



MINISTERSTWO
ŚRODOWISKA



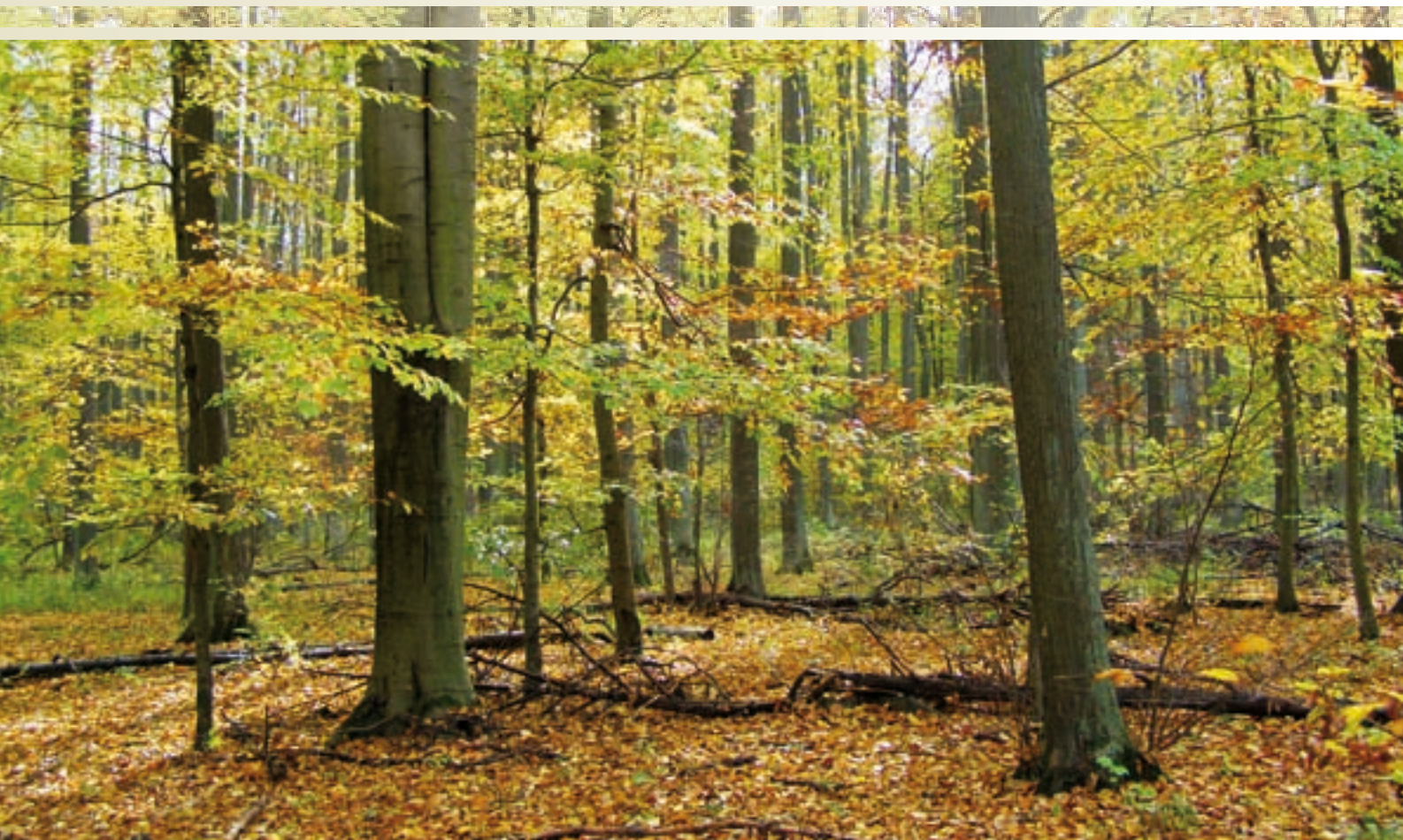
GENERALNA
DYREKCJA
OCHRONY
ŚRODOWISKA



NATURA 2000

Paweł Rutkowski

NATURA 2000 W LEŚNICTWIE

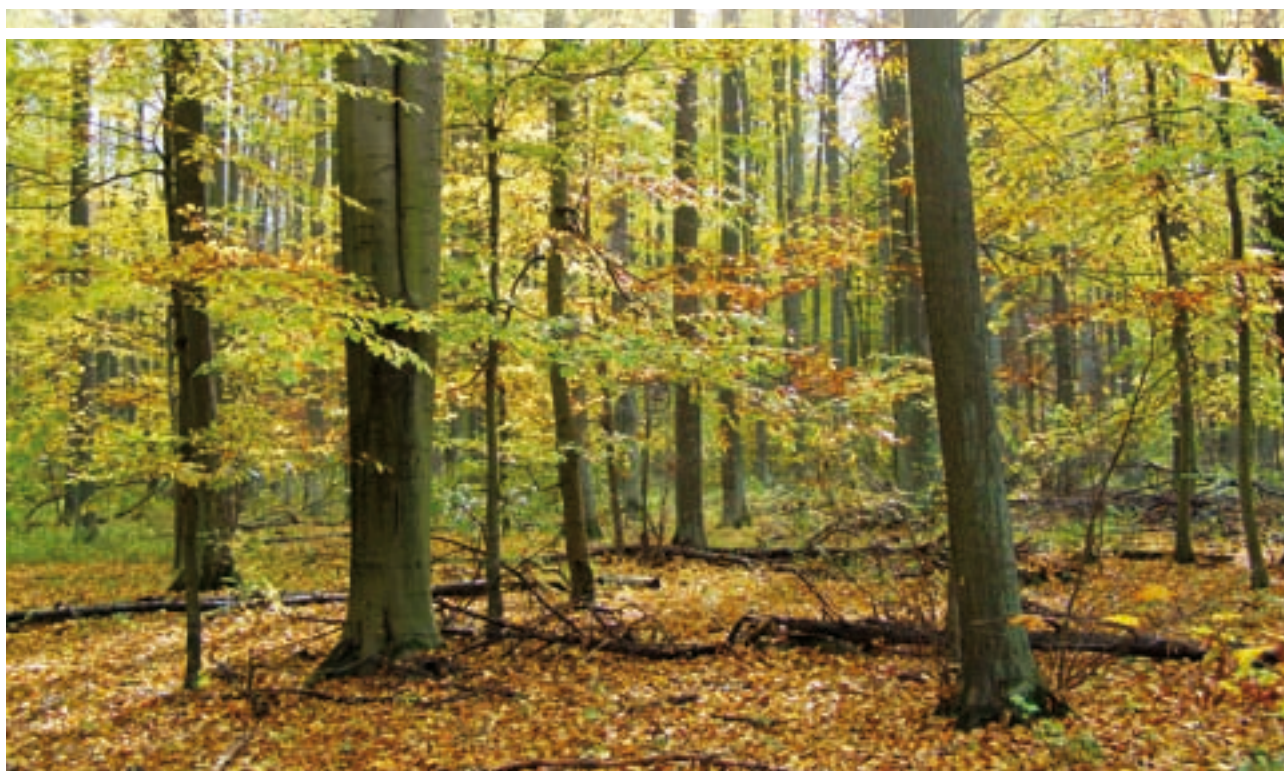


Przygotowano i opublikowano ze środków Unii Europejskiej



Paweł Rutkowski

NATURA 2000 W LEŚNICTWIE



Natura 2000 w leśnictwie

Autor:

Paweł Rutkowski

Współpraca:

Antonio Garzás Martín de Almagro

Publikacja powstała w ramach prac utworzonej w tym celu Grupy Roboczej „Natura 2000 w leśnictwie” w składzie:

Jolanta Błasiak – Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

Michał Borowiak – Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Waldemar Brodziuk – Departament Leśnictwa, Ministerstwo Środowiska

Piotr Derlacz – Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Jakub Dziubecki – Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska

Zbigniew Filipek – Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

Wojciech Fonder – Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

Antonio Garzás Martín de Almagro – ekspert ze strony hiszpańskiej

Edward Janusz – Nadleśnictwo Kolumna

Piotr Kacprzak – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Radomiu

Marek Maciantowicz – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Zielonej Górze

Tadeusz Mizera – Komitet Ochrony Orłów

Paweł Pawlaczyk – Klub Przyrodników, Świebodzin

Paweł Pogoda – Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych

Paweł Rutkowski – ekspert ze strony polskiej – autor podręcznika

Roman Stelmach – Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

Waldemar Walczak – Nadleśnictwo Drewnica

Wydawca:

Ministerstwo Środowiska

ul. Wawelska 52/54, 00-922 Warszawa

www.mos.gov.pl

ISBN 978-83-89994-03-5

Warszawa 2009

Skład i łamanie:

EDIT sp. z o.o.

www.edit.net.pl

Przedmowa

Szanowni Państwo,

już pięć lat Polska jest członkiem Unii Europejskiej. Od tylu lat obowiązuje zatem w naszym kraju prawo wspólnotowe, którego kluczowym segmentem są dyrektywy odnoszące się do ochrony różnorodności biologicznej, tzw. dyrektywa siedliskowa i dyrektywa ptasia.

Na mocy tych dwóch dyrektyw tworzona jest europejska sieć ekologiczna Natura 2000. Proces jej tworzenia w Polsce, jak i w innych państwach Unii Europejskiej, napotyka na wiele trudności mających swoje podłoże w braku dostatecznego zrozumienia, czym tak naprawdę jest sieć Natura 2000 i jakimi rządzi się prawami. Właśnie zwiększenie świadomości społecznej w tym zakresie było głównym przesłaniem projektu, w ramach którego powstały podręczniki, które państwu przekazujemy.

Trwające już od prawie dziesięciu lat wdrażanie sieci Natura 2000 w Polsce ciągle budzi obawy i prowokuje do zadawania pytań o możliwość jej realizacji bez ograniczeń dla rozwoju gospodarczego społeczności lokalnych i całego kraju. Jako organ wdrażający sieć Natura 2000 za każdym razem wyjaśniamy, że sieć Natura 2000 to instrument rozwoju zrównoważonego, który już od 1991 roku jest podstawową zasadą rozwoju Rzeczypospolitej Polskiej, wówczas zapisaną pod pojęciem „ekorozwoju” w Polityce Ekologicznej Państwa a następnie, już pod pojęciem „zrównoważonego rozwoju”, w konstytucji.

Projekt „*Komunikacja, świadomość społeczna i wzmocnienie instytucjonalne dla funkcjonowania europejskiej sieci ekologicznej NATURA 2000*” jest odpowiedzią na wielokrotnie sygnalizowaną potrzebę włączenia społeczności lokalnych w proces wdrażania sieci Natura 2000 w Polsce. Do wdrażania tego projektu, który został zgłoszony do współpracy bliźniaczej w ramach środków Transition Facility, wybrana została Hiszpania. Chcieliśmy się dowiedzieć, jak Hiszpania, która wzorowo wykorzystuje fundusze europejskie po wyznaczeniu obszernej sieci Natura 2000, rozwiązuje konflikty i komunikuje się ze społeczeństwem, aby następnie móc skorzystać z tych doświadczeń.

Właściwie prowadzona komunikacja jest bardzo ważnym narzędziem budowania wizerunku sieci Natura 2000 wśród społeczności lokalnych. Ogrom prac, a także brak



Stanisław Gawłowski

Sekretarz Stanu
w Ministerstwie Środowiska,
Koordynator Projektu



Michał Kielsznia

Generalny Dyrektor Ochrony
Środowiska

środków, który towarzyszył początkom tworzenia sieci Natura 2000 w Polsce, nie pozwolił na uruchomienie procesu komunikacji i odpowiednie zaangażowanie się w jej rozwój. Powstała więc luka, którą wypełnił szum informacyjny, skutkujący upowszechnianiem się nieprawdziwych i niejednokrotnie sprzecznych informacji na temat sieci Natura 2000 i przyszłych konsekwencji jej wdrożenia.

Naszym zadaniem jest naprawa tego stanu rzeczy m.in. poprzez wsparcie podmiotów gospodarujących przestrzenią przyrodniczą oraz podmiotów odpowiedzialnych za planowanie przestrzenne lub rozwój gospodarczy, w tym rozwój infrastruktury, w odpowiednią informację. W realizację projektu oraz przygotowywanie podręczników zaangażowane zostały: Ministerstwo Infrastruktury, Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Ministerstwo Rozwoju Regionalnego, Ministerstwo Środowiska, Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Generalna Dyrekcja Dróg Krajowych i Autostrad, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Krajowy Zarząd Gospodarki Wodnej oraz Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Mamy nadzieję, że podręczniki międzysektorowe, powstałe przy dużym zaangażowaniu Grup Roboczych i pomocy ekspertów hiszpańskich, ułatwią państwu funkcjonowanie w obrębie sieci Natura 2000.

Spis treści

Wstęp	7
ROZDZIAŁ 1. Podstawowe informacje o sieci Natura 2000 na tle systemu dyrektyw przyrodniczych i wynikających z nich zobowiązań	9
ROZDZIAŁ 2. Rola planu urządzenia lasu w Naturze 2000	12
ROZDZIAŁ 3. Powierzchnia leśna, powierzchnia nieleśna, siedliska przyrodnicze, siedliska leśne i problemy ich identyfikacji	18
ROZDZIAŁ 4. Siedliska przyrodnicze, a dobór składu gatunkowego drzewostanów	21
ROZDZIAŁ 5. Rębnie	25
ROZDZIAŁ 6. „Martwe drewno”	31
ROZDZIAŁ 7. Pielęgnacja lasu i przebudowa drzewostanów	35
ROZDZIAŁ 8. Natura 2000 a „mała retencja”	42
ROZDZIAŁ 9. Natura 2000 a ochrona lasu	50
ROZDZIAŁ 9A. Natura 2000 a ochrona przeciwpożarowa	53
ROZDZIAŁ 10. Natura 2000 a gospodarka łowiecka	54
ROZDZIAŁ 11. Inwestycje w lesie	56
ROZDZIAŁ 12. Zagadnienia do dyskusji	57
ROZDZIAŁ 13. Natura 2000 w innych krajach, czyli jak to robią inni	62
Ochrona lasu Rothwald w Austrii	62
Ochrona lasów borealnych i torfowisk leśnych w pld. Finlandii (projekt LIFE 03NAT/FIN/00034)	62
Odtwarzanie kwaśnych i żyznych buczyn w parku narodowym Söderåsen w Szwecji (projekt LIFE 02NAT/S/008483)	62
Ekosystemy leśne jako przedmiot kompensacji skutków inwestycji oddziałującej na obszar Natura 2000 – Kolej Botnicka w Szwecji	63
Andaluzja, Parque Natural de la Sierra de Cardeña y Montoro	63
Ochrona populacji głuszca w Szwarzwaldzie	64

Podsumowanie	65
Literatura	68

ZAŁĄCZNIKI NA PŁYDIE CD. „Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego” – opracowanie powstałe w ramach projektu „Przygotowania do wdrażania sieci Natura 2000 w Polsce – pilotowy projekt szkoleniowy w Puszczy Białowieskiej”, nr ref.: DANCEE Journal no. M 128/031-0002, zrealizowanego w 2003 roku

Wstęp

Wejście 1 maja 2004 roku w życie traktatu o przystąpieniu Polski do Unii Europejskiej może stanowić dla polskiego leśnictwa jedną z najważniejszych dat. W tym dniu nabyliśmy prawa, ale także i obowiązki ciążące na krajach członkowskich, do których należą m.in. postanowienia zawarte w Dyrektywach – Ptasięj¹ i Siedliskowej². Dokumenty te nakładają na kraje członkowskie Unii Europejskiej konieczność wyznaczania na swoim terytorium spójnej sieci obszarów chroniących zagrożone w skali europejskiej siedliska przyrodnicze³ oraz gatunki roślin i zwierząt, a następnie podjęcia na tych obszarach działań odpowiadających ekologicznym wymogom tych gatunków i siedlisk, mających na celu zachowanie lub odtworzenie ich tzw. właściwego stanu ochrony. Sieci tej nadano nazwę „Natura 2000”.

Wejście w życie dyrektyw poprzedzone zostało licznymi uzgodnieniami, postanowieniami i aktami prawnymi, takimi jak konwencja ramsarska, dotycząca ochrony obszarów wodno-błotnych (1971), konwencja bońska, dotycząca ochrony wędrownych gatunków dzikich zwierząt (1979), konwencja berneńska, dotycząca ochrony gatunków dzikiej flory i fauny europejskiej oraz siedlisk przyrodniczych (1982), czy też Konwencja o różnorodności biologicznej, zwana Konwencją z Rio (1992).

Dążąc do wywiązania się z przyjętych zobowiązań, rząd Polski ustanowił dotychczas, w drodze rozporządzenia, 141 obszary specjalnej ochrony ptaków oraz wysłał do Komisji Europejskiej, celem akcepta-

cji, 364 propozycje specjalnych obszarów ochrony siedlisk. W grudniu 2008 r. wszystkie te obszary zostały przez Komisję uznane za Obszary Mające Znaczenie dla Wspólnoty, stając się formalnie obszarami Natura 2000.

Zagadnienie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz wymienianych w załącznikach do dyrektyw gatunków roślin i zwierząt wykracza jednak poza wyznaczone obszary tworzące sieć Natura 2000. Po przeprowadzeniu w latach 2006 i 2007 przez Lasy Państwowe powszechnej inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych oraz wybranych gatunków roślin i zwierząt stwierdzono, że powierzchnia siedlisk przyrodniczych wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 sięgnęła w przybliżeniu 1,4 mln ha, co stanowi około 17% powierzchni Lasów Państwowych, a z dyrektyw wynika, że Polska jest obowiązana sprawować nad tymi siedliskami nadzór na całym swoim terytorium, nie tylko na obszarach Natura 2000. Do tej powierzchni odnosi się skonkretyzowany obowiązek „zapobiegania wszelkiemu pogarszaniu stanu” (obowiązek z art. 6.2 dyrektywy siedliskowej) i docelowo „obowiązek podjęcia niezbędnych działań, odpowiadających ekologicznym wymaganiom ekosystemów, w celu utrzymania lub odtworzenia właściwego stanu ochrony” (obowiązek z art. 6.1 dyrektywy).

Spośród wspomnianych 1 mln 400 tys. ha wykazanych podczas inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych ogółem, w obszarach Natura 2000 znalazło się około 380 tys. ha (stan na marzec 2009 r.), czyli

¹ Dyrektywa Rady Europy 79/409/EWG z 2 kwietnia 1979 r. o ochronie dzikich ptaków, zwana w skrócie Dyrektywą Ptasią.

² Dyrektywa Rady 92/43/EWG z 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory, zwana w skrócie Dyrektywą Siedliskową.

³ Siedliska przyrodnicze – oznaczają obszary lądowe lub wodne wyodrębnione na podstawie cech geograficznych, abiotycznych i biotycznych, zarówno naturalne, jak i półnaturalne. Typy siedlisk przyrodniczych będące przedmiotem zainteresowania Wspólnoty oznaczają te siedliska w obrębie terytorium, które: są zagrożone zanikiem w swoim naturalnym zasięgu; lub mają niewielki zasięg naturalny, w wyniku regresji albo z powodu ograniczonego ze swej istoty obszaru występowania; lub stanowią wybitne przykłady typowych cech jednego albo więcej z pięciu następujących regionów biogeograficznych: alpejskiego, atlantyckiego, kontynentalnego, makaronezyjskiego i śródziemnomorskiego (CD 1992). W późniejszych opracowaniach definicja siedliska przyrodniczego poszerzona została o obszary ukształtowane także pod wpływem antropogenicznym, a liczba regionów występowania siedlisk zwiększona została do 9, uwzględniając także region czarnomorski, borealny, pannoński i stepowy.

ok. 4,9% gruntów Lasów Państwowych. Powierzchnia ta może jednak znacznie wzrosnąć wskutek zgłoszenia do Komisji Europejskiej nowych obszarów Natura 2000. Propozycje przygotowane przez Wojewódzkie Zespoły Specjalistyczne obejmują (stan na kwiecień 2009), wraz z już istniejącymi obszarami, 540 tys. ha siedlisk przyrodniczych na gruntach Lasów Państwowych (7,1% gruntów LP). W chwili oddawania niniejszej książki do druku lista nowo zgłoszonych obszarów została przedłożona do konsultacji społecznych i międzyresortowych.

