa Przyrodniczego i Kulturowego Puszczy Białowieskiej był znacznie niższy i wynosił ok. 30 tys. m^3/rok. Ponadto ochroną objęto drzewostany na siedliskach wilgotnych oraz drzewostany ponadstuletnie zgodnie z nową definicją, według której za drzewostan ponadstuletni uznaje się takie wydzielenie, gdzie przynajmniej 10% drzew znajduje się w wieku ponad 100 lat. Ministerstwo Środowiska, Komisja Europejska, organizacje pozarządowe i przedstawiciele wielu placówek naukowych uznały to za rozsądny kompromis pomiędzy ochroną przyrody a koniecznością zapewnienia podaży drewna, wynikającą z potrzeb społeczności lokalnej. W opinii wielu komentatorów nie było tak dobrej ochrony Puszczy Białowieskiej od czasów panowania cara.

Zdaniem organizacji pozarządowych właściwy stan ochrony Puszczy powinien gwarantować zachowanie zdefiniowanych przez UNESCO unikalnych walorów tego kompleksu, do których należą m.in. stare drzewostany (uwzględniające rozległe obszary bez ingerencji), w których toczą się niezaburzone procesy naturalne[2]. Wskaźnikiem i konsekwencją właściwego stanu

1 https://www.youtube.com/watch?v=0idvVWg2JFA; dostęp: 19.05.2010 r.

2 http://whc.unesco.org/en/list/33.

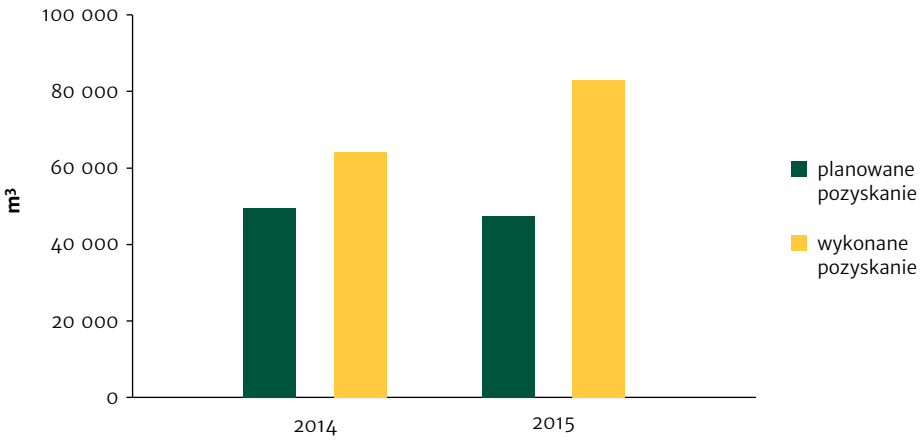
ochrony jest lub powinno być bogactwo martwego drewna oraz związanych z nim organizmów, w szczególności wysoka różnorodność grzybów i bezkręgowców saproksylicznych.

Niestety, kolejni ministrowie urzędujący w ostatnich latach nie podjęli skutecznej inicjatywy zmierzającej do powiększenia Białowieskiego Parku Narodowego. Ochrona Puszczy oparta o plany urządzenia lasu okazała się nietrwała i tymczasowa.

Zdaniem organizacji pozarządowych obecny niewłaściwy stan ochrony kompleksu, który jest sprzeczny z założeniami UNESCO, wynika m.in. z następujących przyczyn:

1. Nadmierne pozyskanie drewna, które przekracza zawarte w planach urządzenia lasu (PUL) średnie pozyskanie roczne

Nadleśnictwo Białowieża w czwartym roku realizacji PUL wykonało 96% dziesięcioletniego etatu cięć, przy czym ⅔ z pozyskanych na tym terenie 15 350 m³ stanowiły drzewa zasiedlone. Nadleśnictwo Browsk w roku 2015 wykonało 50,75% realizacji planu, co było następstwem usuwania posuszu świerkowego[3].