Trudniejsza do oszacowania, ale z całą pewnością nie mniejsza, jest skala zobowiązań związanych z ochroną gatunków i ich siedlisk w sieci Natura 2000, również w dużej mierze dotyczących terenów leśnych. Nic więc dziwnego, że sytuacja taka musi wśród leśników rodzić pytania i budzić szereg wątpliwości dotyczących wdrażania tej nowej dla leśnictwa polskiego formy ochrony. Niniejsza książka będzie próbą odpowiedzi na przynajmniej niektórych z nich. Choć jest ona opatrzona moim nazwiskiem jako autora, to w dużej mierze stanowi efekt pracy 15-osobowej grupy, w której skład wchodził przedstawiciele Ministerstwa Środowiska, Lasów Państwowych, Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, organizacji pozarządowych oraz ośrodków akademickich. Pomimo tak licznej grupy pracującego nad wydaniem podręcznika, szereg kwestii w nim zawartych pozostanie otwartych. Trudno bowiem opisać wszystkie aspekty związane z Naturą 2000 w leśnictwie. Trudno także, w odniesieniu do poruszanego tematu o gotowe recepty, opisujące do końca sposoby postępowania, prowadzące do realizacji celu, jakim jest ochrona poszczególnych siedlisk, czy gatunków. Chyba że za receptę uznamy stwierdzenie, które

można ująć jednym zdaniem: **Ochrona wyznaczonych w dyrektywach siedliskowej i ptasiej siedlisk przyrodniczych i gatunków jest celem nadrzędnym i dopuszczalny jest każdy sposób działania, który ten cel pozwoli osiągnąć.** Stwierdzenie takie zmienia jednak w sposób zasadniczy dotychczasowe wymogi stawiane leśnictwu, które zawsze było traktowane jako dziedzina, której celem jest przede wszystkim zaspokojenie potrzeb gospodarki narodowej na drewno i jego pochodne (patrz przykładowo – Andrzejewski i in. 1991). Wprowadzie od wielu już lat podkreślane, a nawet stawiane na pierwszym miejscu są pozaprodukcyjne funkcje lasu, ale od prymatu drewna trudno się leśnictwu uwolnić. Wystarczy tu przytoczyć zalecenia zawarte w aktualnie obowiązujących Zasadach Hodowli Lasu (ZHL 2003, s. 21), według których „Zagospodarowanie lasów ochronnych prowadzi się pod kątem utrzymania ich wielofunkcyjnej roli ze szczególnym uwzględnieniem funkcji, dla których zostały uznane za ochronne (...) pod warunkiem, że ograniczenie pozostałych funkcji, w tym produkcyjnej, nie może być istotne (podkreślenie – P.R.). Jednocześnie las uznaje się za najbardziej rozbudowany ekosystem na lądzie (przykładowo: Rykowski 2007), a publikacji traktujących o jego kluczowej roli w zachowaniu różnorodności biologicznej, ochronie gleby przed erozją i pustynnieniem, wpływie na klimat, itd. nie sposób wyliczyć. I jest to rola niepodważalna. Czy pogodzenie się z tym faktem oznacza koniec leśnictwa, co w przewrotnym pytaniu sugeruje Rykowski w przytoczonej wyżej pracy? Raczej nie. Wymagane może być tylko przewartościowanie celów stawianych lasom, w tym głównie Lasom Państwowym, jako jednostce, dla której wdrożenie założeń Natury 2000 może mieć najistotniejsze znaczenie.

ROZDZIAŁ 1

Podstawowe informacje o sieci Natura 2000 na tle systemu dyrektyw przyrodniczych i wynikających z nich zobowiązań

Na terenie całego kraju z prawa Unii Europejskiej, w odniesieniu do wymienionych wcześniej dyrektyw ptasiej i siedliskowej, wynikają w szczególności następujące obowiązki, mogące odnosić się do gospodarki leśnej:

- Obowiązek ochrony wszystkich gatunków ptaków i ich siedlisk, polegający na zakazie ich umyślnego zabijania i chwytania, umyślnego niszczenia i usuwania ich gniazd i jaj, umyślnego istotnego płoszenia, zwłaszcza w sezonie lęgowym (art. 5 dyrektywy ptasiej). Dozwolone jest polowanie na niektóre (wyraźnie wskazane w załączniku dyrektywy) gatunki, ale nie w sezonie ich lęgów, toków ani wędrówki wiosennej. W trybie indywidualnych decyzji można, w ściśle określonych sytuacjach (np. dla zapobiegania poważnym szkodom w lasach), pod ściśle określonymi warunkami, zezwalać na odstępstwa od innych zakazów.
- Obowiązek gospodarowania w siedliskach ptaków, w sposób zgodny z ich ekologicznymi potrzebami (art. 3.2 dyrektywy ptasiej).
- Obowiązek ochrony gatunków roślin i zwierząt z zał. IV dyrektywy siedliskowej, polegający na zakazie umyślnego ich niszczenia, chwytania, zabijania itp., a także na zakazie niszczenia i uszkodzenia – nawet nieumyślnego! – miejsc rozrodu i odpoczynku zwierząt chronionych (art. 12 i art. 13 dyrektywy siedliskowej). W trybie indywidualnych decyzji można, w ściśle określonych sytuacjach (np. dla zapobiegania poważnym szkodom w lasach), pod ściśle określonymi warunkami, zezwalać na odstępstwa od tych zakazów.
- Obowiązek nadzoru nad krajowymi zasobami „dyrektywowych” gatunków i siedlisk przyrodniczych (art. 11 dyrektywy siedliskowej).
- Obowiązek oceny wpływu na środowisko przedsięwzięć oraz planów i programów mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz obowiązek uwzględniania w tych ocenach gatunków chronionych i ich siedlisk oraz „dyrektywowych” siedlisk przyrodniczych (dyrektywa EIA). W Polsce katalog przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko określa rozporządzenie Rady Ministrów – przewidywane jest w najbliższym czasie jego dostosowanie do wymogów dyrektywy.
- Obowiązek analizowania, czy ewentualne wprowadzenie gatunków poza ich naturalnym zasięgiem geograficznym (= gatunków obcych w sensie Konwencji o różnorodności biologicznej) nie zagraża „dyrektywowym” siedliskom przyrodniczym (art. 22 dyrektywy siedliskowej).
- Obowiązek podjęcia działań zapobiegawczych i naprawczych, w przypadku spowodowania, w wyniku prowadzonej działalności gospodarczej lub procesu inwestycyjnego, szkody (istotnej negatywnej, mierzalnej zmiany) w gatunkach chronionych lub w „dyrektywowych” siedliskach przyrodniczych (dyrektywa ELD). Wyjątkiem jest zmiana, która była wcześniej przewidziana w procedurze oceny oddziaływania na środowisko i uwzględniona w odpowiedniej decyzji zezwalającej na przedsięwzięcie.
- Ponadto z dyrektyw wynika ciążący na każdym państwie obowiązek wyznaczenia i skutecznej ochrony tzw. obszarów Natura 2000.
- Sieć Natura 2000 to sieć obszarów szczególnej ochrony przyrody, wyznaczana w całej Unii Europejskiej, wg jednolitych reguł. Sieć ta jest jednym z elementów wdrażania zobowiązań wynikających z Dyrektywy Ptasiej i Dyrektywy Siedliskowej.
- Na obszarze Natura 2000 ochronie podlega nie całość przyrody, ale ściśle określone gatunki lub typy ekosystemów (siedlisk przyrodniczych) – przedmioty ochrony. W obszarze ptasim przedmio-

tami ochrony są określone gatunki ptaków i ich siedliska. W obszarze siedliskowym przedmiotami ochrony są określone typy siedlisk przyrodniczych z zał. I dyrektywy siedliskowej, oraz określone gatunki roślin i zwierząt z zał. II dyrektywy siedliskowej. Cel ochrony jest określony przez tzw. właściwy stan ochrony gatunku lub siedliska przyrodniczego (nie mylić z pojęciem „właściwy stan siedliska” używanym w leśnictwie).

- Pojęcie „siedlisko przyrodnicze” stosowane w Unii Europejskiej jest w przybliżeniu równoważne pojęciu „ekosystem”. Nie należy go mylić z pojęciem „siedliska” stosowanym w leśnictwie i ekologii.
- W zasadzie przedmiotami ochrony są te gatunki i siedliska przyrodnicze, dla których w Standardowym Formularzu Danych obszaru (tzw. SDF) wskazano „ocenę znaczenia ogólnego” A, B lub C. Jednak w przypadku stwierdzenia – w wyniku rozwoju wiedzy o obszarze, np. nowych inwentaryzacji lub badań naukowych – innych gatunków, które zgodnie z kryteriami naukowymi powinny w danym obszarze dostać taką ocenę, należy je od momentu uzyskania odpowiedniej wiedzy także traktować jak przedmioty ochrony.
- Ochrona gatunków obejmuje także ochronę ich siedlisk, tj. obszarów, miejsc lub elementów struktury ekosystemów stale lub okresowo wykorzystywanych przez gatunek i ważnych dla funkcjonowania jego populacji. Ochrona gatunków wymaga, by siedlisko każdego z chronionych gatunków było odpowiednio duże i miało „dobrą jakość” z punktu widzenia odpowiedniego gatunku.
- Ochrona siedlisk przyrodniczych wymaga ochrony „elementów struktury i funkcji typowych dla danego siedliska przyrodniczego” – a więc ochrony procesów kształtujących i utrzymujących dany ekosystem oraz pełni jego zróżnicowania strukturalnego. Obejmuje także ochronę ich „typowych gatunków”. Typowymi gatunkami siedliska przyrodniczego są gatunki roślin i zwierząt decydujące o jego charakterze i specyfice (także lokalnej) – w przypadku ekosystemu leśnego są to nie tylko gatunki drzew, ale mogą być do nich zaliczone gatunki runa, gatunki ptaków i bezkręgowców. Ochrona siedliska przyrodniczego wymaga więc zachowania całej związanej z nim różnorodności biologicznej.

Na obszarach Natura 2000 z dyrektyw wynikają dodatkowo następujące obowiązki:

- Obowiązek oceny każdego planu (także planu urzędzenia lasu) i przedsięwzięcia pod kątem, czy

może znacząco negatywnie wpłynąć na obszar Natura 2000. Nie można zezwalać na przedsięwzięcia, ani zatwierdzać planów, dla których ryzyko takiego znaczącego negatywnego oddziaływania nie zostało wykluczone w wyniku odpowiedniej, indywidualnej oceny. Wyjątkowo istnieje możliwość zezwolenia w przypadkach koniecznego i nadrzędnego interesu publicznego, przy jednoczesnym braku rozwiązań alternatywnych – tylko pod warunkiem wcześniejszego dokonania kompensacji przyrodniczej przywracającej spójność sieci Natura 2000.

- Obowiązek podjęcia wszelkich niezbędnych działań dla uniknięcia pogorszenia stanu przedmiotów ochrony w obszarze (należy więc unikać działań powodujących takie pogarszanie, ale także przeciwdziałać pogarszaniu z przyczyn zewnętrznych) – w tym obowiązek ochrony czynnej, jeżeli jest taka potrzeba.
- Obowiązek podjęcia działań i przyjęcia środków ochrony potrzebnych do doprowadzenia przedmiotów ochrony do właściwego stanu ochrony. Jednym z takich środków może być sporządzanie i wdrażanie planu ochrony/planu zadań ochronnych.

Wymogi dyrektyw narzucają cel, a nie metodę ochrony obszarów Natura 2000, która nie jest z góry narzucona, a powinna być dopiero wypracowana indywidualnie dla każdego obszaru. W szczególności, w ramach obszaru Natura 2000 możliwe są podejścia:

- ochrony w warunkach odpowiedniego użytkowania i gospodarowania (utrzymywanie tradycyjnych sposobów zagospodarowania i użytkowania ekosystemów półnaturalnych; ewentualnie takie modyfikacje sposobów gospodarowania, by zagwarantować utrzymanie procesów i struktur);
- ochrony biernej, przez wyłączenie lasu z użytkowania i pielęgnowania, oraz pozwolenie na naturalny przebieg procesów w nim zachodzących (stosowana głównie w rezerwatach i parkach narodowych, gdzie jak dowodzą europejskie doświadczenia (CRS 2009) dotyczące leśnych siedlisk przyrodniczych, naturalne procesy doskonale utrzymują lub odtwarzają właściwy stan ich ochrony);
- ochrony czynnej (specjalne działania ochronne, np. w zakresie restytucji i renaturyzacji, albo zastępujące dawne, dziś nie stosowane sposoby użytkowania).

Żadne z tych podejść z punktu widzenia ochrony obszarów Natura 2000 nie jest uprzywilejowane

i nie powinno być a priori oceniane jako „lepsze od pozostałych” – każde z nich jest właściwe dla określonych sytuacji. Ich elementy mogą być także łączone. Oczywiście, podejście „ochrony w warunkach odpowiedniego użytkowania i zagospodarowania” dotyczy zwykle największej powierzchni; jednak zastosowanie w określonych miejscach dwóch pozostałych podejść jest także niezbędne dla osiągnięcia celów sieci.

Obowiązki wynikające z dyrektyw są obowiązkami państwa. Oznacza to, że:

- Lasy Państwowe, zarządzając lasami w imieniu państwa, są bezpośrednio zobowiązane do realizowania ww. obowiązków w toku tego zarządzania;
- Prywatni właściciele lasów nie są bezpośrednio zobowiązani do realizacji tych wymogów, ale obowiązkiem państwa jest ich do tego skutecznie nakłonić – (do wyboru państwa pozostaje metoda nakłaniania (np. przymus prawny, przekonywanie i dobrowolne porozumienia, motywacja ekonomiczna).

ROZDZIAŁ 2

Rola planu urządzenia lasu w Naturze 2000

Jak już wcześniej wspomniano, wymogi dyrektyw narzucają cel, a nie metodę ochrony obszarów Natura 2000, która nie jest z góry narzucona, a powinna być dopiero wypracowana indywidualnie dla każdego obszaru. Ogromną rolę powinny w tym względzie odgrywać plany urządzenia lasu.

Ustęp 2 artykułu 30 ustawy o ochronie przyrody⁴ mówi, że plan urządzenia lasu dla nadleśnictwa położonego w granicach obszaru Natura 2000, uwzględniający zakres, o którym mowa w art. 29, staje się planem ochrony dla tej części obszaru Natura 2000.

W projekcie rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000 (projekt z dnia 24.02.2009 r.), w paragrafie 4 podaje się, że „Weryfikacja i określenie zakresu przestrzennego objętego planem ochrony polega m.in. na sprawdzeniu, czy istnieją nadleśnictwa położone w granicach obszaru, a jeżeli tak, to czy ich **plany urządzenia lasu zawierają zakres, o którym mowa w art. 29 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody**, czyli m.in., czy zawierają:

- 1) opis granic obszaru i mapę obszaru Natura 2000;
- 2) identyfikację istniejących i potencjalnych zagrożeń dla zachowania właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt i ich siedlisk będących przedmiotami ochrony;
- 3) określenie warunków utrzymania lub odtworzenia właściwego stanu ochrony przedmiotów ochrony obszaru Natura 2000, zachowania integralności obszaru Natura 2000 oraz spójności sieci obszarów Natura 2000 odnoszących się w szczególności do:
 - a) innych form ochrony przyrody, pokrywających się z obszarem Natura 2000,
 - b) zagospodarowania przestrzennego, w tym w szczególności terenów lokalizacji zabudowy możliwej bez szkody dla obszaru Natura 2000, infrastruktury technicznej i komunikacyjnej, infrastruktury turystycznej i edukacyjnej, a tak-

- że obszarów, które powinny być zalesione oraz obszarów wyłączonych z zalesiania,
- c) zagospodarowania obszarów morskich,
- d) gospodarowania wodami,
- e) gospodarki rolnej, leśnej i rybackiej,
- f) śródlądowych wód powierzchniowych płynących, w których powinna być zachowana lub odtworzona możliwość wędrówki ryb i innych organizmów wodnych;
- 4) wskazania do zmian w istniejących studiach uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego gmin, miejscowych planach zagospodarowania przestrzennego, planach zagospodarowania przestrzennego województw oraz planach zagospodarowania przestrzennego morskich wód wewnętrznych, morza terytorialnego i wyłącznej strefy ekonomicznej dotyczące eliminacji lub ograniczenia zagrożeń wewnętrznych lub zewnętrznych, jeżeli są niezbędne dla utrzymania lub odtworzenia właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, dla których wyznaczono obszar Natura 2000;
- 5) określenie działań ochronnych dla utrzymania lub odtworzenia właściwego stanu ochrony przedmiotów ochrony obszaru Natura 2000, ze wskazaniem podmiotów odpowiedzialnych za ich realizację;
- 6) wskaźniki właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych lub gatunków roślin i zwierząt i ich siedlisk, będących przedmiotami ochrony;
- 7) określenie sposobów monitoringu realizacji zadań ochronnych oraz ich skutków;
- 8) określenie sposobów monitoringu stanu ochrony siedlisk przyrodniczych lub gatunków roślin i zwierząt i ich siedlisk, będących przedmiotami ochrony.

Gdyby plan urządzenia lasu dla nadleśnictwa położonego w granicach obszaru Natura 2000 taki zakres zawierał, to zgodnie z art. 30 ust. 2 ustawy mógłby stać się jednocześnie planem ochrony leśnego obszaru Natura 2000.

⁴ Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r., z późniejszymi zmianami, według wersji z 09.12.2008 r.