Ryc.7.4. Planowane i wykonane pozyskanie drewna w nadleśnictwach Białowieża i Browsk w roku 2014 i 2015

3 Pismo Nadleśnictwa Browsk z dn.12.05.2015 r. (znak spr.: ZG.7601.1.2015).

Organizacje pozarządowe nie dają wiary zapewnieniom Lasów Państwowych, że pozyskanie w kolejnych latach będzie odpowiednio mniejsze. Oznaczałoby to, że nadleśnictwa po wykonaniu planu, przez kilka kolejnych lat nie będą w ogóle pozyskiwały drewna i zajmą się innego rodzaju działalnością. Zapewne wystąpią one z wnioskami o zatwierdzenie aneksów do planów urządzenia lasu, co zresztą niejednokrotnie zapowiadali przedstawiciele Lasów Państwowych[4,5].

2. Wielkopowierzchniowa ingerencja w naturalne procesy przyrodnicze a intensyfikacja pozyskania drewna w dojrzałych drzewostanach

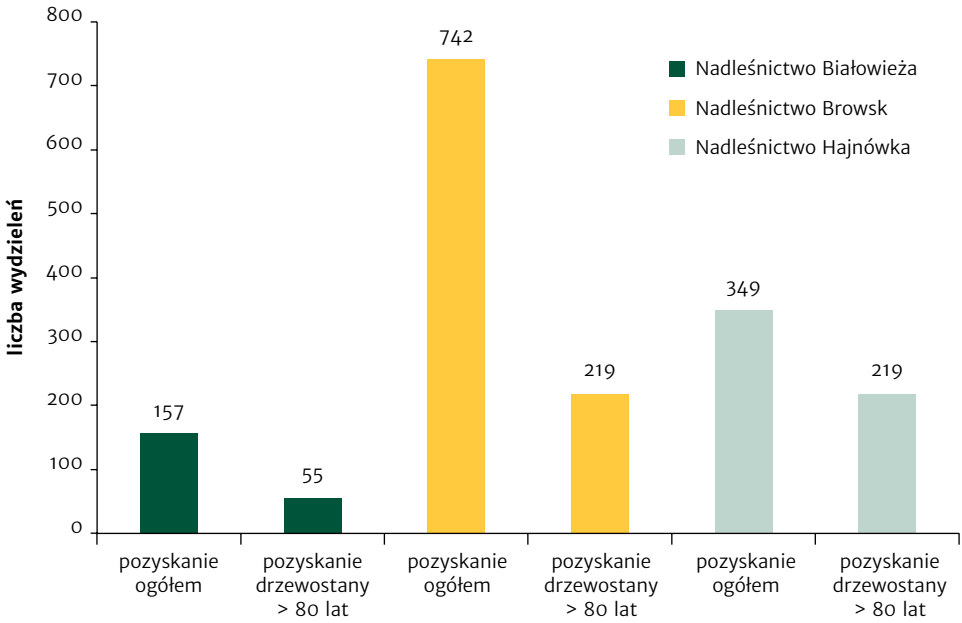
Jednym z kluczowych procesów przyrodniczych, stanowiącym jednocześnie jedno z naturalnych zaburzeń, jest wielkopowierzchniowa gradacja owadów, od tysięcy lat towarzysząca świerkowi w Puszczy Białowieskiej. Okazuje się, że trwanie wielu gatunków, w tym cennych gatunków drzewiastych, uzależnione jest od naturalnych zaburzeń, takich jak masowe pojawy owadów. Jak już wspomniano, w latach 2014–2015 z powodu trwającej gradacji kornika drukarza zintensyfikowano pozyskanie drewna w Puszczy Białowieskiej, przy czym zdecydowaną większość pozyskiwanego surowca stanowił posusz świerkowy. Dowodzi to, iż wysiłek nadleśnictw puszczańskich skupiony jest na zahamowaniu jednego z ważniejszych procesów przyrodniczych.

Wbrew informacjom rozpowszechnianym przez przedstawicieli Lasów Państwowych[6], wykonywane przez leśników w ostatnich miesiącach zabiegi w Puszczy Białowieskiej nie polegają jedynie na przebudowie młodych drzewostanów z powodu ich niedostosowania do siedliska pod względem składu gatunkowego. W rzeczywistości, tylko w Nadleśnictwie Hajnówka w okresie od stycznia 2014 do lipca 2015, ponad 60% cięć wykonano w drzewostanach w V klasie wieku, a więc w drzewostanach dojrzałych.

4 http://www.bialystok.lasy.gov.pl/aktualnosci/-/asset_publisher/1M8a/content/puszcza-bialowieska--w-zainteresowaniu-ministerstwa-srodowiska#.VkmzBHYvdD; dostęp: 18.08.2015 r.

5 http://sejm.gov.pl/Sejm7.nsf/transmisje.xsp?unid=BEC246BD78FD68A8C1257E750049FDC7#; dostęp: 07.07.2015 r.

6 Wypowiedź pracownika Nadleśnictwa Białowieża na spotkaniu w Białowieskim Parku Narodowym z ekspertami Rady Europy ws. Dyplomu obszarów chronionych Rady Europy, 17.09.2015 r.



Ryc.7.5. Udział pozyskania drewna w drzewostanach dojrzałych na tle ogólnego pozyskania w nadleśnictwach Białowieża i Hajnówka w okresie styczeń 2014 – lipiec 2015

3. Ingerencja w inne naturalne procesy przyrodnicze

a) ingerencja w proces naturalnego odnowienia lasu

Dowiedziono naukowo, że istnieje silna zależność pomiędzy naturalnym odnowieniem dębu a rozpadem drzewostanów świerkowych [Bobiec, Jaszcz i Wojtunik 2011, Bobiec A. i Bobiec M. 2012, Bobiec A. 2013]. Przy planowaniu pozyskania posuszu pomija się fakt, że rozpad drzewostanów świerkowych jednocześnie sprzyja odnowieniu dębów na tym terenie. W trakcie pozyskania drewna, a zwłaszcza posuszu świerkowego, bardzo często dochodzi do niszczenia naturalnego odnowienia dębowego – gatunku uważanego przez leśników za szczególnie wartościowy i pożądany w Puszczy. Nie są podejmowane żadne działania mające na celu zachowanie młodego drzewostanu dębowego z naturalnych odnowień.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.6. Młode dęby zniszczone w trakcie ścinki i zrywki drewna. Nadleśnictwo Browsk, październik 2015

b) ingerencja w naturalne odnowienie i różnicowanie składu gatunkowego drzewostanów

Zgodnie z założeniami do projektu PUL [2012] dla nadleśnictw LKP Puszcza Białowieska (…) *Za niezbędne dla spełniania warunków trwałości lasu uznaje się zabiegi wspierające istniejące lub powstające odnowienie naturalne (…)*. W rzeczywistości w miejscach wykonywanych rębni, naturalne odnowienie zastępowane jest monokulturami sosnowymi, co w znacznym stopniu prowadzi do ujednolicenia gatunkowego i genetycznego młodych drzewostanów.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.7. Nadleśnictwo Browsk, oddział 127, październik 2015