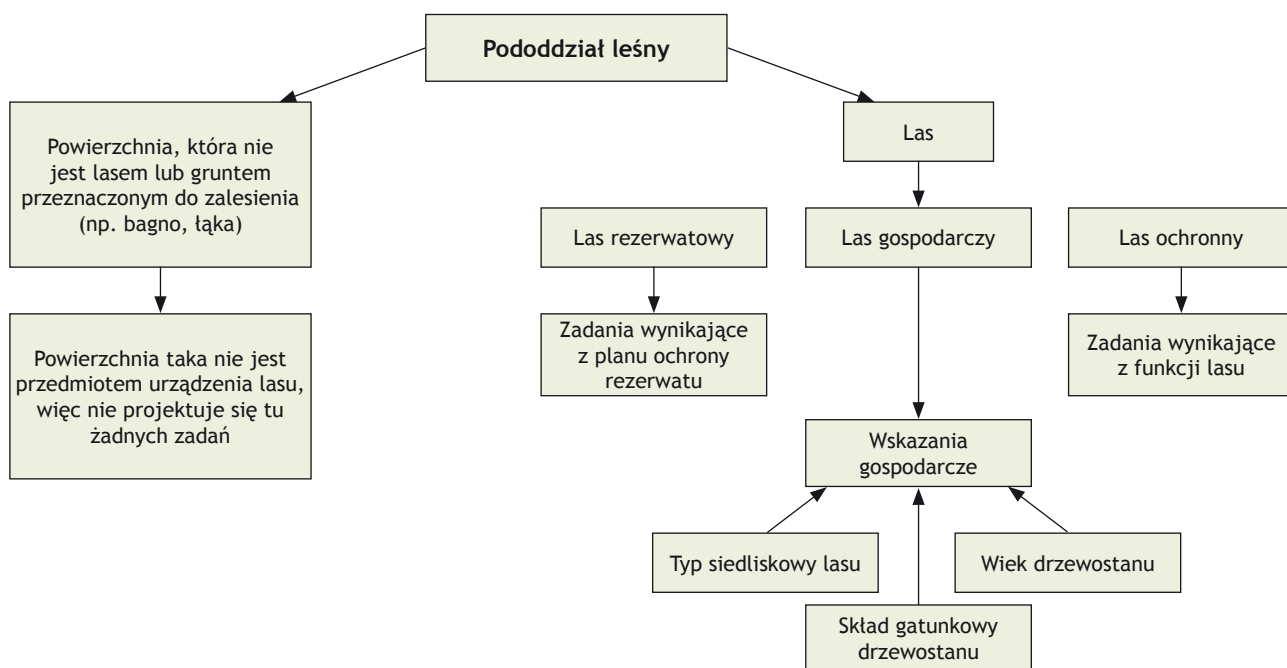
Trudno oczekiwać od planów urządzenia lasu, by obejmowały one zakres zawarty w przytoczonym wyżej zestawieniu. Wprowadzie Program Ochrony Przyrody, będący składnikiem planu urządzenia lasu, ma zawierać „kompleksowy opis stanu przyrody w nadleśnictwie (...) oraz podstawowe zadania z zakresu ochrony przyrody i sposoby realizacji tych zadań” (IUL 2003.), to jednak w wymiarze praktycznym przedmiotem planu urządzenia są lasy oraz grunty przeznaczone do zalesienia i wyłącznie do nich odnoszą się wskazówki gospodarcze zawarte w opisach taksacyjnych. Obecny stan prawny uniemożliwia też zapisanie w planie urządzenia lasu (zatwierdzanym decyzją ministra) ustaleń do miejscowych planów zagospodarowania przestrzennego (aktów prawa miejscowego) i studiów uwarunkowań i kierunków zagospodarowania przestrzennego (element polityki przestrzennej leżącej w kompetencjach gminy).

Poza zakresem obowiązków spoczywających na urządzeniu lasu leżało dotychczas uwzględnianie w opisach taksacyjnych zadań ochronnych dla poszczególnych wydzieł leśnych, a tym bardziej formułowanie wskazówek dotyczących postępowania na powierzchniach nieleśnych. Przykładowy fragment opisu taksacyjnego przytoczono w tabeli 1, gdzie kolorem szarozielonym zaznaczono opis uwzględniający typowe wskazania gospo-

darcze dla powierzchni leśnej, kolorem jasnoszarym opis drzewostanu będącego częścią rezerwatu przyrody, dla którego zakres działań wyznaczał plan ochrony rezerwatu (stąd w opisie taksacyjnym pozostawiono puste pole) oraz kolorem szarym łąkę, która jako powierzchnia nieleśna nie podlega opisowi, choć podlega inwentaryzacji.

W przytoczonym przykładzie widać jednocześnie, że choć przy opisie powierzchni leśnej zaznaczonej szarozielonym tłem są już informacje, które powinny wymagać zastanowienia nad obowiązkami wynikającymi z Dyrektywy Siedliskowej (dotyczy to zbiorowiska roślinnego opisanego skrótami jako grąd środkowoeuropejski – w tabeli tekst wytłuszczony), to nie znalazło to żadnego przełożenia ani na gospodarczy typ drzewostanu (tu sosnowo-dębowy), ani na wskazania gospodarcze. Jakie natomiast znaczenie może mieć uznanie danej powierzchni za potencjalne siedlisko grądu przy drzewostanie sosnowym, na gruncie porolnym i w typie siedliskowym lasu mieszanego świeżego znajdzie czytelnik w dalszej części książki, poświęconej m.in. przebudowie drzewostanów. W tym miejscu należy jedynie zwrócić uwagę na różnice pomiędzy dotychczasowym zakresem prac urzędzeniowych a takim, który mógłby spełniać oczekiwania dotyczące ochrony siedlisk i gatunków. Ilustrują to schematy przedstawione na rys. 1 i 2.

Rys. 1. Uproszczony schemat czynników mających wpływ na dotychczasowe informacje dotyczące pododdziału leśnego, zawarte w opisie taksacyjnym. Przedmiotem urządzenia jest las lub grunt przeznaczony do zalesienia. W dotychczasowym podejściu do ustalania wskazań gospodarczych, zasadnicze znaczenie miał typ siedliskowy lasu⁵. Dla poszczególnych typów siedliskowych lasu ustalane były gospodarcze typy drzewostanów określające pożądany udział głównych gatunków drzew, co rzutowało na dalsze działania związane z gospodarką leśną w danym pododdziale leśnym



⁵ Typ siedliskowy lasu jest podstawową jednostką w systemie klasyfikacji siedlisk leśnych, obejmującą powierzchnie leśne o zbliżonych warunkach siedliskowych wynikających z żyzności i wilgotności gleb, podobieństwa cech klimatu oraz ukształtowania terenu i jego budowy geologicznej. Obszary należące do tego samego typu siedliskowego lasu wykazują podobne zdolności produkcyjne i przydatność dla hodowli lasu.

Analizując schemat przedstawiony na rysunku nr 1, poprzez analogię z rezerwatem przyrody, można by było wyciągnąć wniosek, że to raczej plan urządzenia lasu powinien czerpać informacje z planu ochrony obszaru Natura 2000, oczekując wyznaczenia w nim hierarchii celów oraz określonych zadań, które mogą mieć wpływ na planowanie gospodarcze. I tak powinno się to odbywać w praktyce.

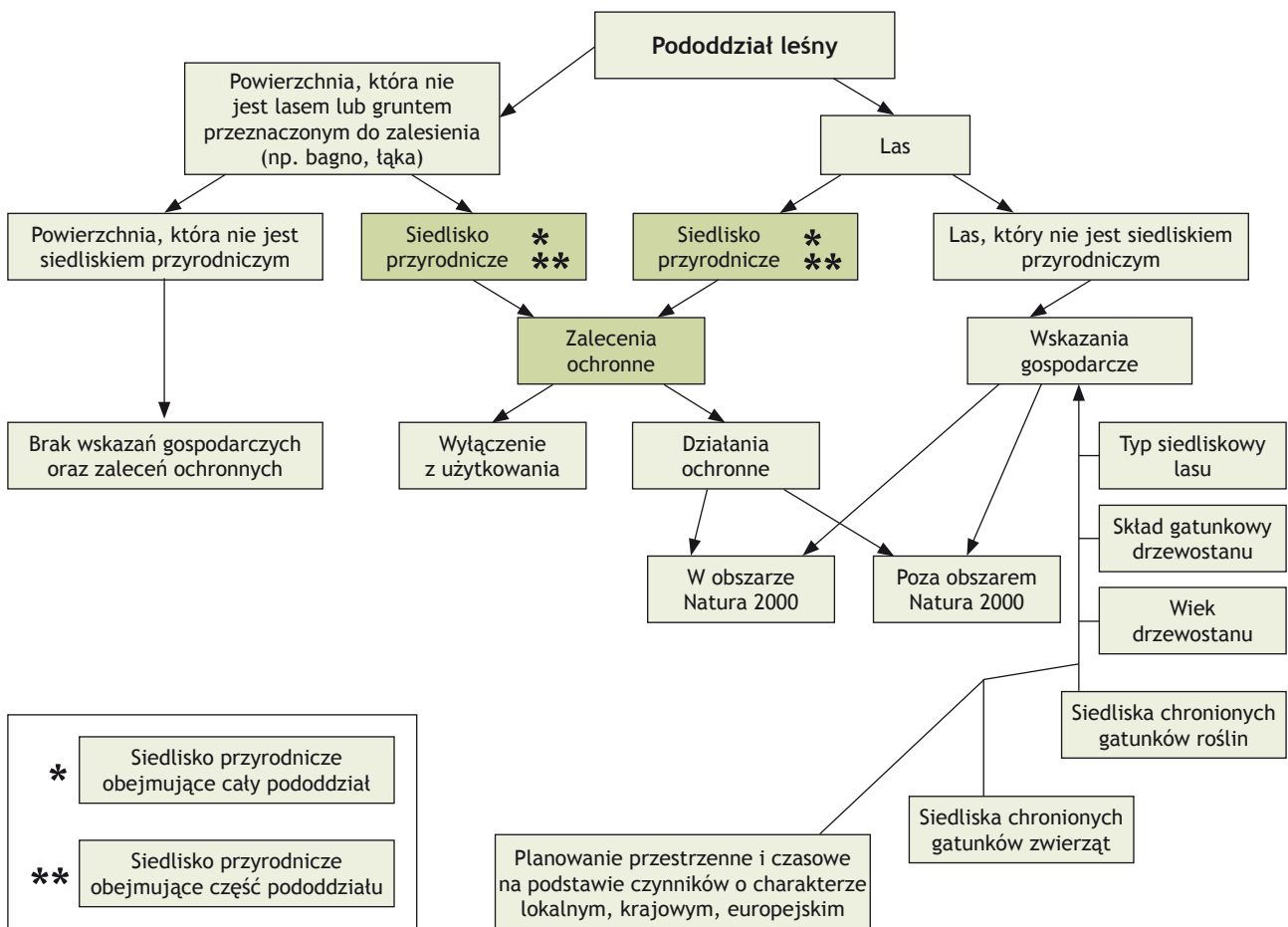
Nie zmienia to faktu, że w lasach w obszarze Natura 2000 to plan urządzenia lasu – korzystając z określenia w planie ochrony celów i warunków ochrony obszaru – będzie nadal w praktyczny sposób określał sposób postępowania w konkretnym drzewostanie tak, by te cele zrealizować. Plan ochrony w zakresie odnoszącym się do gospodarki leśnej nie będzie bowiem zawierał konkretnych wskazówek dla poszczególnych drzewostanów, ale cele do osiągnięcia i ewentualne „warunki brzegowe” zachowania siedlisk i gatunków we właściwym stanie ochrony. Ale poza obszarami Natura 2000 plan urządzenia lasu po-

zostanie jedynym „*planem gospodarowania leśnymi siedliskami przyrodniczymi*”. Jeżeli plan urządzenia lasu miałby uwzględniać wymogi ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków chronionych, to zakres prac urządzeniowych musiałby być znacznie szerszy. Na rys. 2, mocno upraszczając, przedstawiono tylko kluczowe aspekty „naturowego” podejścia do planu urządzenia lasu.

Problem znacznie szerszego zakresu prac urządzeniowych nie jest tu zresztą problemem jedynym, choć też istotnym, choćby z punktu widzenia pracochłonności, a tym samym znacznie wyższych kosztów takiego opracowania. Równie istotne wydają się liczne zagadnienia wymagające rozstrzygnięć, jak choćby w sprawach przedstawionych w formie prezentowanych poniżej pytań:

1. Czy zakres prac urządzeniowych ma nadal dotyczyć wyłącznie lasów i gruntów przeznaczonych do zalesienia, pomijając nieleśne siedliska przyrodnicze na gruntach Lasów Państwowych?

Rys. 2. Uproszczony schemat czynników, jakie powinny mieć wpływ na zakres informacji zawartych w opisie taksacyjnym, gdyby opis ten miał uwzględniać wymogi ochrony siedlisk przyrodniczych oraz gatunków wyznaczonych dyrektywami siedliskową i ptasią



2. Czy zakres prac urzędzeniowych powinien obejmować także gatunki roślin i zwierząt oraz siedliska przyrodnicze występujące poza gruntami Lasów Państwowych, choć w zasięgu terytorialnym opracowywanego nadleśnictwa? I jak postępować, gdy niektóre gatunki zwierząt część swojego siedliska mają na gruntach Lasów Państwowych, a część poza?
3. Jak sporządzać plan urządzenia lasu, gdy dla obszaru Natura 2000 nie ma jeszcze planu ochrony ani planu zadań ochronnych? Jakie mogą być konsekwencje powstania planu ochrony obszaru Natura 2000 w okresie obowiązywania planu urządzenia lasu?
4. Czy urządzenie lasu ma tylko gromadzić informacje o przedmiotach ochrony, wykorzystując je w planowaniu gospodarczym, czy także je weryfikować. Jeśli tak, to czy w pełnym zakresie, czy tylko w określonych sytuacjach? Czy przykładowo zidentyfikowanie podczas prac urzędzeniowych świetlistej dąbrowy (91I0) w miejscu, w którym podczas przeprowadzonej w 2007 r. inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych wykazano kwaśną dąbrowę (9190) jest wystarczającą przesłanką do tego, by dokonać przeklasyfikowania siedliska przyrodniczego, skoro ma to wpływ na planowane zabiegi? I jaki wpływ ma na to ilość takich zmian w opracowywanym nadleśnictwie (przykładowo – jedna korekta na szczeblu nadleśnictwa, ograniczająca się do zmiany z kwaśnej dąbrowy na dąbrowę świetlistą, przy dobrym jej udokumentowaniu, nie wymaga szerszej dyskusji, ale już wycofanie się z decyzji o uznaniu, na etapie inwentaryzacji, tysiąca hektarów lasów bukowych za grądy, i traktowanie ich nadal tak, jakby były buczynami (bo jako drzewostany nimi są), zmienia całkowicie podejście zarówno do ochrony tych siedlisk przyrodniczych, jak i gospodarki leśnej w tego typu drzewostanach)?
5. Czy urządzenie lasu ma dokonywać ewentualnej korekty oceny stanu siedlisk przyrodniczych i czy ewentualnie wykazując niewłaściwy stan siedlisk, proponować sposób jego poprawy?
6. W jaki sposób różnicować wskazania ochronne/gospodarcze w zależności od tego, czy siedlisko przyrodnicze znajduje się:
 - a) w Specjalnym Obszarze Ochrony (SOO), wyznaczonym zgodnie z zapisami Dyrektywy Siedliskowej
 - b) w Obszarze Specjalnej Ochrony (OSO) wyznaczonym zgodnie z zapisami Dyrektywy Ptasiej,
 - c) poza obszarem Natura 2000, gdy siedlisko przyrodnicze obejmuje cały pododdział leśny,
 - d) poza obszarem Natura 2000, gdy siedlisko przyrodnicze jest tylko mikrosiedliskiem wśród innego siedliska przyrodniczego,
 - e) poza obszarem Natura 2000, gdy siedlisko przyrodnicze jest mikrosiedliskiem otoczonym lasem, który nie jest siedliskiem przyrodniczym?
7. Czy mikrosiedliska przyrodnicze podlegają wyłączeniu, a jeśli tak, to od jakiej powierzchni?
8. Czy w opisie wydzielenia mają się znaleźć, tak jak dotychczas, tylko wskazania gospodarcze, czy też także zadania ochronne (i gdzie leży granica między jednym a drugim?) oraz jaki ma być poziom szczegółowości zaleceń, by plan urządzenia lasu mógł być pozytywnie zaopiniowany podczas oceny jego oddziaływania na środowisko?
9. Czy podobne wymogi powinny też dotyczyć uproszczonego planu urządzenia lasu (w obszarze „naturowym”, poza obszarem „naturowym”)?
10. Czy koszty planu urządzenia lasu, który miałby spełniać wymogi ochrony obszaru Natura 2000, powinny obciążać Lasy Państwowe?

Powyżej zwrócono uwagę na niektóre tylko wątpliwości wiążące się dostosowaniem planów urządzenia lasu do potrzeb wymogów Natury 2000. Tym, co jednak w szczególności odróżniać powinno „naturowy” sposób patrzenia na las od wcześniejszego podejścia do taksowanego drzewostanu, to nieporównywalnie szerszy kontekst planowania przestrzennego i czasowego. Przykładowo, cytując za P. Pawlaczykiem (mat. niepubl.), jeżeli mamy obszar „naturowy”, obejmujący 10 000 ha żywnych buczyn, będących w różnym stanie siedliska, to z punktu widzenia ochrony tego obszaru nie ma potrzeby dokonywania dużych modyfikacji w dotychczasowej gospodarce (konieczne może być tylko kontrolowanie, czy w skali tej powierzchni nie ma np. ubytku starych drzewostanów, czy wprowadzania gatunków obcych). Jeżeli część tej powierzchni jest dodatkowo chroniona, jak w przypadku Puszczy Bukowej pod Szczecinem, z położonymi w niej rezerwatami chroniącymi najcenniejsze fragmenty lasów bukowych, albo gdy na poziomie urządzenia lasu wyłączymy z użytkowania niektóre z najciekawszych przyrodniczo buczyn, to jest to układ wręcz modelowy z punktu widzenia Natury 2000. Ale jeżeli mamy obszar Natura 2000 obejmujący 100 ha najlepiej zachowanych buczyn, wyznaczony jako „biocentrum” w dużym, 10 000-hektarowym bukowym kompleksie buczyn potencjalnych i zniekształconych, to ochrona tego obszaru (tych 100 ha) w sieci Natura 2000 będzie musiała być inna; znacznie surowsza – w praktyce zbliżona do podejścia rezerwatowego.

W rezultacie: taki sam drzewostan, takiego samego siedliska przyrodniczego, powinien być w opisanych dwóch sytuacjach potraktowany inaczej. Właściwy sposób zagospodarowania zależy nie tylko od aktualnej postaci drzewostanu, ale też silnie zależy od „kontekstu”, w jakim ten drzewostan się znajduje i roli jaką pełni w obszarze Natura 2000. Nie ma jednego, „właściwego” sposobu zagospodarowania siedliska przyrodniczego X w Naturze 2000. Wskazanie tego sposobu powinno jednak wynikać z planu ochrony obszaru Natura 2000, a nie z planu urządzenia lasu.

Można jednak dostrzec także korzyści związane z Naturą 2000, odnoszące się do prac urządzeniowych. Przykładem może być sama inwentaryzacja przeprowadzona w Lasach Państwowych w latach 2006–2007 pod kątem Natury 2000, która wypełnia już część wymogów dotyczących inwentaryzacji i oceny stanu lasów, rozpoznania walorów przyrodniczych oraz funkcji lasu, a więc tego, co zgodnie z Instrukcją (IUL 2003) lasu leży w zakresie obowiązków urządzania lasu. Rozwijając myśl dalej, można wskazać, że identyfikacja leśnych i nieleśnych siedlisk przyrodniczych wykonana podczas inwentaryzacji może pomóc w aktualizacji stanu powierzchni leśnej i nieleśnej lub przynajmniej może czasami zmusić do zastanowienia się nad kwalifikacją danej powierzchni, wymagając np. odpowiedzi na pytania: czy siedlisko uznawane za powierzchnię leśną, a zinwentaryzowane jako 4030 – suche wrzosowisko, jest powierzchnią leśną, czy nią nie jest? Czy siedlisko uznawane wcześniej za powierzchnię nieleśną, w ewidencji opisywane jako „bagnó”, a podczas inwentaryzacji uznane za bór na torfie wysokim (91D0) – jest powierzchnią nieleśną, czy leśną? Itd.