c) ingerencja w naturalne zaburzenia oraz naturalna retencja

Według *Planu Zadań Ochronnych Natura 2000* głównymi zagrożeniami dla wielu siedlisk przyrodniczych oraz gatunków w obrębie obszaru Natura 2000 Puszcza Białowieska jest przesuszenie siedlisk i spadek poziomu wód gruntowych. Zwiększenie małej retencji w Puszczy Białowieskiej stanowiło cel wielu projektów realizowanych za pokaźne środki publiczne na tym obszarze, podczas gdy działalność retencyjna bobrów jest porównywalna z łącznym zakresem działań prowadzonych we wszystkich krajowych programach małej retencji. Dowiedziono, iż aktywność bobrów ma niebagatelny wpływ na poprawę bioróżnorodności, m.in. zwiększa zagęszczenie płazów, pomimo to Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Białymstoku wydaje regularnie zezwolenia na odstrzał bobrów oraz niszczenie tam bobrowych[7]. Wykonawcami decyzji są pracownicy nadleśnictw, którzy zobowiązani są przecież do wdrażania planu zadań ochronnych Natura 2000 oraz ochrony siedlisk i gatunków ujętych w dyrektywach unijnych. Eliminacja bobra odbywa się w szczególności w Dolinie Łutowni, w miejscu wykonywania zabiegów z zakresu ochrony czynnej w ramach projektu ochrony orlika krzykliwego *LIFE +*, gatunku dla którego ważnym składnikiem pożywienia są płazy.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.8. „Zwyżka" ustawiona w celu odstrzału bobrów. Dolina Łutowni, 2012

7 Decyzja RDOŚ w Białymstoku z dnia 29.08.2012 r. (znak spr.: WPN.6401.196.2012.EJ).

Organizacje pozarządowe zwracają również uwagę na fakt, iż kluczowe czynniki wpływające na rozwój gradacji kornika, tj. wzrost średnich temperatur, niższy poziom opadów, długie okresy bez opadów pozostają poza kontrolą człowieka. Co więcej na gradację można wpływać dopiero po zlikwidowaniu 80% populacji kornika [Fahse i Heurich M. 2011], co w warunkach Puszczy Białowieskiej jest nieosiągalne. Potwierdza to również dyrekcja RDLP w Białymstoku, według której walka z kornikiem w Puszczy Białowieskiej skazana jest na niepowodzenie ze względu na park narodowy i sieć rezerwatów[8].

Metody działania nadleśnictw puszczańskich zaprzeczają oficjalnym zapewnieniom, iż prowadzone obecnie zabiegi mają na celu ograniczenie i zahamowanie gradacji kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej.

(…) *Podstawową metodą ograniczania nadmiernej liczebności szkodników wtórnych jest wyszukiwanie w lesie drzew zasiedlonych, a następnie ich ścinanie, wywożenie z lasu lub korowanie przed wylotem następnej generacji szkodników. Jest to najbardziej skuteczny sposób zwalczania korników, zwłaszcza gatunków zakładających generację siostrzaną (kornik drukarz, cetyniec większy)* (…) [Instrukcja Ochrony Lasu 20…]

W rzeczywistości w okresie letnim i jesiennym drewno zalega przez długi okres na składnicach, a nadleśnictwa nie próbują go nawet korować.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.9. Nieokorowany posusz świerkowy na składnicy w Nadleśnictwie Browsk, wrzesień 2015

8 Wypowiedź dyrektora RDLP w Białymstoku Marka Masłowskiego na seminarium: „Gradacja kornika drukarza a ochrona różnorodności biologicznej w Puszczy Białowieskiej", Narewka, 03.12.2014 r.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.10. Nieokorowany posusz świerkowy na składnicy w Nadleśnictwie Browsk, wrzesień 2015

Pomimo trwającej gradacji, w miejscu rozpadu świerczyn osiągających wiek terminalny, pojawia się bardzo liczne młode pokolenie tego gatunku. Zgodnie z danymi taksacyjnymi zebranymi w trakcie ostatniej rewizji udział powierzchni świerka wzrasta. W Białowieskim Parku Narodowym, gdzie świerkowi nie „pomagają" leśnicy, odnotowywana i prognozowana jest wręcz jego ekspansja [Brzeziecki i in. 2009]. To właśnie w obrębie parku zachowały się najwyższe i najgrubsze okazy tego gatunku[9]. Kontynuowanie obecnych działań przez nadleśnictwa nie zahamuje gradacji, może jedynie skutkować zniszczeniem naturalnego odnowienia drzewostanu świerkowego.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.11. Naturalne, bujne odnowienie świerkowe pod martwymi świerkami w wieku terminalnym. Nadleśnictwo Hajnówka, 2013

9 http://www.drzewa.puszcza-bialowieska.eu/index.php5?dzial=swierk.