Można teoretycznie stwierdzić, na podstawie obowiązujących obecnie instrukcji, że możliwe jest sporządzenie planu urządzenia lasu, w tym Programu Ochrony Przyrody w taki sposób, aby obejmowały one działania ochronne prowadzące do zabezpieczenia siedlisk przyrodniczych i siedlisk gatunków z odpowiednich Załączników Dyrektywy

Siedliskowej i Ptasiej. Należy tylko zwrócić uwagę, że plan urządzenia lasu, poszerzony o wymogi wynikające z Natury 2000, będzie wymagał od wykonawców szerszej wiedzy, często nieszablonowych decyzji w odniesieniu do każdego z wyłączeń taksacyjnych oraz znacznie wyższej pracochłonności. Atutem wykonawców prac urządzeniowych jest natomiast to, że tworzą oni zespół przygotowany do samodzielnej, wykonywanej przez cały sezon pracy w dużych obszarach leśnych, przy czym liczba osób wykonujących w Polsce prace urządzeniowe jest dość nieliczna i można zadbać o to, by poprzez odpowiednie szkolenia był to zespół przygotowany do podejmowania decyzji właściwych zarówno z punktu widzenia Natury 2000, jak i gospodarki leśnej. Z drugiej jednak strony, niezależnie od szkoleń, niezbędne jest wsparcie ze strony specjalistów z różnych dziedzin przyrodniczych, którzy opracują główne założenia przed przystąpieniem do prac urządzeniowych, a następnie będą pełnili rolę konsultantów aż do zakończenia prac. Taka współpraca mogłaby dać szansę na to, że plan urządzenia lasu nie będzie negatywnie oddziaływał na obszar Natura 2000, co będzie ustalane w ramach procedury strategicznej oceny oddziaływania na środowisko, zgodnie z zapisami zawartymi w Ustawie z dnia 03 października 2008 r. o udostępnianiu informacji o środowisku i jego ochronie, udziale społeczeństwa w ochronie środowiska oraz o ocenach oddziaływania na środowisko (Dz.U. nr 199, poz 1227) oraz w Zarządzeniu nr 12 z 9 lutego 2009 r. w sprawie zmiany zarządzenia Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z 18 kwietnia 2003 roku w sprawie instrukcji urządzania lasu (ZU-7019-3/09).

Ostatecznie można zadać pytanie, czy plan urządzenia lasu ma określać i wyznaczać sposoby ochrony poszczególnych przedmiotów ochrony? Dotychczas nie ma na to pytanie jednoznacznej odpowiedzi. Można jedynie stwierdzić, że plany urządzenia lasu, wykonywane w dotychczasowej formie, wymogów ochrony siedlisk przyrodniczych i siedlisk gatunków mających znaczenie dla wspólnoty nie spełniały.

ROZDZIAŁ 3

Powierzchnia leśna, powierzchnia nieleśna, siedliska przyrodnicze, siedliska leśne i problemy ich identyfikacji

W poprzednim rozdziale poruszano głównie sprawy proceduralne, które stosunkowo łatwo można rozwiązać, odpowiadając choćby na postawione w tekście pytania. Znacznie trudniej będzie natomiast przełożyć pewne uzgodnienia na ich praktyczne wdrażanie.

Analizując schemat przedstawiony na rys. 2 nie trudno zauważyć, że zakres działań – gospodarczych lub ochronnych – zależy m.in. od tego, z jakim typem siedliska mamy do czynienia – wymagającym ochrony, czy też nie. Nie trzeba też dodawać, że dla każdego siedliska przyrodniczego metody prowadzące do jego zachowania we właściwym stanie mogą być różne. Metody te mogą się też różnić w ramach każdego z typów siedliska przyrodniczego, w zależności od jego lokalnej zmienności, a także specyfiki każdego konkretnego płatu. Podstawą jest tu przy tym prawidłowa identyfikacja siedliska przyrodniczego. Teoretycznie można by było uznać, że siedliska przyrodnicze występujące na terenach Lasów Państwowych zostały już zlokalizowane i zidentyfikowane podczas powszechnej ich inwentaryzacji, wykonanej w 2007 roku. Choć jednak wspomniana inwentaryzacja została przeprowadzona w możliwie najlepszy (jak na skalę tego przedsięwzięcia) sposób, to jednak jej wyniki nie zawsze można uznać za jednoznaczne i ostateczne. Przykładem niech będzie suche wrzosowisko, opisywane w Naturze 2000 kodem 4030.

Suche wrzosowiska, w warunkach przyrodniczych Polski, powstały praktycznie wyłącznie w wyniku działalności człowieka (głównie na dawnych lub obecnych poligonach wojskowych). Typowe ich postacie to zbiorowiska bezleśne, z dominującym wrzosem (*Calluna vulgaris*). W praktyce jednak za wrzosowiska uznaje się (czyniono tak podczas inwentaryzacji) zarówno powierzchnie z dominacją wrzosu pokryte drzewostanem (fot. 1), jak i drzewostanu pozbawione, bo czasami, zwłaszcza gdy tworzą mozaikę siedlisk, trudno jedno od drugich oddzielić.



Fot. 1. Wrzosowisko w Nadleśnictwie Świętoszów
(fot. P. Rutkowski)

Rozbieżności w ocenie tego siedliska wynikały m.in. z trudności znalezienia odpowiedzi na pytanie – do jakiego lub od jakiego, wyrażonego np. w procentach, stopnia pokrycia powierzchni przez drzewa możemy mówić o „wrzosowisku” i jak takie powierzchnie traktować? Na to pytanie nie ma zresztą dobrej odpowiedzi, bo dla istnienia lub nieistnienia wrzosowiska większe znaczenie ma pokrycie wrzosu (a w szczególnych przypadkach mącznicy lub janowców) niż drzew. A rozstrzygnięcie tej kwestii jest niezmiernie ważne, bo jeśli dany obszar uznany zostanie za wrzosowisko, to powinien być traktowany jako powierzchnia nieleśna, na której naturalną sukcesję drzew leśnych należy traktować jako czynnik zagrażający antropogenicznie ukształtowanemu siedlisku 4030 i drzewa należy wówczas usuwać.

Może się też zdarzyć, że jako wrzosowisko sklasyfikowany został drzewostan z dominacją wrzosu w warstwie runa, uznawany dotychczas za powierzchnię leśną. Wówczas również należałoby drzewostan usunąć lub przynajmniej rozluźnić jego zwarcie tak, by stworzyć optymalne warunki dla wrzosowiska, a powierzchnię przeklasyfikować na nieleśną. W analogicznej sytuacji, gdyby drzewostan z dominacją wrzosu w runie nie został uznany za siedlisko 4030, nie byłby w ogóle przedmiotem ochrony w sieci Natura 2000.

Jeżeli wrzosowisko ma podlegać ochronie, to do jego istnienia potrzebna jest albo ochrona czynna, albo kontynuacja sposobu użytkowania, który je ukształtował, np. rozjeżdżanie sprzętem wojskowym wraz z okazjonalnie wybuchającymi pożarami. Zapis takich działań ochronnych może budzić pewne wątpliwości zarówno u wykonawców planu urządzenia lasu, jak i leśników, na których barkach może spocząć ten obowiązek.

Teoretycznie można by było, np. na etapie urządzania lasu, przyjęc założenie, że siedliska z wrzosem traktowane są jako wrzosowiska (4030) w sytuacji, gdy pokrycie drzewostanu na takim siedlisku nie przekracza np. 50%, choć jest to znaczne uproszczenie, bo w grę może jeszcze wchodzić kryterium wieku, konieczność ochrony innych składników przyrody, a przede wszystkim kompozycja runa (w tym pokrycie wrzosu i innych gatunków wrzosowiskowych).

Dyskusyjny charakter może mieć przy tym niemal każde z inwentaryzowanych siedlisk przyrodniczych. Nie sposób przytoczyć tu wszystkie przypadki, ale ciekawym przykładem są też niżowe łągi jesionowo-olszowe (91E0-3), i to nie tylko z uwagi na zagadnienie identyfikacji samego siedliska przyrodniczego, ale także z uwagi na szeroki kontekst takiej oceny.

W najczęściej spotykanych postaciach niżowe łągi jesionowo-olszowe (91E0-3) to lasy z olszą czarną i jesionem wyniosłym w drzewostanie, z różną proporcją obu gatunków, często także z samą tylko olszą, rzadziej z samym jesionem (fot. 2), związane z siedliskami charakteryzującymi się poziomym ruchem wód (np. położone przy ciekach, niekiedy podległe zalewom wodami cieków, związane z ruchem wód podziemnych itp.). Podczas inwentaryzacji wykonanej przez Lasy Państwowe zidentyfikowane zostały na powierzchni ponad 100 tys. ha, najczęściej na siedli-

skach kwalifikowanych w typologii leśnej jako olsy. Wprawdzie bezpośredniego przełożenia pomiędzy siedliskiem przyrodniczym (patrz przypis 3) a siedliskiem leśnym⁶ często nie ma, ale w opisywanym przypadku występowania najbardziej typowych płatów siedliska przyrodniczego 91E0 należałoby oczekiwać w typie siedliskowym olsu jesionowego (OIJ). Jeśli z niżowym łągiem jesionowo-olszowym (91E0-3) powiązane jest zbiorowisko *Fraxino-Alnetum* (Borysiak, Pawlaczyk, 2005), i jeśli gatunkiem charakterystycznym dla tego zespołu jest czartawa drobna (*Circaea alpina*), a wyróżniającym m.in. przytulia błotna (*Galium palustre*) (Matuszkiewicz, 2006), i jeśli gatunki te mają jednocześnie odróżniać w typologii leśnej ols jesionowy od olsu (SPHL 2004), to łąg jesionowo-olszowy nie powinien być uznawany za ols lecz za ols jesionowy. Rzeczywistość okazała się jednak różna od teorii, co może być spowodowane wieloma przyczynami. Wiele olszowych lasów zalewowych nad rzekami (w sensie ekologicznym będących niewątpliwie łągami olszowymi) ma w rzeczywistości warunki wodne nieodpowiednie dla jesionu i dlatego w typologii siedliskowej są sklasyfikowane jako olsy (Ol). Możliwe jest też, że albo w opisywaniu siedlisk leśnych, albo w inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych popełniono błędy. Można w tym momencie zadać pytanie, czy rozstrzygnięcie tej kwestii powinno przypaść urzędzaniu lasu?

Zwrócenie uwagi na różnice w kwalifikacji siedlisk leśnych i przyrodniczych ma w tym momencie dosyć istotne znaczenie, gdyż w obowiązujących Zasadach Hodowli Lasu dla typu siedliskowego ols (Ol) zalecana jest w zasadzie tylko jedna rębnia – zupełna (I), natomiast dla typu siedliskowego ols jesionowy (OIJ) – rębnia II – częściowa, lub IV – stopniowa (ZHL 2003). Powstaje więc pytanie, jak (jeżeli w ogóle) użytkować drzewostany olszowe w typie siedliskowym olsu (Ol) sklasyfikowane jako siedlisko przyrodnicze 91E0 – czy można nadal użytkować je rębnią zupełną (jak zalecają Zasady Hodowli Lasu), czy też należałoby je traktować „tak jak olsy jesionowe”, czyli użytkować co najwyżej rębniami częściowymi. Odpowiedź może być tylko taka, że w tym przykładzie, jak i w każdym innym przypadku, dopuszczalna jest każda forma rębni i każdy sposób postępowania, które zapewnią siedlisku jego właściwy stan.

⁶ Siedlisko leśne – zespół względnie trwałych czynników klimatycznych, topograficznych wodnych i glebowych stwarzających warunki dla życia lasu (Zielony i in. 2004); pojęcie utożsamiane zazwyczaj z typem siedliskowym lasu – podstawową jednostką w systemie klasyfikacji siedlisk leśnych, obejmującą powierzchnie leśne o zbliżonych warunkach siedliskowych (...) oraz o podobnych zdolnościach leśno-produkcyjnych i przydatności dla hodowli lasu (Zielony i in. 2004)

Wydaje się, że identyfikację siedlisk przyrodniczych, a także siedlisk gatunków, można i trzeba uzupełniać, uszczegóławiać i weryfikować. Ważne jest jednak, by było to dokonywane na podstawach merytorycznych. Próby „weryfikacji pod zamiar określonego sposobu zagospodarowania” są niedopuszczalne, bo byłyby z pewnością naruszeniem obowiązków wynikających z dyrektyw.



Fot. 2. Łęg jesionowo-olszowy położony nad rzeką Kończak (Nadleśnictwo Oborniki), z litym drzewostanem olchowym (fot. P. Rutkowski)

ROZDZIAŁ 4

Siedliska przyrodnicze, a dobór składu gatunkowego drzewostanów

W lasach, w których prowadzono gospodarkę leśną, skład gatunkowy kształtował dotychczas gospodarczy typ drzewostanu (GTD), uzależniony od typu siedliskowego lasu oraz jego odmian krainowych oraz fizjograficzno-klimatycznych. I nawet jeśli teoretycznym celem, oprócz oczywiście względów gospodarczych, było dążenie do tego, by siedliska leśne w jak największym stopniu zbliżyć do ich stanu naturalnego lub zbliżonego do naturalnego, to definiowanie tych stanów odbywało się poprzez zgodność składu gatunkowego i struktury warstwowej drzewostanów z GTD (IUL 2003, cz. II, s. 20). Ochrona leśnych siedlisk przyrodniczych wymaga jednak odmiennego spojrzenia. Jeśli siedlisko przyrodnicze ma być lasem liściastym (przykładowo dąbrową, grądem czy buczyną), to ma nim być niezależnie od typu siedliskowego lasu. Jest to różnica zasadnicza, zmieniająca w dość istotny sposób dotychczasowe zasady gospodarki leśnej. Dla siedliska przyrodniczego, charakteryzowanego określonym zbiorowiskiem roślinnym, nie ma bowiem znaczenia jakość i bonitacja drzewostanu. Kwaśna dąbrowa (9190) jest lasem dębowym bez względu na to, czy dąb w wieku 100 lat osiąga w nim wysokość 15 m, czy 30 m. Dla gospodarki leśnej jest to jednak różnica istotna, bo z ekonomicznego punktu widzenia hodowla dąbrów osiągających 30 m była i jest w pełni uzasadniona, natomiast dąbrowy, które w wieku 100 lat mogłyby osiągnąć wysokość 15 m, zastępowano raczej drzewostanami sosnowymi.

Odpowiedzią na pytanie czytelnika o dobór składu gatunkowego drzewostanu właściwego dla danego siedliska przyrodniczego mogłoby być odesłanie do takich prac jak: „Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski” (Matuszkiewicz W., 2006), „Regionalne optymalne składy gatunkowe drzewostanów w typach siedliskowych lasów i zespołach roślinnych (Matuszkiewicz J.M., 2007), czy w szczególności do opracowania „Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego” (Antczak i in., 2003). Temat wymaga jednak szerszego komentarza.

Dobór składu gatunkowego na podstawie wymienionych źródeł nie jest trudny pod warunkiem, że siedlisko przyrodnicze lub zbiorowisko roślinne są właściwie zidentyfikowane. A to nie zawsze jest jednoznaczne, o czym wspomniano już w poprzednim rozdziale. Drugą istotną kwestią jest podjęcie decyzji o stopniowym zmniejszaniu udziału sosny zwyczajnej, która dotychczas była podstawowym naszym gatunkiem lasotwórczym. Wprawdzie przebudowa drzewostanów sosnowych na lasy czysto liściaste lub mieszane (sosnowo-liściaste) prowadzona jest w leśnictwie już od dawna, ale w przypadku takich siedlisk jak las świeży czy las wilgotny prowadziła do uzyskania wysokoprodukcyjnych lasów bukowych czy dębowych, natomiast w przypadku lasów mieszanych świeżych dawała efekt np. w postaci zasobnych lasów sosnowo-bukowych czy sosnowo-dębowych, często z sosną w pierwszym piętrze drzewostanu oraz dębem lub bukiem w drugim piętrze. Obecnie, uznając, że układ taki odnosi się do siedliska przyrodniczego, jakim może być kwaśna dąbrowa (9190), czy też kwaśna buczyna (9110), sosnę należałoby wyeliminować. Czy ma to jednak – przykładowo – oznaczać koniec jednego z najcenniejszych ekotypów sosny, jakim jest sosna rychtalska dlatego, że rośnie ona w analogicznych warunkach siedliskowych, co występujące po sąsiedztwie drzewostany nasienne dębu bezszypułkowego, zaliczone do kwaśnych dąbrów? Czy gotowi jesteśmy, choćby lokalnie, także do rezygnacji z dębu na siedliskach lasu świeżego lub lasu wilgotnego, gdyby pozwolono na spontaniczny wzrost grabu, eliminującego naturalne odnowienie dębowe? Czy gotowi jesteśmy do rezygnacji z dębu na siedlisku lasu łęgowego, gdyby pozwolono na spontaniczny wzrost wiązu i jesionu, przynoszący podobny skutek?

Odpowiedź może dać tylko indywidualne podejście do każdego z drzewostanów. Odnosząc się znowu szerzej do zagadnienia, można bowiem przyjąć, że:

- nadrzędnym kryterium przy ustalaniu składu gatunkowego właściwego dla danego leśnego siedliska przyrodniczego powinno być zbiorowisko roślinne właściwe dla tego siedliska przyrodniczego, niezależnie od typu siedliskowego lasu (np. drzewostan dębowy w kwaśnej dąbrowie trzcinnikowej, dopuszczalny nie tylko na siedlisku Lśw, ale także LMśw oraz BMśw) i takie podejście powinno obowiązywać w siedliskowych obszarach Natura 2000 (choć na poziomie lokalnym, w planie ochrony konkretnego obszaru siedliskowego można – dla zachowania lokalnej specyfiki, w tym także dla zachowania lokalnie związanego z grądami ekotypu sosny – czasami uczynić wyjątek). Poza tymi obszarami można ewentualnie podjąć dyskusję o możliwych odstępstwach od tej reguły,
- w ramach jednego leśnego siedliska przyrodniczego dopuszczalny jest różnorodny skład gatunkowy drzewostanu mieszczący się w zakresie naturalnej zmienności (np. w grądzie dębowo-grabowy, grabowy, grabowo-lipowy, lipowy, dębowy z dębem szypułkowym, dębowy z dębem bezszypułkowym, ewentualnie także inny, dotyczący rodzimych gatunków liściastych). Co więcej, zarówno w skali nadleśnictwa, jak i kraju, należy dążyć do utrzymania całego naturalnego zróżnicowania w tym zakresie (niewłaściwe jest preferowanie tylko wybranych gatunków i tylko wybranych gospodarczych typów drzewostanu, nawet gdy takie drzewostany mieszczą się w zakresie naturalnej zmienności siedliska przyrodniczego, czyli innymi słowy błędem byłoby założenie, że grądy to zawsze lasy dębowo-grabowe czy grabowo-dębowe),
- przy doborze składu gatunkowego drzewostanu zasadniczo należy wykluczyć gatunki obce geograficznie⁷ (tj. znajdujące się poza swoim naturalnym zasięgiem geograficznym). Natomiast w planowaniu lokalnym mogą wystąpić sytuacje, w których wyjątkowo można rozważyć udział gatunków obcych ekologicznie w danym siedlisku przyrodniczym, w celu np. zachowania wyjątkowo cennych ekotypów rodzimych gatunków drzewiastych, lub z uwagi na zachowanie siedliska cennych przyrodniczo gatunków zwierząt lub roślin. Dobrym tego przykładem może być tu świerk na Pomorzu, który wprawdzie jest na tym terenie gatunkiem geograficznie obcym, ale drzewostany świerkowe

mogą być ostoją włośchatki – sowy, której ochronę narzuca Dyrektywa Ptasia. W takiej sytuacji w obszarach w których włośchatka jest przedmiotem ochrony, nie powinno się usuwać drzewostanów świerkowych nawet, jeśli możliwa jest ich przebudowa na drzewostany liściaste lub sosnowe. Tam, gdzie nie ma włośchatki, należałoby więc odstąpić od gospodarczych typów drzewostanów z jego udziałem (np. Św-So, dla siedlisk boru wilgotnego czy boru mieszanego wilgotnego oraz nie wprowadzać go więcej jako domieszki w innego typu drzewostanach). Natomiast tam, gdzie drzewostany świerkowe już rosną, a zwłaszcza tam, gdzie się naturalnie odnawiają, a już szczególnie tam, gdzie korzysta z nich włośchatka, można je pozostawić. Decyzja taka wymaga jednak zawsze rozważenia celu, jaki chce się osiągnąć, przy czym cel ten powinien w pierwszej kolejności wynikać z obowiązków nakładanych przez dyrektywy Siedliskową i/lub Ptasia.

Na zakończenie rozdziału jeszcze jedno odniesienie do zależności pomiędzy identyfikacją siedliska a doбором składu gatunkowego. Dla leśnych siedlisk przyrodniczych czynnik ten powinien być szczególnie istotny, bo różnorodnie nakreślony skład gatunkowy drzewostanu, nawet w obrębie tego samego siedliska przyrodniczego, może narzucać odmienne cele ochronne i gospodarcze. Ilustracją tego może być przykład grądu subatlantyckiego (9160). Ten typ siedliska przyrodniczego obejmuje lasy dębowe, dębowo-grabowe lub grabowe, zwykle z udziałem buka, czasem z udziałem lipy, rosnące w północno-zachodniej Polsce. Pomyłki, jakie mogą się przytrafiać podczas identyfikacji tego siedliska przyrodniczego, mogą wynikać z trudności w odróżnianiu grądu z dużym udziałem buka w drzewostanie od lasów bukowych i bukowo-dębowych. Kryterium pomocniczym może być tu udział grabu w drzewostanie, ale nie jest to kryterium precyzyjne. Może się więc zdarzyć, że niektóre drzewostany bukowe z drugim piętrzem lub podrostem grabowym zaliczone zostały do grądu subatlantyckiego, natomiast inne, o podobnej fizjonomii, uznane zostały za żyzną buczynę (siedlisko 9130). Rzeczywiste różnice pomiędzy drzewostanami mogą być tu znikome, natomiast następstwa dokonanej kwalifikacji – zdecydowanie różne. Przy drzewostanie o budowie dwupiętrowej, z górnym piętrzem bukowym i dolnym grabowym zaliczenie

⁷ Gatunek obcy [geograficznie] – gatunek występujący poza swoim naturalnym zasięgiem (Ustawa o ochronie przyrody, art. 5 pkt 1c. Definicja zgodna z definicją przejętą w aktach wykonawczych Konwencji o Różnorodności Biologicznej. Także niektóre gatunki występujące naturalnie w Polsce mogą być w innej części Polski gatunkami obcymi geograficznie.

go do grądu może oznaczać przykładowo usunięcie buka i pozostawienie grabu, natomiast uznanie siedliska za buczynę może oznaczać wycięcie grabu i stworzenie warunków do naturalnego odnawiania się buka (zagadnienie to rozwinięte zostanie szerzej w rozdziale dotyczącym rębni). Czy w takich sytuacjach określenie docelowego składu gatunkowego drzewostanu pozostawić urzędaniu lasu, które wyznaczy ramy działania, czy dać pewną swobodę w działaniu leśniczemu? Czy też poprawiać i weryfikować inwentaryzację siedlisk przyrodniczych na podstawach fitosocjologicznych, a skład docelowy przyjmować odpowiednio do wyników tej weryfikacji? Na te pytania nie ma jeszcze oficjalnej odpowiedzi. Można jednak przyjąć, że w grądach subatlantyckich dopuszczalny będzie udział buka, choć lokalnie należy ustalić wielkość tej domieszki. Dopuszczalny, lokalnie, może być też udział buka w grądzie środkowoeuropejskim tam, gdzie *Fagus sylvatica* już naturalnie występuje, choćby z uwagi na szeroką i trudną do jednoznacznego ustalenia strefę geograficznego przejścia pomiędzy grądem jednego i drugiego typu, lub z uwagi na lokalne warunki mikrosiedliskowe sprzyjające zachowaniu buka w drzewostanie.

Jak pokazano na powyższych przykładach, trudno o jednolite wzorce składu gatunkowego drzewostanów dla każdego siedliska przyrodniczego. Powinny one być zróżnicowane w zależności od charakterystyki regionalnej, uwzględniającej lokalną zmienność zespołów roślinnych. W tabeli na kolejnych stronach podano składy gatunkowe drzewostanów proponowane w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Lasy Rychtałskie”. Warto tu zwrócić choćby uwagę na odmienne podejście do świerka i jodły w ramach jednego obiektu, jakim jest LKP, związane z położeniem tego Leśnego Kompleksu Promocyjnego w dwóch krainach przyrodniczo-leśnych: Wielkopolsko-Pomorskiej, obejmującej obszar poza naturalnym zasięgiem jodły pospolitej i świerka pospolitego, oraz Śląskiej, w której oba wymienione gatunki drzew w sposób naturalny występują. Warto także zwrócić uwagę na to, że różnice w proponowanym składzie gatunkowym wynikają nie tylko z odmienności poszczególnych siedlisk przyrodniczych, ale także z ich wewnętrznego zróżnicowania, wyrażonego podziałem zespołów

roślinnych na jednostki niższego rzędu (podzespoły), czego w inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych nie brano pod uwagę.

Wypada także nadmienić, że w operacie siedliskowym wykonanym dla Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Rychtałskie” przedstawiono także propozycję składów gatunkowych w danych zespołach roślinnych, zróżnicowaną w zależności od typu siedliskowego lasu. Propozycja ta uwzględniała kompromis pomiędzy składem gatunkowym właściwym dla danego zespołu roślinnego a składem gatunkowym pożądanym ze względów gospodarczych, ustalonym konkretnie dla opracowanego obiektu. Przykładowo, dla wyszczególnionej w tabeli na str. 24 kwaśnej dąbrowy trzcinnikowej (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*; siedlisko 9190), dla poszczególnych typów siedliskowych lasu przyjęto:

- dla boru mieszanego świeżego (BMśw): 5So, 3 Dbb+Dbs, 1Św, 1 pozostałe gatunki,
- dla lasu mieszanego świeżego (LMśw): 5Dbb + Dbs, 3 So, 1Św, 1 pozostałe gatunki,
- dla lasu świeżego (Lśw): 5Dbb, 1 Dbs, 2Bk, 2 pozostałe gatunki.

To, co pod koniec lat 90. XX wieku wydawało się kompromisem rozsądnym, obecnie może budzić kontrowersje, bo w kwaśnej dąbrowie sosny być nie powinno, a i nad bukiem i świerkiem można by było podyskutować. Należy jednak wziąć pod uwagę, że proponowany udział sosny uwzględniał zachowanie cennego ekotypu, jakim jest sosna rychtałska, buk w składzie gatunkowym lasu świeżego podyktowany był względami gospodarczymi, natomiast udział w borach mieszanych i lasach mieszanych świerka i jodły (jednego z gatunków wymienianych pod pozycją „pozostałe”) uwzględniał przestrzenny kontakt kwaśnych dąbrów z siedliskami wyżynnego świerkowo-jodłowego boru mieszanego (*Abietetum polonicum*; 91P0), w którym świerk i jodła naturalnie występują. Tak więc dopiero taka analiza, tu jeszcze znacznie uproszczona, może być podstawą do proponowania składów gatunkowych właściwych dla danego siedliska przyrodniczego i wymaga ona szerokich konsultacji w gronie fitosocjologów, leśników, urzędników, siedliskoznawców, ornitologów, a także specjalistów z innych dziedzin.

Przykładowa propozycja składów gatunkowych drzewostanów w zespołach roślinnych odpowiadających poszczególnym siedliskom przyrodniczym w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Lasy Rychtałskie”

Kod siedliska przyrodniczego	Nazwa siedliska przyrodniczego	Nazwa zespołów roślinnych	Gatunki drzewiaste w udziale powyżej 20 %	Gatunki drzewiaste w udziale 5-20 %	Gatunki drzewiaste w udziale poniżej 5%	Podszyc
9110	Kwaśna buczyna	<i>Luzulo pilosae-Fagetum typicum</i> = Kwaśna buczyna niżowa, podzespół typowy	Bk		Dbb, So, Św (w Krainie Śląskiej), Brzb, Md	Jrz, krusz.
9110	Kwaśna buczyna	<i>Luzulo pilosae-Fagetum phegopteridetosum</i> = Kwaśna buczyna niżowa, podzespół z <i>Phegopteris dryopteris</i>	Bk		Dbb, Dbs, So, Św (w Krainie Śląskiej), Jd (w Krainie Śląskiej), Mdp, Jw, bez k., Jrz, krusz.	
9130	Żyzna buczyna	<i>Melico-Fagetum</i> = Żyzna buczyna niżowa	Bk	Js, Jw, Dbs	Dbb, Gb, Św (w Krainie Śląskiej), Jd (w Krainie Śląskiej), Lp	Czm., dereń świdwa
9170	Grąd środkowoeuropejski	<i>Galio sylvatici-Carpinetum holcetosum mollis</i> = Grąd środkowoeuropejski, podzespół z <i>Holcetosum mollis</i>	Dbb, Dbs, Gb	Lp, Bk	Jd (w Krainie Śląskiej), Św (w Krainie Śląskiej), Brzb, Os	trz., lesz., Jrz, brząk, głogi, such., Jb płonka, Czr,
9170	Grąd środkowoeuropejski	<i>Galio sylvatici-Carpinetum lathyretosum verni</i> = Grąd środkowoeuropejski, podzespół z <i>Lathyrus vernus</i>	Dbs, Dbb	Gb, Lp, Bk	Jd, Brz, Os, Js, Jw, Kl, polny,	trz., lesz., brząk, głogi, such., Jb płonka, Czr,
9170	Grąd środkowoeuropejski	<i>Galio sylvatici-Carpinetum typicum</i> = Grąd środkowoeuropejski, podzespół typowy	Lp, Gb, Dbs	Bk, Kl polny, Dbb	Jd (w Krainie Śląskiej), Św (w Krainie Śląskiej), Jw, Js, Kl, Brzb, Os, Czr	trz., lesz., brząk, głogi, Jb płonka, Czr,
9170	Grąd środkowoeuropejski	<i>Galio sylvatici-Carpinetum conydatetosum</i> = Grąd środkowoeuropejski, podzespół kokoryczowy	Lp, Gb, Dbs	Kl polny, Jw, Js, Bk, Wz	Dbb, Ol, Jd (w Krainie Śląskiej), Św (w Krainie Śląskiej), Kl, Brzb, Os, Czr	lesz., trz., Jb płonka, dereń świdwa, bez c., krusz., Czm
9190	Kwaśna dąbrowa	<i>Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae polygonatetosum odorati</i> = Środkowoeuropejska kwaśna dąbrowa trzcinnikowa, podzespół z <i>Polygonatum odoratum</i>	Dbb	Brzb, Bk, So		lesz., Jrz, głóg, Jb płonka, jał., brząk
9190	Kwaśna dąbrowa	<i>Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae typicum</i> = Środkowoeuropejska kwaśna dąbrowa trzcinnikowa, podzespół typowy	Dbb, Dbs	Brzb, Bk, So	Lp, Gr, Jd (w Krainie Śląskiej), Św (w Krainie Śląskiej)	Jrz, głóg, Jb płonka, żarn., brząk
9190	Kwaśna dąbrowa	<i>Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae molinietosum</i> = Środkowoeuropejska kwaśna dąbrowa trzcinnikowa, podzespół z <i>Molinia caerulea</i>	Dbb, Dbs	Brzb, Brzom, Św, So	Gr, Os, Lp, Olcz.	Jrz, krusz., Jb płonka
9190	Kwaśna dąbrowa	<i>Molinio arundinaceae-Quercetum roboris</i> = Podgórska dąbrowa wilgotna z trzęślicą trzciniową	Dbb, Dbs	Św, Brzb, Brzom	Jd, Bk, Md, Ol, Os, Gb	bez k., krusz., Jrz
91D0	Bory i lasy bagienne	<i>Vaccinio uliginosi-Pinetum Kleist</i> 1929 = Bór bagienny	So	Brzom	Brz	
91D0	Bory i lasy bagienne	<i>Betuletum pubescentis</i> = Brzezina bagienna	Brzom	So		
91E0	Łęg jesionowo-olszowy	<i>Fraxino-Alnetum</i>	Olcz	Js	Olcz, Św (w Krainie Śląskiej), Brzb, Brzom	Czm, kal., p. cz., krusz., Jrz
91F0	Łęg wiązowo-jesionowy	<i>Ficario-Ulmetum chrysosplenietosum alternifolii</i> = Łęg wiązowo-jesionowy, podzespół z <i>Chrysosplenium alternifolium</i>	Olcz, Js	Wz, Dbs	Olcz, Bk, Lp, Gr, Jw, Wb	Czm., dereń świdwa, p. cz., krusz., trz., bez k., lesz., głóg
91F0	Łęg wiązowo-jesionowy	<i>Ficario-Ulmetum typicum</i> = Łęg wiązowo-jesionowy, podzespół typowy	Dbs, Js	Wz, Ol, Olcz, Jw	Bk, Lp, Jd (w Krainie Śląskiej), Gr, Kl, Tpbiała, Wb,	Czm, dereń świdwa, szakł., trz., lesz., bez k., bez c., głóg,
91P0	Jodłowy bór świętokrzyski	<i>Abietetum polonicum</i> = Wyżyny świerkowo-jodłowy bór mieszany	Jd, Św	Md, So	Bk, Dbb, Dbs, Brzb, Os,	

ROZDZIAŁ 5

Rębnie

Starsze definicje rębni dość jednoznacznie kojarzyły ten rodzaj działania z pozyskaniem drewna (np. Andrzejewski i in. 1991), lub przynajmniej z jej produkcyjnym charakterem (Puchalski 2000), co w kontekście ochrony przyrody mogłoby wywoływać dość negatywne skojarzenia. Obecnie jednak uznaje się (ZHL 2003), że „rębnia określa zasady wykonywania całego zespołu czynności, które mają na celu stopniową przemianę pokoleń w lesie w sposób zapewniający równoczesne usuwanie drzew lub drzewostanów, tworzenie najkorzystniejszych warunków dla zainicjowania i rozwoju nowego pokolenia drzew pożądanych gatunków, kształtowanie odpowiedniej budowy drzewostanu, zapewnienie naturalnej różnorodności biologicznej i trwałości w zmieniających się warunkach środowiska”, podkreślając jednocześnie możliwość dowolnej modyfikacji działań w zależności od konkretnych warunków i przyjętych celów hodowlanych. Tak sformułowana definicja rębni wpisuje się w zakres metod ochrony siedlisk lub gatunków, rozciągający się od powstrzymania się od wszelkich działań, po działania wymagające ciągłej interwencji człowieka.

Z jednej strony rębnia jest więc techniką gospodarki leśnej umożliwiającą odnowienie drzew – i tym samym odtwarzającą ekosystem leśny. Z drugiej strony każdy rodzaj rębni jest większą lub mniejszą ingerencją w ekosystem leśny, powodującą zmianę struktury lasu i z reguły ubytek starych drzew, tak ważnych dla różnorodności biologicznej. Szczególnie głęboka ingerencja związana jest z rębnią zupełną. Leśnictwo wypracowało wprawdzie pewne metody ograniczania skutków rębni dla przyrody leśnej (np. wyłączenie z cięć rębnych i pozostawianie do naturalnej śmierci części drzewostanu w formie grup i kęp; wydłużanie okresu odnowienia, stosowanie rębni przerębowej), ale oczywiście forma i szczegółowy sposób wykonania rębni – a także zakres (powierzchnia) i miejsca użytkowania rębego w całym lokalnym kompleksie siedliska przyrodniczego, to jedno z najsilniejszych oddziaływań gospodarki leśnej na chronione siedliska przyrodnicze.

W niektórych przypadkach wymagane będzie zaniechanie użytkowania rębego i pozostawienie lasu procesom naturalnym, a w innych dopuszczalny będzie odpowiedni rodzaj rębni, z rębnią zupełną (w niektórych sytuacjach) włącznie. Podjęcie odpowiedniej decyzji zależy w tym wypadku od wyznaczonego celu, który zamierza się osiągnąć.

Zaprzestanie użytkowania rębego może przykładowo odnosić się do:

- ciepłolubnych buczyn storczykowych (9150), z uwagi na ochronę populacji storczyków,
- jaworzyn i lasów klonowo-lipowych (9180), stabilizując w ten sposób lasy rosnące na stromych stokach, o nachyleniu nawet do 50°,
- borów chrobotkowych (91T0) wykształconych na wydmach, aby uchronić substrat glebowy przed erozją wietrzną,
- czy też borów i brzezyn bagiennych (91D0), wykształconych na torfach wysokich lub przejściowych (w typologii leśnej zaliczanych do borów bagiennych i borów mieszanych bagiennych), co sugerowane już było przez niektórych autorów operatów siedliskowych na wiele lat przed wejściem Polski do Unii Europejskiej.

Dla wielu innych leśnych siedlisk przyrodniczych pod adresem leśnictwa będą formułowane postulaty, żeby wyłączyć z użytkowania pewną, reprezentatywną część drzewostanów w ramach każdego typu siedliska przyrodniczego, podczas gdy na pozostałej powierzchni nie będzie przeszkód do prowadzenia gospodarki. Pewna pula wyłączonych z użytkowania drzewostanów będzie stanowić „powierzchnię referencyjną”, na której można śledzić naturalne procesy zachodzące w danym ekosystemie, a zarazem będzie punktem koncentracji drzew starych i zasobów rozkładającego się drewna (zob. dalej) i biotopem tej części gatunków typowych dla danego siedliska przyrodniczego, które są związane ze starymi, nieużytkowanymi drzewostanami. Jak znaczna to będzie pula i jak zostanie powierzchniowo rozplanowana, może być zadaniem urządzania lasu.

W szczególnych przypadkach zaprzestanie użytkowania rębego może nie być wyrażone wprost, ale może wynikać z zaleceń dotyczących zwiększania udziału drzewostanów starszych klas wieku (powyżej 100 lat), pod kątem ochrony gatunków zwierząt, dla których układ ekologiczny, jaki tworzą takie drzewostany, jest niezbędny do życia. Przykładem tego ostatniego przypadku może być ochrona nadobnicy alpejskiej (*Rosalia alpina* L.), dla której cele dotyczące ochrony tego gatunku cytuje się za Krajowym planem zarządzania tym gatunkiem, opracowanym przez Witkowskiego (2007).