Fot. Adam Bohdan

Ryc.7.12. Naturalne, bujne odnowienie świerkowe pod martwymi świerkami w wieku terminalnym. Nadleśnictwo Browsk, 2015

Biorąc pod uwagę brak przesłanek merytorycznych, walka z kornikiem w Puszczy Białowieskiej wydaje się mieć jedynie uzasadnienie ekonomiczne lub ideologiczne. Wobec powyższego, organizacje pozarządowe stoją na stanowisku, że taka motywacja nie może być powodem pogarszania stanu ochrony ekosystemów leśnych Puszczy.

Zdaniem organizacji pozarządowych:

1. Plany Urządzenia Lasu obowiązujące w okresie 2012–2021 – o ile nie zostaną aneksowane – stanowią szansę na poprawę stanu ochrony ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej.
2. „Walka" z kornikiem skutkująca szybkim wyczerpaniem określonych w PUL limitów pozyskania drewna stanowi próbę wymuszenia zmiany obowiązujących planów urządzenia.
3. Prowadzona gospodarka leśna jest niezgodna z oczekiwaniami organizacji pozarządowych i zobowiązaniami wobec UNESCO.

Literatura

Bashinskiy I.V., 2008, *The effect of beaver (*Castor fiber *Linnaeus, 1758) activity on amphibian reproduction*, „Inland Water Biology", October 2008, t. 1, nr 4, s. 326–331.

Bobiec A., 2013, *Historia i dynamika drzewostanów grądowych Białowieskiego Parku Narodowego*, „Wiadomości Botaniczne", nr 57(3/4), s. 17–39.

Bobiec A., Bobiec M., 2012, *Wpływ masowego zamierania świerka w drzewostanach Białowieskiego Parku Narodowego na odnowienie naturalne dębu*, „Sylwan", nr 156.

Bobiec A., Jaszcz E., Wojtunik K., 2011, *Oak (*Quercus robur *L.) regeneration as a response to natural dynamics of stands in European hemiboreal zone*, „European Journal of Forest Research", nr 130, s. 785–797.

Bohdan A., 2007, *Padają kolejne stare drzewa w Puszczy*, „Dzikie Życie", nr 5/155.

Czech A., 2010, w: *Wilk. Żubr. Bóbr. Kampania na rzecz ograniczania szkód*, Fundacja Zielone Płuca Polski.

Czech A., Jermaczek A., 2005, *Jak ograniczać konflikty miedzy bobrem a człowiekiem?*, Klub Przyrodników.

Korbiel J., Niechoda T., *Drzewa Białowieskiego Parku Narodowego. Świerk pospolity (*Picea abies*)*, http://www.drzewa.puszcza-bialowieska.eu/index.php5?dzial=swierk.

Pawlaczyk P., 2009, w: *Białowieski Park Narodowy, poznać, zrozumieć, zachować,* w: Okołów C. (red.), Białowieski Park Narodowy, Białowieża.

Rosell F., Bozsser O., Collen P., Parker H., 2005, *Ecological impact of beavers* Castor fibre *and* Castor Canadensis *and their ability to modify ecosystems*, „Mammal Review", nr 35.

Podsumowanie

Paweł Skawiński

Raport z przebiegu konferencji

STAN EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH PUSZCZY BIAŁOWIESKIEJ

Program konferencji obejmował problematykę zmian w ekosystemach leśnych Puszczy Białowieskiej wywołanych gradacją kornika drukarza.