Utrzymanie właściwego stanu siedliska lerki powinno więc wiązać się z prowadzeniem w borach świeżych Puszczy Noteckiej zrębów zupełnych (fot. 3), i to najlepiej dużych. Zręby zupełne mogą więc być dopuszczalną formą usuwania drzewostanu w celu osiągnięcia konkretnego celu, w opisywanym przykładzie w celu zapewnienia skowronkowi borowemu odpowiednich biotopów, choć wyraźnie należy podkreślić, że dla siedlisk leśnych, a także większości siedlisk przyrodniczych, są to generalnie działania zdecydowanie negatywne. Należy także dodać, że w Puszczy Noteckiej przedmiotami ochrony są także: kanie, bielik,

Tab. 2. Cele podstawowe dotyczące zarządzania i ochrony nadobnicy alpejskiej w dłuższej (>25 lat) perspektywie czasowej

Charakterystyka	Cel do osiągnięcia	Uwagi
Poprawa stanu siedliska	Doprowadzenie do utrzymania senilnych drzewostanów bukowych w Polsce na łącznej powierzchni ok. 40 000 ha jako bazy dla utrzymania trwałej, żywotnej populacji nadobnicy alpejskiej	Dotyczy lasów gospodarczych, a nie powierzchni leśnych ściśle chronionych

Na przeciwnym biegunie zagadnienia dotyczącego rębni leżą działania dotyczące np. ochrony skowronka borowego, czyli lerki. Jest to gatunek z zał. I dyrektywy ptasiej. Z najnowszych badań wynika, że jedną z najważniejszych w Polsce ostoi tego gatunku jest Puszcza Notecka, stąd lerka zostanie zapewne wkrótce wskazana jako przedmiot ochrony w obejmującym ten kompleks obszarze Natura 2000. Gatunek ten związany jest z powierzchniami zrębów. Minimalna wielkość powierzchni otwartej, która determinuje występowanie jednej pary tego gatunku, wynosi około 0,5 ha. Na powierzchni około 4 ha mogą gniazdować już 2, nawet 3 pary. Największe skupienia par w Puszczy wynosiły 4–5 na długich, ponad 1000 m zrębach (T. Mizera – mat. niepubl.).



Fot. 3. Zręb zupełny w Nadleśnictwie Oborniki (fot. P. Rutkowski)

puchacz, bocian czarny, trzmiełojad, dzięcioł średni, muchołówka mała, a tym gatunkom zręby już nie sprzyjają. Wręcz przeciwnie. Potrzebują one starych drzewostanów. Zaplanowanie ochrony w Obszarze Specjalnej Ochrony ptaków „Puszcza Notecka” będzie więc wymagało balansowania między potrzebami ochrony wszystkich tych gatunków, przy uwzględnieniu także gospodarki leśnej.

Rębnia zupełna może być także zagrożeniem dla sąsiadujących z użytkowanymi drzewostanami ekosystemów nieleśnych – zwłaszcza dla różnych typów torfowisk. Dlatego standardowym postulatem przyrodników pod adresem gospodarki leśnej jest zwykle, by nie użytkować zrębami zupełnymi pasów o szerokości co najmniej dwóch wysokości drzewostanu (zwykle ok. 50 m) nie tylko wzdłuż brzegów wszystkich wód, ale i od górnych krawędzi zboczy dolin cieków, a także przy torfowiskach oraz źródłiskach.

Poza opisanymi skrajnymi przykładami, w których pokazano, że drzewostan można zarówno wyłączyć z użytkowania, jak i usuwać go zrębem zupełnym, dla większości leśnych siedlisk przyrodniczych dopuszczalne będą wszelkie, konwencjonalne, jak i niekonwencjonalne sposoby użytkowania tworzących je drzewostanów, przy czym decyzja o tym, czy drzewostan może być użytkowany, a jeśli tak, to w jakim wymiarze i w jaki sposób, zawsze będzie decyzją indywidualną, uwzględniającą zarówno aktualny stan lasu, jak i cel, który zamierza się osiągnąć. Decyzja taka musi uwzględniać przy tym nie tylko sytuację konkretnego, pojedynczego drzewostanu, ale i poziom krajo-

brazu leśnego. Z punktu widzenia Natury 2000 ważne jest nie tylko jaką rębnią jest użytkowany drzewostan, ale również jak użytkowanie rębne zmienia strukturę drzewostanów w całym kompleksie leśnym, i czy np. udział dojrzałych form siedliska przyrodniczego (=starodrzewi) w obszarze Natura 2000 rośnie, pozostaje stabilny czy maleje.

Zilustrowane to zostanie kolejnymi przykładami.

Przykład 1 – Zróżnicowanie działań w obrębie grądu (9160, 9170)

Grądy opisywane są zazwyczaj jako lasy dębowo-grabowe, z domieszką niemal wszystkich pozostałych rodzimych gatunków liściastych, w tym głównie lipy drobnolistnej. Pojęcie lasu dębowo-grabowego odnoszące się do zbiorowiska roślinnego, jakim jest grąd, nie do końca jest pojęciem precyzyjnym. Grab z przyczyn biologicznych pełni w grądach zazwyczaj rolę gatunku tworzącego II piętro drzewostanu, pod preferowanym przez gospodarkę leśną dębem (zazwyczaj szypułkowym, rzadziej bezszypułkowym), a często także pod okapem sosny wprowadzanej na żyźniejsze siedliska. Jednocześnie, zacięniąc silnie dno lasu, grab mógłby skutecznie eliminować naturalne odnowienia innych gatunków drzew leśnych (może poza cisem), co w konsekwencji mogłoby doprowadzić do utrwalania się na jakiś czas niemal czystych lasów grabowych (wprawdzie w naturalnych grądach rozmaite zaburzenia generują zwykle taką mozaikę warunków, że każdy gatunek drzewa znajduje szansę do odnowienia, ale w przypadku grądów z drzewostanów gospodarczych osiągnięcie stanu takiej dynamicznej równowagi zajęłoby zapewne ponad sto lat). Dotychczasowa gospodarka leśna rzadko na takie sytuacje pozwalała, natomiast odnosząc się do grądu jako siedliska przyrodniczego, można taki układ uznać za jak najbardziej wskazany. Zalecenia dotyczące ochrony grądów oraz sposobów postępowania z tym siedliskiem przyrodniczym powinny więc w głównej mierze być uzależnione od indywidualnej oceny każdego z drzewostanów oraz wyznaczenia celu, jaki zamierza się w nim osiągnąć. Ponieważ możliwych kombinacji jest tu wyjątkowo dużo, zasugeruje się tu tylko kilka z możliwych sposobów postępowania, dla najczęściej występujących w leśnictwie przypadków:

1. Niemal czysty las dębowy z niewielką domieszką grabu.
Zazwyczaj klasyfikowany, zgodnie z zasadami typologii leśnej jako las świeży (Lśw) lub las wilgotny (Lw). Jest to jedna z najpospolitszych w Polsce form grądów, której można jednak zarzucić, że uproszony skład gatunkowy drzewostanu świad-

czy o niewłaściwym stanie ochrony tego siedliska przyrodniczego (podkreślając jednocześnie, że jego wykształcanie miało często miejsce w warunkach standardowej gospodarki leśnej). Przy założeniu, że uwzględnione zostaną kryteria dotyczące zasobów martwych drzew i rozkładającego się drewna, las taki można generalnie trwale zachować, użytkując go zgodnie z dotychczasowymi zasadami. Dębowy typ gospodarczy drzewostanu wynikający z typów siedliskowych lasu świeżego i wilgotnego mieści się w ramach pojęcia grądu, rozumianego jako las dębowo-grabowy, a niewielka domieszka grabu nie utrudnia stosowania zalecanych dla wymienionych typów siedliskowych lasu rębni II i IV, które sprzyjają naturalnemu odnowieniu dębu. Biologiczne właściwości dębów sprawiają, że nawet przy dotychczasowo stosowanych wiekach rębności liczba drzew grubych w drzewostanie jest zazwyczaj spora, a ponadto pozostawienie dodatkowo części dębów do naturalnej śmierci sprzyja zachowaniu lub tworzeniu stanowisk dla szeregu gatunków zwierząt wymagających ochrony z mocy dyrektyw siedliskowej i ptasiej, takich jak pachnica dębowa, kozioróg dębosz czy dzięcioł czarny.

Bez pogarszania stanu siedliska przyrodniczego, można zwykle dopuścić wszelkie zabiegi (czyszczenia, trzebieże) prowadzące do poprawy jakości hodowlanej drzewostanów (poza fragmentami drzewostanów wyłączonymi z użytkowania).

Na odtworzenie zasobów martwego drewna i na związaną z siedliskiem przyrodniczym różnorodność biologiczną korzystnie wpłynie wyłączenie z użytkowania pewnych fragmentów drzewostanu. Przy typowaniu fragmentów drzewostanów, w których przewiduje się ograniczenie lub wyłączenie z użytkowania, zaleca się uwzględnienie w planowaniu śródleśnych oczek wodnych, wytopisk wypełnionych okresowo wodą oraz cieków wodnych, jako miejsc wokół lub wzdłuż których pozostawione zostaną drzewa do naturalnej śmierci, a następnie rozkładu.

2. Dwupiętrowy drzewostan z dębem w pierwszym piętrze i z piętrem grabowym o pokryciu np. 80–90%.
Rozwinięte II piętro grabowe skutecznie uniemożliwia naturalne odnawianie się dębu, toteż utrzymanie dominującej roli tego gatunku wymaga ingerencji ze strony człowieka, poprzez typowy w takich sytuacjach sposób postępowania, czyli usunięcie większości grabów w cięciach przygo-

towawczych, stworzenie warunków do naturalnego odnowienia dębu poprzez cięcia obsiewne i odsłaniające, aż po cięcie uprzątające, po którym powinno się jednak pozostawić zwarte grupy dębów wraz z drugim piętrzem grabowym, dzięki czemu zachowana zostanie pula starych, grubych okazów drzew, a jednocześnie stworzy się szansę na powrót grabu na drodze rozmnażania generatywnego. Można też liczyć na to, że część grabów usuniętych w ramach cięć przygotowawczych odnowi się wegetatywnie. Opisane postępowanie, wprawdzie okresowo zaburza strukturę grądu, ale po dłuższym czasie prowadzi do odtworzenia pierwotnego układu, z dębem w pierwszym piętrze oraz z grabem w drugim. Można jednak postąpić też inaczej, usuwając piętro dębowe, zachowując, na tyle, na ile jest to możliwe, po uprzątaniu drzewostanu dębowego, piętro grabowe, po czym uzyskuje się las złożony w zasadzie z tylko tego jednego gatunku. Las taki ma wówczas skład gatunkowy, do którego leśnicy, opierający swe postępowanie na dotychczas obowiązujących zasadach hodowli lasu, raczej nie byli przyzwyczajeni. Ekonomicznie jest to jednak postępowanie dość racjonalne, bo po pozyskaniu surowca dębowego nie ponosi się dalszych nakładów na odnowienie i pielęgnację drzewostanu. Z przyrodniczego punktu widzenia również ma to sens, bo ingerencja w środowisko jest wówczas minimalna, a las grabowy w grądzie jest jak najbardziej uzasadniony i nie można mieć przy tym żadnych zastrzeżeń co do zachowania stanu tego siedliska przyrodniczego, zwłaszcza gdyby przynajmniej niektóre dęby zostały w drzewostanie pozostawione. Oczywiście można również pozostawić i dęby i graby, oddając cały las naturalnym procesom. Można przypuszczać, że z przyrodniczego punktu widzenia pozostanie on grądem dobrej (a może wręcz doskonałej) jakości (w długiej skali czasu można przypuszczać, że oba gatunki znajdą jakieś szanse do odnowienia), ale oczywiście oznacza to całkowitą rezygnację z funkcji produkcyjnej.

3. Dwupiętrowy drzewostan z sosną w pierwszym piętrze i grabem w drugim piętrze. Jest to układ dość częsty i typowy dla siedlisk kwalifikowanych zgodnie z zasadami typologii leśnej do grupy lasów mieszanych świeżych lub zniekształconych lasów świeżych. Podobnie, jak w opisanym w punkcie drugim przypadku, tak i tu rozwinięte II piętro grabowe kończy praktycznie w takich warunkach historię drzewostanu

sosnowego chyba, że znów wkroczy tu człowiek. Jeśli siedlisko było dotychczas kwalifikowane jako las mieszany świeży, to teoretycznie, zgodnie z zasadami hodowli lasu, istnieje możliwość ponownego wprowadzenia sosny. Należy tu jednak przypomnieć dość istotną w tym przypadku rozbieżność pomiędzy typem siedliskowym lasu, gospodarczym typem drzewostanu a składem gatunkowym drzewostanu, właściwym dla siedliska przyrodniczego, jakim jest grąd. Typ siedliskowy lasu wyraża możliwości produkcyjne siedliska, co w odniesieniu do typu lasu mieszanego świeżego oznaczało, że wprawdzie dopuszczalny może być tu drzewostan dębowo-grabowy, ale przewiduje się, że oba wymienione gatunki drzew będą osiągać w opisywanych warunkach dość niską bonitacją (dąb nie wyższą niż III, grab IV). Natomiast sosna w takich warunkach może osiągać najwyższą klasę bonitacji, co gospodarczo uzasadniało dotychczas jej obecność w takich warunkach. Zwłaszcza że układ, w którym sosna tworzyła pierwsze piętro drzewostanu, a grab drugie, był dla jakości sosny szczególnie sprzyjający. Tyle że najlepiej nawet przyrastająca sosna pod drzewostanem grabowym się nie odnowi. Stąd też utrzymywanie sosny w grądzie wymaga ciągłej ingerencji człowieka. Dążąc jednak do zachowania siedliska przyrodniczego, jakim jest grąd, w jak najlepszym stanie, należy z sosny zrezygnować. Można to przy tym zrobić, usuwając ten gatunek, gdy osiągnie on wiek rębności i pozostawiając na gruncie drzewostan grabowy. Można także pozostawić sosnę do jej naturalnego śmierci, z czym z kolei wiąże się zachowanie licznych drzew dziuplastych, na które w młodym jeszcze drzewostanie grabowym przez wiele lat liczyć nie będzie można. Można także część sosen usunąć, a części darować dalsze życie. I można też przyjąć jeszcze jeden wariant postępowania, uwzględniający wprowadzenie dębu do drzewostanu, co w takich warunkach znów musi się odbyć za sprawą człowieka, bo i tego gatunku grab nie wpuści pod swój okap. Wówczas w drzewostanie sosnowym należy wyciąć gniazda, usuwając przy tym na powierzchni gniazdowej drzewostan grabowy, i na gniazdach posadzić dęby, które w tym wypadku mogą być zarówno dębami szypułkowymi, jak i bezszypułkowymi. Każdy z opisanych sposobów postępowania zależy więc od przyjętego celu, jaki zamierza się osiągnąć, a konkretnie od przyjętego składu gatunkowego wymagającego poprawy stanu grądu (bo grąd z sosną jest grądem zniekształconym, należy

więc dążyć do usunięcia przyczyny zniekształcenia). Nie ma jednak jednolitego wzorca, jak przyszły grąd ma wyglądać. Tym bardziej że ten sposób postępowania może zależeć od kontekstu obszaru Natura 2000: w obszarze ptasim chroniącym „dziuplotwórczej”, starej sosny, w obszarze siedliskowym chroniącym grądy możemy dążyć do uzyskania „właściwego stanu ochrony grądu” i do wyeliminowania z niego sosny jako gatunku ekologicznie obcego.

4. Las bukowy z piętrem grabowym.

Sytuację taką opisano już krótko we wcześniejszym rozdziale, zwracając uwagę na problem identyfikacji tego typu siedliska. Przyjęcie jednak, że drzewostan bukowy, z uwagi na rozwinięte piętro grabowe, albo grądowe runo, jest grądem, skutkuje zmianą dotychczasowego sposobu postępowania, ukierunkowanego wyłącznie na odnawianie buka, na rzecz lasów, w których przyszły drzewostan mogą tworzyć buk, dąb szypułkowy i grab w różnych proporcjach. Zdecydowanie się w takim przypadku na las grabowy jest najłatwiejszym wyjściem, bo ogranicza się do usunięcia buka i pozostawienia grabu. Wybór dębu jako gatunku głównego zmienia już nieco sytuację, bo gatunek ten trzeba wówczas wprowadzić sztucznie, usuwając wcześniej zarówno drzewostan bukowy, jak i znaczną część grabów, by stworzyć dla dębu odpowiednie warunki świetlne. Rębniami złożonymi można uzyskać różne kombinacje gatunkowe grabu, buka i dębu. Można też oczywiście pozostawić taki grąd naturalnym procesom, co niekiedy – zwłaszcza gdy porasta on strome zbocza doliny rzecznej – jest rozwiązaniem najsensowniejszym.

Przykład 2 – Sosna w kwaśnych dąbrowach

W poprzednim rozdziale, przywołując sosnę rychtalską, odwołano się do przykładu kwaśnych dąbrów (9190 w szerokim ujęciu, odnoszącym się tu do zbiorowiska *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*), zwracając uwagę na sytuację, w której nawet w przypadku potencjalnych lasów liściastych można się zastanowić nad możliwością zachowania pewnego udziału sosny w drzewostanie. Przy ocienieniu dna lasu, jakie powstaje pod okapem drzew liściastych, sosna naturalnie odnowić się nie może. Utrzymywanie jej w drzewostanie, pomijając tu takie naturalne zaburzenia jak pożary, odbywać się więc musi poprzez promowanie jej przez człowieka.

Tam, gdzie jako kwaśne dąbrowy inwentaryzowano (w inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych przeprowadzonych przez Lasy Państwowe w 2007 r.) także drzewostany dwupiętrowe, z sosną w górnym piętrze i z dębem (zazwyczaj bezszypułkowym) w dolnym piętrze, to rozwój takiego drzewostanu prowadził najpierw przez monokulturę sosnową, powstałą z naturalnego odnowienia na wylesionej (np. w następstwie krótkookresowego użytkowania rolniczego) powierzchni, lub z odnowienia sztucznego, po zrębie zupełnym, którym usunięto pierwotnie rosnący drzewostan. Z biegiem lat pod sosną pojawił się dąb (naturalnie lub sztucznie) i tak doszło do powstania opisywanego układu. Teoretycznie sytuację tę można łatwo powtórzyć, co musiałoby się odbyć poprzez wykonanie kolejnego zrębu zupełnego, ale działanie takie spowodowałoby zniknięcie opisywanej dąbrowy na kolejne kilkadziesiąt lat. Zgody więc na to raczej nie będzie. Technicznie równie prostym zabiegiem byłoby usunięcie sosny, z pozostawieniem, w miarę możliwości, drugiego piętra dębowego (w ten sposób powstało szereg opisywanych obecnie kwaśnych dąbrów) i wówczas siedlisko 9190 pozostaje zachowane. W dalszym etapie można, w odpowiednim wieku, mając już drzewostan dębowy, zalecać rębnię częściową, zapewniającą dąbrowie warunki do naturalnego odnowienia. Należy tu bezwzględnie przy tym podkreślić, że drzewostany takie, wyprowadzone spod drugiego piętra sosnowego, prezentują często dość niską jakość hodowlaną, która w warunkach lasu gospodarczego mogłaby ich nie kwalifikować do dalszego odnowienia, natomiast ze względów przyrodniczych, jakimi należy się kierować przy zachowaniu siedliska przyrodniczego, może nie mieć to większego znaczenia.

Najtrudniejszym rozwiązaniem, dla opisywanych postaci kwaśnych dąbrów, byłaby sytuacja znana z powiedzenia, w którym chce się zjeść ciastko i jednocześnie nadal je mieć, co w przełożeniu na dąbrowę z cennym ekotypem sosny w górnym piętrze mogłoby oznaczać chęć utrzymania sosny w składzie gatunkowym drzewostanu, z chęcią, a w zasadzie z wymogiem, zachowania kwaśnej dąbrowy. Teoretycznie jest to możliwe, choć wymaga dość niekonwencjonalnego jak na warunki gospodarki leśnej rozwiązania, zgodnie z którym w pozostawionym drzewostanie dębowym wycięte zostaną duże gniazda, lub przynajmniej jedno gniazdo, w których sztucznie wprowadzona zostanie sosna. Można także szukać innych rozwiązań zachowania takiego układu.

Podsumowując opisany przykład, warto podkreślić, że utrzymywanie sosny w kwaśnych dąbrowach nie jest trudne pod względem technicznym, lecz trudne pod względem decyzyjnym. Przyjmuje się bowiem, że obec-

ność sosny w kwaśnej dąbrowie jest oznaką zniekształcenia tego siedliska, a przyczyny prowadzące do zniekształceń siedlisk przyrodniczych należy eliminować. W tym przypadku należałoby zatem w pierwszej kolejności odpowiedzieć sobie na pytanie, czy pozostawienie sosny jest w ogóle dopuszczalne. Jeśli tak, to w odniesieniu do jakich populacji i na jak szeroką skalę, przy czym problem skali odnosi się tu zarówno do udziału sosny w poszczególnych drzewostanach, jak i do liczby takich zaakceptowanych przypadków w skali kraju.

Należy jeszcze zastrzec, że wszystkie powyższe rozważania były prowadzone „z punktu widzenia siedliska przyrodniczego”. Dodatkowe uwarunkowania, wpływające na możliwość użytkowania rębego, mogą wynikać z potrzeb ochrony naturalnych gatunków, albo też z potrzeb ochrony zwierząt zaliczonych do „gatunków typowych” dla siedliska przyrodniczego. Szersze rozwinięcie tych wątków wykracza jednak poza założoną objętość tej publikacji.

Intencją przytoczonych przykładów było pokazanie, że to nie wybór rębni jest problemem, lecz ustalenie celu, który poprzez rębnię, lub jej zaniechanie, chce się osiągnąć. Nie da się bowiem, w odniesieniu do zagadnień dotyczących wdrażania programu Natura 2000, ustalić jednolitych zasad, które byłyby uniwersalne przynajmniej dla każdego z siedlisk przyrodniczych, czy też pod kątem każdego z chronionych gatunków. Decyzja zawsze będzie wymagała, w odniesieniu do powierzchni leśnych, indywidualnej oceny każdego z drzewostanów, przy jednoczesnym uwzględnieniu jego bliższego i dalszego sąsiedztwa, co z kolei wymaga planowania przestrzennego i czasowego w skali kompleksu leśnego, nadleśnictwa czy konkretnego obszaru Natura 2000 i celów jego ochrony, a czasami jeszcze rozleglejszych jednostek terytorialnych.

Ostatecznie kwestie dotyczące rębni można podsumować następująco:

- Teoretycznie realizacja założeń wynikających z ochrony siedlisk i gatunków nie wyklucza z arsenału technik stosowanych w leśnictwie żadnej z rębni, w tym także zupełnej.
- Jednak każdy typ rębni powoduje określone konsekwencje zarówno dla siedliska przyrodniczego, w którym jest przeprowadzany, jak i dla siedlisk sąsiednich – konsekwencje te muszą być każdorazowo indywidualnie rozważane z punktu widze-

nia ich wpływu na „stan ochrony” siedliska przyrodniczego.

- Zagadnienia dotyczące rębni muszą być rozpatrywane na kilku płaszczyznach – lokalnej, w odniesieniu do każdego z wydzieleń leśnych oraz regionalnej i krajowej.
- Na szczeblu obszaru Natura 2000 powinny paść jednoznaczne odpowiedzi na pytania zasadnicze, np.: czy w typach siedliskowych boru mieszanego świeżego i lasu mieszanego świeżego, w których zinwentaryzowano siedlisko przyrodnicze, będące jednym z typów lasu liściastego, należy bezwzględnie zrezygnować z sosny? Jeśli nie, to w jakich przypadkach dozwolone są od tego odstępstwa, i kto o tym decyduje? Zanim bowiem będzie podejmowana decyzja dotycząca rębni, która sosnę pozwoli zachować, należy sobie odpowiedzieć, czy sosna ma być w ogóle zachowana?
- Na szczeblu obszaru Natura 2000 albo nadleśnictwa można np. planować rozmieszczenie drzewostanów, które mają być wyłączone z użytkowania rębego i pozostawione do naturalnej śmierci, nadając jednocześnie pewne ramy skali tych wyłączeń. Na tym szczeblu rozstrzygane mogą być także takie decyzje, jak dopuszczenie i rozplanowanie w czasie i w przestrzeni zrębów zupełnych pod kątem ochrony skowronka borowego.
- Na poziomie wydzielenia leśnego można – uwzględniając wymogi planowania na poziomie obszaru – podejmować decyzje dotyczące wyboru określonej rębni, stosownie do składu gatunkowego aktualnego i przyszłego drzewostanu, lecz wymaga to dodatkowego uwzględnienia wielu czynników: wpływu na gatunki chronione i ich siedliska, wpływu na ekosystemy sąsiednie, wpływu na siedlisko i warunki wodne.
- Mogą być konieczne niestandardowe i nietypowe rozwiązania w zakresie rębni.
- Dodatkowe uwarunkowania mogą wynikać z lokalnych potrzeb ochrony gatunków naturalnych albo z konieczności utrzymania gatunków lokalnie kluczowych dla utrzymania różnorodności biologicznej związanej z siedliskiem przyrodniczym („gatunków typowych” dla siedliska przyrodniczego).

ROZDZIAŁ 6

„Martwe drewno”

Pojęcie „martwego drewna”, będące kalką językową z angielskiego terminu „dead wood”, zrobiło w ostatnich latach zawrotną karierę pomimo, że jest to określenie wyjątkowo niezręczne. Z natury drewno jest już martwym kawałkiem tego, co wcześniej było drzewem, a jeśli się o nim w kontekście Natury 2000 wspomina, to właśnie dlatego, że to drewno, rozkładające się i zasiedlane przez szereg organizmów, w pewnym sensie ożywa. Trudno jednak w krótki, jednoznaczny sposób oddać znaczenie tego zwrotu, który odnosi się do roli w ekosystemie zarówno drzew martwych, ale jeszcze stojących, rozkładających się kłód leżących na dnie lasu, pniaków, jak i gałęzi. Przy całej zatem świadomości niezręczności tego pojęcia, jako hasło będzie ono używane w dalszej części rozdziału.

Nie bez powodu rozdział ten umieszczono zaraz po rębniach, bo ekologiczne znaczenie zamierających i rozkładających się drzew jest w lesie tak duże, i nadają one drzewostanom tak charakterystyczny rys, że czasami warto się zastanowić, czy przynajmniej niektórych fragmentów lasu nie wyłączyć z użytkowania. Podjęcie takiej decyzji w konkretnym miejscu sprawia, że dalsza dyskusja o rębniach, dla tego miejsca, jest bezprzedmiotowa. Jeśli jednak o rębniach wspomiano, to dlatego, że zakłada się, iż wszystkie drzewostany z użytkowania rębego wyłączone nie zostaną. Pozostaje wówczas pytanie: „Ile drzew powinno być w lesie martwych, aby las był zdrowy?” Nie ma na to jednoznacznej odpowiedzi.

Przyrodnicza rola „martwego drewna” w ekosystemie leśnym jest dlatego tak duża, że w lasach Europy ten element struktury ekosystemu ma zwykle kluczowe znaczenie dla zachowania tych gatunków owadów, grzybów i mszaków, które są najsilniej zagrożone – dlatego obserwujemy silną korelację między zasobami rozkładającego się drewna a stanem zachowania leśnej różnorodności biologicznej. Ten względnie łatwy do pomiaru parametr (choć metody pomiaru bywają tu różne) uczyniono w całej Europie jednym ze wskaźników „skuteczności chronienia różnorodności biologicznej w leśnictwie”. Wszędzie jest też przyjmowany

jako ważne kryterium stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych. Jednak prosty pomiar ilości martwego drewna to znaczne uproszczenie, co pokazano dalej. Zupełnie inne jest przyrodnicze znaczenie martwego drewna liściastego, a inne – iglastego; zupełnie inne jest znaczenie „drobnicy drzewnej”, a inne – grubych kłód. Ilość tych ostatnich jest wykorzystywana jako kryterium przyrodniczego stanu ekosystemu leśnego niemal równie często, jak ogólna zasobność rozkładającego się drewna.

Tak jak nie budzi wątpliwości rola martwego drewna w ekosystemie leśnym, tak problemy sprawa ustalenie minimalnych, czy w jeszcze większym stopniu optymalnych zasobów martwego drewna dla poszczególnych siedlisk przyrodniczych, czy też konkretnych drzewostanów.

Paragraf 4 Instrukcji Ochrony Lasu (IOL 2009) mówi: „Nadleśniczy, w celu zapewnienia warunków rozwoju wszystkim organizmom związanym z rozkładającym się drewnem, powinien w lesie utrzymywać drewno martwych drzew w różnych stadiach rozkładu, uwzględniając uwarunkowania przyrodnicze i ekonomiczne. **Ilość posuszu czynnego nie może przekraczać 0,5 m³ na 1 hektar w drzewostanach świerkowych, 1 m³/ha w pozostałych drzewostanach iglastych oraz 2 m³/ha w drzewostanach liściastych.** Stojących drzew martwych nie należy pozostawiać wzdłuż dróg, szlaków komunikacyjnych i w innych miejscach przebywania ludzi”. Ograniczenie ilości posuszu czynnego tworzy oczywiście „wąskie gardło”, jeżeli chodzi o możliwość tworzenia się zasobów posuszu jałowego.

Z drugiej strony, zgodnie z propozycjami kryteriów opracowanymi w ramach monitoringu siedlisk przyrodniczych w Polsce, a zebranymi w Niezbędniku Leśnika (Pawlaczyk 2008), dla większości leśnych siedlisk przyrodniczych, aby ich stan w obszarze Natura 2000 uznać za właściwy, łączne zasoby martwego drewna powinny być **większe niż 10% miąższości żywego drzewostanu**. Międzynarodowa organizacja WWF proponuje, by za cel w perspektywie roku 2030 postawić

osiągnięcie zasobów 20–30 m³/ha. W Walonii za kryterium dobrego stanu kwaśnej buczyny w sieci Natura 2000 przyjęto 20 m³/ha martwego drewna, a w Brandenburgii – 40 m³/ha (Thauront, Stallegger 2008).

Zgodnie z raportem OTOP (Stachura-Skierczyńska i Bobiec 2008), przedstawiającym wyniki badań wykonanych na powierzchniach próbnych, zasobność martwego drewna w lasach Polski waha się od prawie 0 po 155 m³/ha. W raporcie wykazano też, że w lasach gospodarczych istnieje bardzo silne zróżnicowanie geograficzne zasobów martwego drewna: lasy Polski zachodniej i północnej są bardzo silnie zubożone w rozkładające się drewno, podczas gdy na Podkarpaciu, w podlegających gospodarce leśnej buczynach górskich jest go średnio 43 m³/ha – dorównuje to ilości, jaką zidentyfikowano na powierzchniach lasów chronionych buczyn nizinnych. Średnie zasoby rozkładającego się drewna w lasach gospodarczych Polski zostały przez autorów raportu oszacowane jako 13 m³/ha.

Według innych badań nad stanem różnorodności biologicznej w Polsce (Czerepko, red. 2008), otrzymanymi z 438 powierzchni doświadczalnych, rozrzucanych po całej Polsce, zasobność drewna martwego wahała się od 0 do 298 m³/ha. Największą wartość tej cechy stwierdzono na jednej z powierzchni w buczynie karpackiej, o zróżnicowanym wieku, z dużym udziałem jodły pospolitej. Podobną znaczącą miąższość drewna martwego na 1 ha odnotowano w wielogatunkowym żyznym grądzie (starodrzew jesionowo-dębowy z udziałem świerka) w rezerwacie ścisłym Białowieskiego Parku Narodowego. Najmniej drewna martwego występowało w młodych drzewostanach sosnowych. Jednak i te dane, bez głębszej analizy są mało przydatne do tego, by dać odpowiedź na wciąż poszukiwane pytanie: „Ile drzew powinno być w lesie martwych, aby las był zdrowy?” Czy w lepszym stanie są sośniny pozbawione martwego drewna, czy przytaczany grąd, w którym zasoby drewna przekraczają 200 m³/ha?

Jak trudno na to pytanie odpowiedzieć, bez odniesienia się do konkretnego drzewostanu, niech zilustruje przykład wspomnianego grądu. Z pozoru informacja o grądzie w rezerwacie ścisłym, w Białowieskim Parku Narodowym sugeruje być może jeden z najlepiej zachowanych grądów w Polsce. Z przytoczonych danych nie wiemy jednak, jakiego gatunku drzewa dotyczą tak wysokie zasoby martwego drewna. Wiemy tylko z podanej informacji, że jest to starodrzew jesionowo-dębowy z udziałem świerka. Stan lasu w tym wypadku należy jednak zdecydowanie inaczej interpretować, gdyby były to zasoby martwych jesionów lub dębów,

przy jednocześnie nadal zachowanym starodrzewiu składającym się z obu wymienionych gatunków, niż gdyby zasoby te miały dotyczyć wyłącznie wydzielającego się z drzewostanu świerka (Fot. 4.). Gdyby z drzewostanu zniknął świerk, nawet całkowicie, to nadal może to być dobrze zachowany grąd z dębowo-jesionowym drzewostanem. Gdyby zniknęły dęby i jesiony, a świerk pozostał, to las przestałby być grądem o typowym składzie gatunkowym.



Fot. 4. Martwe świerki w Białowieskim Parku Narodowym (fot. P. Król)

Podobna sytuacja dotyczy wielu drzewostanów dwupiętrowych, gdzie w pierwszym piętrze występuje sosna, a dolne piętro tworzą buk, dąb bezszypułkowy lub grab. Siedliska takie mogą być odpowiednio kwalifikowane jako zniekształcone kwaśne buczyny, kwaśne dąbrowy lub kwaśne grądy. W takich drzewostanach, zamieranie sosny, bez jej usuwania z drzewostanu, oznacza okresowo bardzo duży udział drewna martwego, mogący przekraczać nawet udział zasobności drzewostanu z piętra dolnego. W miarę jednak, jak sosna będzie ulegała rozkładowi, a buk, dąb czy grab, rosnąc kolejne kilkadziesiąt lat, nadal będą się jeszcze słabo wydzielać, pierwotny udział drewna martwego do żywego będzie malał, co wcale nie oznacza pogarszania się stanu siedliska przyrodniczego, bo skład drzewostanu unaturalni się, a w miejsce „obcego eko-

logicznie” drewna sosnowego będzie stopniowo pojawiać się drewno liściaste. I tak dalej – przykładów można by mnożyć. W wystarczający chyba jednak sposób pokazano, że jest to kolejny temat wymagający dość szczegółowej analizy, przy czym nie wspomniano jeszcze zupełnie o roli nie tylko ilościowej, ale i jakościowej charakterystyki zasobów martwego drewna, ani też o ocenie zasobów drewna martwego pod kątem wymagań konkretnych gatunków, dla których zamierające oraz martwe drzewa stojące i leżące są warunkiem koniecznym do ich egzystencji, lub też o gatunkach, które do zamierania drzew się przyczyniają. Warto tu przytoczyć cytat dotyczący kozioroga dębosza (*Cerambyx cerdo*) z książki A. Szujckiego (1992), by pokazać, jak zmienia się nasz stosunek do ochrony przyrody: „W roku 1907, kiedy Lasek Bielański oddano warszawskiemu okręgowi wojskowemu, zakazując dalszego wycięcia drzew, zajmował on powierzchnię około 147 ha. Zinventaryzowano wówczas 30479 sztuk starodrzewia dębowego. Nie ograniczono jednak ruchu rekreacyjnego aż do roku 1934, kiedy stwierdzono już zniszczenie ponad połowy drzew. Wiele z nich wycięto przed rokiem 1939. Znaczne szkody nastąpiły podczas wojny. **Opisana sytuacja, a zwłaszcza brak runa i podszytów na tarasie górnym, doprowadziła w latach pięćdziesiątych do masowego rozmnożenia szkodników dębu, m.in. okazałego owada – kozioroga dębosza** (znajdującego się, ze względu na rzadkość występowania w Polsce pod ochroną gatunkową!). W efekcie około roku 1960 wycięto dalszych kilkaset egzemplarzy dębów usychających lub opanowanych przez kozioroga dębosza. **Następnie ograniczono ruch rekreacyjny, co doprowadziło do rozwoju podszytów, podrostów oraz runa i ograniczyło szkodniki**”. Kozioróg dębosz jest dziś gatunkiem ujętym zarówno w zał. II jak i IV Dyrektywy Siedliskowej – doprowadzenie jego populacji do właściwego stanu ochrony jest celem ochrony w obszarach Natura 2000, a Polska jest obowiązana na terenie całego kraju zapewnić, że nie będzie miało miejsce nawet nieumyślne niszczenie miejsc rozrodu tego gatunku.

Paradoksalnie, są takie typy leśnych siedlisk przyrodniczych (np. bory chrobotkowe, świetliste dąbrowy), w których obecność dużej ilości rozkładającego się drewna – zwłaszcza drobnowymiarowego – jest negatywnym, a nie pozytywnym wskaźnikiem stanu ochrony (ponieważ powoduje eutrofizację siedliska). Jednak grube kłody i tu są zazwyczaj pożądane.

W dotychczasowych analizach nie uwzględnia się interesującego tematu martwego drewna znajdującego się pod ziemią. Niektóre gatunki, także chronione w obszarach Natura 2000 (np. jelonek rogacz)

mogą korzystać z tych zasobów. Nie ma jednak dobrej metodyki oceny ilości martwego drewna pod ziemią, a funkcjonujące wskaźniki dotyczące martwego drewna, z którymi można by porównać istniejące zasoby, nie obejmują tego aspektu.

Podsumowując, można stwierdzić, że:

- Nie ma jednoznacznych zasad, które pozwoliłyby określić, jakie zasoby drewna martwego można uznać w lesie za optymalne. O tym, ile drewna martwego powinno być w danym wydzieleniu leśnym, należy decydować na podstawie terenowej wizji lokalnej. Otwartym pytaniem pozostaje tylko, kto w takiej wizji ma brać udział (leśniczy, nadleśniczy, pracownik Biura Urządzania Lasu taksujący daną powierzchnię, sprawujący nadzór nad obszarem Natura 2000, specjalista – ornitolog, bryolog lub mikolog, wykonawca planu ochrony dla danego obszaru Natura 2000)?
- Przy określaniu zasobów martwego drewna w danym wydzieleniu powinno się je podać nie tylko w m³, czy liczbie sztuk na ha, ale także z uwzględnieniem podziału na gatunki drzew oraz na to, czy mają to być drzewa stojące, leżące, czy też tylko ich części, jak pniaki czy gałęzie (np. w młodym lesie grabowym, w którym pozostawiono kilka martwych, leżących sosen, rosnących wcześniej w pierwszym piętrze drzewostanu, aktualnie obowiązujące kryteria dotyczące zasobów martwego drewna mogą być spełnione, natomiast w miarę rozkładu sosen, przy jednocześnie długim okresie, w którym grab zacznie się naturalnie wydzielać, te zasoby zaczną maleć, co może, ale nie musi, świadczyć w tym wypadku o pogarszaniu się stanu siedliska).
- W przytaczanych już wcześniej badaniach przeprowadzonych w Polsce na stałych powierzchniach obserwacyjnych (Czerepko i in., 2008), uwzględniających obszary chronione, wykazano, że przeciętne zasoby martwego drewna wyniosły 9,6 m³/ha. W Lasach Państwowych, na podstawie wyników inwentaryzacji wielkoobszarowej, średnie zasoby martwego drewna oszacowano na ok. 6 m³/ha. Generalnie, przeciętne zasoby rozkładającego się drewna w lasach rozwijających się naturalnie są mniej więcej o rząd wielkości wyższe, niż przeciętne zasoby spotykane obecnie w lasach gospodarczych.
- Niezależnie od metody ustalania optymalnego poziomu zasobów martwego drewna w lesie, biorąc pod uwagę potrzeby zachowania różnorodności biologicznej, można stwierdzić, że poziom ten

powinien być wyższy, niż zasoby istniejące obecnie, a dyskusje na temat metod pomiarów nie powinny wstrzymywać działań na rzecz odtworzenia zasobów rozkładającego się drewna w lasach.