W konferencji udział wzięli przedstawiciele różnych środowisk. Wprowadzeniem do dyskusji o stanie ekosystemów leśnych Puszczy były wystąpienia 11 mówców, którzy w swych referatach poruszyli następujące tematy:

- *Gospodarka leśna i stan drzewostanów w nadleśnictwach Puszczy Białowieskiej w opinii Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Białymstoku* (Marek Masłowski – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Białymstoku).
- *Analiza założeń i realizacja planów urządzenia na lata 2002–2011 i 2012–2021* (Marek Ksepko, Janusz Dawidziuk – Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej).
- *Gatunki i siedliska obszaru Natura 2000 PLC200004 Puszcza Białowieska – liczebność, powierzchnia i aktualny stan ochrony przyrody* (Anna Ronikier-Dolańska, Jan Balcerzak – Departament Zarządzania Zasobami Przyrody w Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska).
- *Prawne aspekty gospodarki leśnej i zrównoważonej gospodarki leśnej na obszarze Puszczy Białowieskiej* (Ewa Czech – Katedra Prawa Administracyjnego Wydziału Prawa Uniwersytetu w Białymstoku).
- *Wieloletnia dynamika drzewostanów Puszczy Białowieskiej* (Bogdan Brzeziecki – Katedra Hodowli Lasu Wydziału Leśnego Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie).
- *Mechanizmy zachowania różnorodności biologicznej w Białowieskim Parku Narodowym* (Mirosław Stepaniuk – Białowieski Park Narodowy).
- *Martwe drzewa w ochronie różnorodności biologicznej* (Paweł Pawlaczyk – Klub Przyrodników).

- *Gradacja kornika drukarza i jego wpływ na świerka* (Dariusz Skirko – Nadleśnictwo Białowieża).
- *Ochrona przyrody a gospodarka leśna w Puszczy Białowieskiej – jak minimalizować straty przyrodnicze* (Tomasz Wesołowski – Pracownia Biologii Lasu Uniwersytetu Wrocławskiego).
- *Zmiany udziału świerka pospolitego w drzewostanach Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki liczebności kornika drukarza* (Jerzy M. Gutowski – Zakład Lasów Naturalnych IBL w Białowieży i Bogdan Jaroszewicz – Białowieska Stacja Geobotaniczna Wydziału Biologii Uniwersytetu Warszawskiego).
- *Stan ochrony Puszczy Białowieskiej oczami organizacji pozarządowych* (Adam Bohdan – Oddział Podlaski Stowarzyszenia „Pracownia na rzecz Wszystkich Istot").

Po wygłoszeniu referatów nastąpiła dwugodzinna dyskusja, kierowana przez autora niniejszego podsumowania, który podjął się roli moderatora.

Wszyscy uczestnicy panelu dyskusyjnego byli zgodni co do oceny gwałtownego rozpadu świerczyn, postępującego po ogromnych wywrotach w 2011 r., spowodowanych gradacją kornika drukarza. Stąd główny ton wypowiedzi zdominowała opinia, że w drzewostanach Puszczy „gospodaruje" kornik.

Część mówców opowiedziała się za zdecydowanymi działaniami, które ograniczyłyby atakowanie przez owada kolejnych drzew, czyli w tym przypadku za intensywnym usuwaniem świerkowego posuszu czynnego. Dyskutanci o przeciwnych poglądach wskazywali na nieskuteczność tego sposobu walki z owadem, warunkiem koniecznym całkowitego powstrzymania gradacji byłoby bowiem usunięcie 80% opanowanych drzew. Ich zdaniem ingerencja na taką skalę miałaby bardzo negatywny wpływ na prawidłowe funkcjonowanie przyrody, a zatem w tak ważnym dla Polski i Europy kompleksie naturalnych ekosystemów leśnych nie może być zastosowana. Przedstawiciele administracji leśnej i część naukowców poparła tę koncepcję walki z kornikiem drukarzem i zdecydowanie stwierdziła, że jest ona skuteczna.

Wspierani przez przedstawicieli organizacji pozarządowych naukowcy, zajmujący się ekologią lasu, zdecydowanie zaprezentowali nieinterwencyjne podejście, oznaczające zaniechanie wszelkich działań zmierzających do ograniczenia gradacji kornika.

Zwracano też uwagę na skalę przestrzenną rozpadu drzewostanów i zmniejszanie się liczebności drzew należących do podstawowych gatunków Puszczy,

tj. świerka, sosny, dębu, klonu, przy jednoczesnym zwiększaniu liczebności graba. Podkreślano więc, że brak interwencji, która spowolniłaby rozpad świerczyn, doprowadzi w efekcie do dominacji graba i zmieni skład gatunkowy obecnej Puszczy Białowieskiej.

Ekolodzy podkreślali natomiast, że „grabienie" jest procesem naturalnym, zatem nie powinno się w ten proces ingerować.

Oddzielnym problemem, ale łączącym się z powyższą tematyką, było niekonwencjonalne spojrzenie na trwałość lasu z punktu widzenia przestrzegania prawa. W ujęciu tym wskazywano na prawny obowiązek usuwania szkód, będących następstwem katastrofy lub klęski żywiołowej, do których, zdaniem autora, zaliczyć można właśnie wiatrołomy i gradację kornika.

W opozycji do takiego stanowiska ekolodzy zwrócili uwagę na to, aby nie utożsamiać obecnego rozpadu drzewostanów (będących ważną częścią składową ekosystemu leśnego) z utratą trwałości lasu, czyli zagrożeniem dla istnienia ekosystemów leśnych Puszczy. W ich opinii pojęcia prawne takie jak: „organizmy szkodliwe" w odniesieniu do kornika drukarza, „występowanie organizmów szkodliwych w stopniu zagrażającym trwałości lasu", czy też „konieczność naprawy szkód", nie są adekwatne odnośnie do procesów naturalnej dynamiki ekosystemów leśnych obserwowanych w Puszczy Białowieskiej.

W dyskusji nad rolą martwego drewna w zachowaniu różnorodności biologicznej ekosystemu pojawiły się nieliczne głosy umniejszające istotę tej problematyki.

W toku dalszej dyskusji wyodrębniły się też krytyczne głosy dotyczące wcześniejszej decyzji o obniżeniu limitu pozyskania drewna w nadleśnictwach obejmujących obszar Puszczy Białowieskiej. Stąd bardzo wyraźny wniosek o aneks do planów urządzania lasu, zwiększający wysokość cięć. Stanowisko takie wywołało sprzeciw u tych uczestników dyskusji, którzy są zwolennikami nieinterwencyjnego modelu zarządzania Puszczą. Pojawiła się także sugestia, aby teren parku narodowego objął cały obszar Puszczy Białowieskiej.

W ocenie autora wartość konferencji stanowią przede wszystkim:

- Możliwość przedstawienia w jednym miejscu i czasie szerokiego spektrum poglądów na funkcjonowanie Puszczy Białowieskiej.
- Poszczególne zagadnienia przedstawiono w gronie osób o odmiennym spojrzeniu, stwarzając podstawy do bezpośredniej dyskusji. Jest to zdecy-

dowanie lepsza forma wymiany opinii niż dyskurs medialny, zwłaszcza z udziałem polityków spoza „branży", z których część nie orientuje się w zagadnieniu wystarczająco dobrze.

- Zaprezentowanie przez naukowców i praktyków faktów, aczkolwiek różnie interpretowanych, dających jednak możliwość bezpośredniej korekty i uzupełnienia informacji. Przytoczone dane wzbogaciły wiedzę uczestników zarówno pod względem naukowym, jak i praktycznym, oczywiście w odniesieniu przede wszystkim do praktyki leśnej.
- Możliwość wygłoszenia swoich poglądów na temat zarządzania zasobami przyrody w obecności osób o poglądach zdecydowanie odmiennych, co dało możliwość uspokojenia nastrojów i zlikwidowania napięć panujących wśród uczestników. Udało się to osiągnąć nawet w przypadkach „twardego" pozostawania przy swoich tezach.

Warszawa, listopad 2015

ISBN 978-83-63895-38-9