Na zakończenie warto jeszcze raz zwrócić uwagę na różne metody szacowania zasobów martwego drewna, co z jednej strony utrudnia podanie jednoznacznych zaleceń odnośnie tego parametru, a z drugiej

strony utrudnia porównywanie zasobów martwego drewna w drzewostanach różnego typu oraz w różnych krajach.

W tabeli 3 podaje się zestawienie przeciętnej zasobności martwego drewna w lasach kilku wybranych państw (WWF – 2004). Należy jednak pamiętać, że nie są one w pełni porównywalne, ze względu na różne metody pomiaru przyjęte w poszczególnych państwach.

Tab. 3. Zestawienie przeciętnej zasobności martwego drewna w lasach wybranych państw

Kraj	Masa martwego drewna (m ³ /ha)	Uwagi
Austria	0,6	W lasach produkcyjnych (88% lasów ogółem), dla drewna o średnicy powyżej 35 cm
Belgia	9,1	Przeciętna dla regionu Walonii; drewno stojące i leżące
Finlandia	2-10	Przeciętnie w lasach produkcyjnych
Francja	2,2	Średnia krajowa
Niemcy	1-3	Przeciętna dla Bawarii
Luksemburg	11,6	Średnia krajowa
Szwecja	6,1	Średnia krajowa
Szwajcaria	12	Średnia krajowa

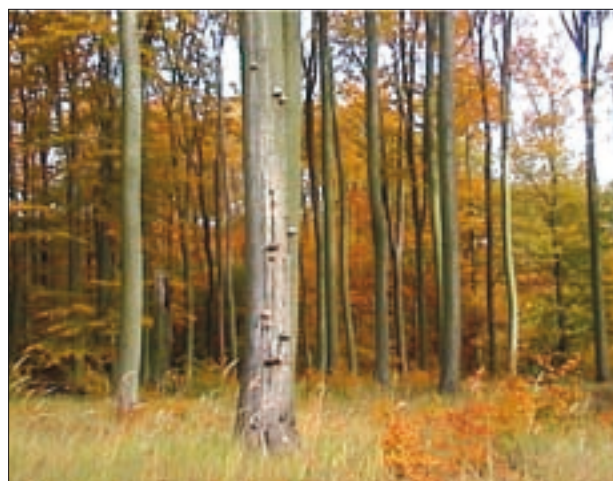
ROZDZIAŁ 7

Pielęgnacja lasu i przebudowa drzewostanów

Zgodnie z Zasadami hodowli lasu pielęgnacja ma obejmować całą biocenozę i polegać na tworzeniu korzystnych warunków dla zrównoważonego rozwoju całej flory i fauny leśnej (...). Pielęgnowanie biocenozy obejmuje czynności związane z zachowaniem całej naturalnej różnorodności biologicznej w lesie (ZHL 2003, s. 101). Tak rozumiane pojęcie pielęgnacji w pełni odpowiada koncepcji ochrony siedlisk i gatunków wymienianych w Dyrektywach Siedliskowej i Ptasiej. Zachowanie siedliska przyrodniczego we właściwym stanie ochrony (wymóg Natury 2000) polega m.in. na zachowaniu związanej z nim różnorodności biologicznej, a w szczególności na zachowaniu w dobrym stanie tzw. gatunków typowych. Pojęcie to można odnieść i do fauny glebowej, której bogactwo, jak podaje Sławska, sięga 1000 gatunków na 1 m² gleby. Może to czasami rodzić więc pewne problemy związane z wyważeniem hierarchii celów ochrony, bo z jednej strony, jak udowadnia Sławska, liczebność fauny glebowej drastycznie spada po każdym zrębie zupełnym, a z drugiej strony, dla zachowania przykładowo populacji lerki (*Lullula arborea*) wykonywanie zrębów zupełnych może się okazać właściwym sposobem ochrony jej siedlisk. Potrzebny jest więc znów pewien kompromis, który pozwoli wyważyć cele i skutki działania. Wyznaczenie celu, który chce się osiągnąć, jest tu, jak zwykle, sprawą nadrzędną. Przykładowo, odpowiednie wcześnie podjęcie decyzji o wyłączeniu drzewostanu z dalszego użytkowania i pozostawienie go procesom naturalnym, zamyka w zasadzie dalszą dyskusję nad jego pielęgnacją, bo nie jest już ona konieczna. Jeżeli jednak naturalne procesy zachodzące w drzewostanie miałyby się przyczynić do zaniku siedliska przyrodniczego lub pogorszenia jego stanu, to w niektórych przypadkach można, a w innych wręcz trzeba podjąć odpowiednie działania. Jeżeli na przykład celem byłoby zachowanie kilkuhektarowej żywej buczyny (9130), uszkodzonej od południowej strony przez huragan, przez co wytworzył się pas otwartej przestrzeni, porośniętej trzcinnikiem piaskowym (fot. 5), który uniemożliwia naturalne odnawianie się buka, a atakowane przez

zgorzel pozostałe drzewa coraz silniej się wydzielają, przez co powiększa się otwarta przestrzeń, a kurczy się areal drzewostanu bukowego, dopuszczalne może być stworzenie warunków do odnowienia naturalnego buka poprzez:

- przygotowanie gleby,
- wykoszenie trzcinnika piaskowego na międzyczędziach,
- ogrodzenie odnowienia naturalnego buka siatką, w celu zabezpieczenia go przed zwierzyną,
- pielęgnację młodego pokolenia buka.



Fot. 5. Las bukowy w rezerwacie Buczyna (Nadleśnictwo Łopuchówko) (fot. P. Rutkowski)

Gdyby w opisanym przypadku odnowienie naturalne nie dało spodziewanych efektów, to można wprowadzić odnowienie sztuczne, z zachowaniem wszystkich wyżej wymienionych czynności.

Gdyby natomiast wspomniana pohuraganowa luka była niewielka, a z kolei kompleks buczyn liczyłby sobie nie kilka, lecz kilkaset hektarów, to można by było taką lukę pozostawić, jako miejsce zwiększające różnorodność biologiczną danego obszaru, bo w cieniście kompleksie lasów bukowych polana z trzcinnikiem może być ostoją gatunków o wyższych wymaganiach świetlnych i cieplnych, przyciągając np. ważki lub wygrzewające się w słońcu jaszczurki (fot. 6).



Fot. 6. Jaszczurka zwinka (fot. P. Kiciński)

Innym przykładem mogą być drzewostany dębowe, w których w celu ochrony przed gradacją zwójek można czasami uznać potrzebę ich zwalczania, o ile zabieg ten nie będzie miał wpływu na inne, wymagające ochrony gatunki. Zazwyczaj jednak, zabieg taki miał znaczenie gospodarcze, chroniąc cenne z produkcyjnego punktu widzenia dęby, natomiast z przyrodniczego punktu widzenia prześwietlenie koron dębów (fot. 7) może nie mieć istotnego znaczenia, a czasem może nawet oddziaływać pozytywnie, zwiększając dopływ



Fot. 7. Dąb z przeredzonym aparatem asymilacyjnym w następstwie żerowania zwójek (Nadleśnictwo Kaczory) (fot. P. Rutkowski)

światła do niższych warstw rozwojowych drzewostanu, na co może reagować młode pokolenie grabu (fot. 8).

W ramach pielęgnacji drzewostanów bierze się często pod uwagę możliwość wprowadzania podszytów lub wprowadzania podsadzeń produkcyjnych. Zabieg ten ma głównie służyć poprawie jakości siedliska leśnego, choć w kontekście Natury 2000 może mieć różne znaczenie. Dla borów chrobotkowych (91T0) jest to zabieg szkodliwy, prowadzący, poprzez samo przygotowanie gleby, następnie zacienienie dna lasu, a także podniesienie żyzności siedliska, do zaniku porostów, stanowiących zasadniczy element borów chrobotkowych.

Rozwijające się podrosty drzew liściastych zagrażają też siedlisku świetlistej dąbrowy, eliminując z niej światłożadne gatunki roślin, charakterystyczne dla tego siedliska przyrodniczego.

Różne znaczenie może też mieć wprowadzanie podszytów z uwagi na chronione gatunki zwierząt. Z uwagi na odmienny sposób polowania dla rysia las bogaty w podszyt może mieć znaczenie pozytywne, natomiast taki sam las dla wilka stwarza mniej korzystne warunki.

W większości przypadków wprowadzanie podsadzeń ma jednak znaczenie zdecydowanie pozytywne. Podsadzenia produkcyjne są często początkiem

przebudowy drzewostanów, prowadząc do regeneracji zniekształconych siedlisk rozumianych zarówno jako siedliska przyrodnicze, jak i leśne. Choć w obu przypadkach (zarówno dla siedlisk przyrodniczych, jak i leśnych) efekt takiej przebudowy może być równie korzystny, to często może się on różnić z gospodarczą wizją drzewostanu, wyznaczaną przez typ siedliskowy lasu oraz gospodarczy typ drzewostanu.

Przykład 1.

W Nadleśnictwie Bogdaniec, w drzewostanie posadzone na dawnym pasie przeciwpożarowym, kwalifikowanym w latach 60. XX wieku jako bór świeży, w latach 70. jako bór mieszany świeży, a po pracach siedliskowych wykonanych w 2002 roku jako las mieszany świeży, posadzono buka (fot. 9), przy czym zabieg ten wykonano, gdy siedlisko określane było jeszcze mianem boru mieszanego świeżego.

Jest to klasyczny przykład tego, jaką rolę w rozwoju ekosystemów może odgrywać człowiek. Jest to jednocześnie przykład reprezentatywny dla znacznej części drzewostanów sosnowych, bo choć dotyczy drzewostanu posadzonego na szerokim pasie przeciwpożarowym, to oddaje on sytuację wielu monokultur sosnowych niżowej części Polski.

Opisywany drzewostan posadzony został tuż po II wojnie światowej, na glebie piaszczystej, a że z ówczesnymi poglądami gleby takie uznawano za nadające się tylko pod sosnę, taki też przyjęto dla niego skład gatunkowy uprawy.

Monokultura sosnowa w pierwszej klasie wieku (do 20 lat) na glebach piaszczystych nie ujawnia zazwyczaj pełnych możliwości produkcyjnych siedliska. Obraz litego młodnika sosnowego, przy braku roślin wskaźnikowych w runie, z zaburzoną wierzchnią warstwą gleby (tu dotyczy to działań związanych z utrzymywaniem pasa przeciwpożarowego, ale podobna sytuacja odnosi się także do znacznej części gruntów porolnych) nie mógł prowadzić do innej diagnozy siedliskowej jak bór świeży (Bśw). Zgodnie z taką oceną w wieku 100 lat powinien to być drzewostan sosnowy, osiągający III bonitację wzrostu, użytkowany następnie zrębem zupełnym, na którym posadzone powinno być kolejne pokolenie sosny. O ile nie wykształcił by się w takiej sytuacji bór chrobotkowy, to nie byłoby to siedlisko przyrodnicze lecz typowy las gospodarczy.

Ale po pierwszych trzebieżach (lata sześćdziesiąte XX w.), gdy siedlisko zaczęło nabierać cech leśnych, a jednocześnie dostęp światła do dna lasu sprzyjał wzrostowi roślin w runie, pojawiły się tam najprawdopodobniej takie gatunki, które pozwoliły na przeklasyfikowanie siedliska z boru świeżego na bór mieszany



Fot. 8. Podrost grabowy powstały w lukach po usuniętych dębach (Nadleśnictwo Kaczory)
(fot. P. Rutkowski)

świeży (BMśw). Mogła o tym także zdecydować wysoka bonitacja sosny, która już w drugiej klasie wieku (przedział od 21 do 40 lat), przy znacznych jej rocznych przyrostach na wysokość, pozwala wykluczyć siedlisko boru świeżego. Taki drzewostan, w typie siedliskowym boru mieszanego świeżego, powinien mieć już domieszkę gatunków iglastych. A ponieważ była to nadal monokultura sosnowa – zdecydowano się w trzeciej klasie wieku (przedział od 41 do 60 lat) na posadzenie któregoś z gatunków liściastych. Z uwagi na położenie powierzchni w I (Bałtyckiej) krainie przyrodniczo-leśnej, wybór padł na buka. Taka decyzja nie musiała być jednak wcale automatyczna. Ze zmianą składu gatunkowego drzewostanu właściwą borom mieszanym świeżym nadleśnictwo mogło poczekać do uzyskania przez sosnę wieku rębności, by dopiero wówczas, po zrębie zupełnym (w borze mieszanym świeżym Zasady Hodowli Lasu dopuszczają ten rodzaj rębni), wprowadzić odpowiedni skład gatunkowy, w którym udział gatunków liściastych nie przekracza zazwyczaj 20–30%.

W 2002 r. drzewostan sosnowy, zachowujący najwyższą dla tego gatunku bonitację wzrostu (IA), z posadzonym już bukiem, po raz kolejny przeklasyfikowano – tym razem z boru mieszanego świeżego na las mieszany świeży (LMśw). Decyzja ta powinna

oznaczać zmianę podejścia do buka. W borze mieszanym świeżym mógłby on pełnić jedynie rolę biocenotycznej domieszki, niemającej w przyszłości większego znaczenia gospodarczego (przyjmuje się, że buk w tym typie siedliskowym lasu, w wieku 100 lat osiąga IV bonitację, a więc około 19 m wysokości, podczas gdy sosna, w tych samych warunkach, może osiągać wysokość 24–26 m). Przeklasyfikowanie siedliska z boru mieszanego świeżego na las mieszany świeży podnosi natomiast poprzeczkę oczekiwań wobec buka. W tym typie siedliskowym buk powinien osiągać III bonitację, a więc wysokość około 23 m. Mimo to, na siedlisku LMśw, Zasady Hodowli Lasu nadal główny nacisk kładą na sosnę, której udział w składzie gatunkowym uprawy wynosić powinien 30–40%. W tym miejscu zaczyna rozmiąć się cel gospodarczy i cel przyrodniczy stawiany przed opisywanym drzewostanem. Zakładając, że podsadzenie wykonane w Nadleśnictwie Bogdaniec się powiedzie, a po 10 latach od wprowadzenia buka nie budzi to większych wątpliwości, można oczekiwać, że w przyszłości zwarte piętro bukowe stworzy układ odpowiadający kwaśnej buczynie, a więc siedlisku przyrodniczemu 9110, które należałoby wówczas objąć ochroną. Byłby to wówczas lity drzewostan bukowy, z bukiem III bonitacji. Wyprowadzenie buka, zmierzające do wypromowania drzewostanu odpowiadającego siedlisku przyrodniczemu 9110, oznacza

jednak, w kolejnym pokoleniu drzewostanu, rezygnację z sosny. Oznacza też niezgodność z gospodarczym typem drzewostanu, który w Krainie I, na siedlisku LMśw, Zasady Hodowli Lasu widzą jako: Db-Bk-So, Db-So-Bk lub Lp-So-Bk. Nie ma więc w Zasadach Hodowli Lasu bukowego gospodarczego typu drzewostanu, choć dopuszcza się (SPHL 2004) w tym typie siedliskowym zbiorowisko kwaśnej buczyny, co jest ewidentną niekonsekwencją.

Dodatkowo formalną stroną podejścia do oceny działań nadleśnictwa komplikuje fakt, że Nadleśnictwo Bogdaniec położone jest na styku dwóch krainach przyrodniczo-leśnych – Bałtyckiej (I) i Wielkopolsko-Pomorskiej (III), przy czym w pierwszej z krain, co już wyżej napisano, dla lasu mieszanego świeżego proponuje się trzy gospodarcze typy drzewostanu (Lp-So-Bk, Db-Bk-So i Db-So-Bk), w których maksymalny udział buka w składzie gatunkowym uprawy wynosi 50%, natomiast w krainie III, przewidziano gospodarczy typ drzewostanu bukowo-sosnowy, w którym udział buka w składzie gatunkowym uprawy ustalono na poziomie 30%. Należy przy tym zwrócić uwagę, że w Krainie I, która charakteryzuje się gromadnym zasięgiem buka, nie uwzględniono bukowo-sosnowego, czy też sosnowo-bukowego typu drzewostanu, bardziej tej krainie odpowiadającego, choć uczyniono tak w Krainie III, w której buk ma



Fot. 9. 10-letnie podsadzenie buka w 65-letnim drzewostanie (Nadleśnictwo Bogdaniec) (fot. P. Rutkowski)



Fot. 10. Nadleśnictwo Syców. Dwupiętrowy drzewostan bukowo-sosnowy (fot. P. Rutkowski)

już tylko zasięg rozproszony. Zwraca się też uwagę, że cele wyznaczone przedstawionymi wyżej gospodarczymi typami drzewostanu podanymi dla Krainy I, słabo odpowiadają pojęciu kwaśnej buczyny. Gospodarczy typ drzewostanu z udziałem lipy (Lp-So-Bk) może nawiązywać do grądów, natomiast drzewostany wyprowadzone zgodnie z typami Db-Bk-So i Db-So-Bk bardziej przypominają mogą zespół *Fago-Quercetum*, który traktowany jest jak kwaśna dąbrowa, a więc siedlisko 9190. Chcąc więc odtworzyć lub wykreować kwaśną buczynę w Krainie Bałtyckiej należy zawsze postępować niezgodnie z Zasadami Hodowli Lasu, bo w borach mieszanych świeżych zespołu *Luzulo pilosae-Fagetum* w ogóle nie ma (SPHL 2004). W lasach mieszanych świeżych zespół ten jest już wprawdzie wymieniany (SPHL 2004), ale gospodarcze typy drzewostanów podawane w Zasadach Hodowli Lasu (2003) do niego nie prowadzą. Natomiast w lasach świeżych (Lśw), w których ujęty został gospodarczy typ bukowy, powinien on doprowadzić bardziej do żyznej buczyny (9130), niż do kwaśnej, co wynika z żyzności siedliska, jakim jest las świeży.

Przykład Nadleśnictwa Bogdaniec można więc uznać za ważny punkt odniesienia w dyskusji nad zachowaniem i możliwością regeneracji siedlisk przyrodniczych. Można przy tej okazji postawić pytanie o skalę postępowania, którego celem ma być odtworzenie siedliska przyrodniczego tam, gdzie jest to możliwe. Czy działaniami takimi należy objąć wszystkie potencjalne siedliska na obszarze całego kraju, czy tylko w obszarach „naturowych”. A jeśli tylko w obszarach „naturowych”, to czy zarówno siedliskowych, jak i ptasich, czy też tylko siedliskowych. Autor nie czuje się upoważniony do dawania ostatecznych odpowiedzi. Sugerować może jedynie, by taki sposób postępowania obowiązywał w obszarach siedliskowych, natomiast

poza nimi można zachować dotychczasowe zasady prowadzenia gospodarki leśnej. Należy jednak zwrócić uwagę, że przyrodnicze odstępstwo od dotychczasowych zasad gospodarki leśnej nie musi oznaczać gorszych efektów ekonomicznych. Udana podsadzenia produkcyjne często prowadzą do wykształcenia się II piętra drzewostanu liściastego pod drzewostanem sosnowym tam, gdzie trudno by się było tego początkowo spodziewać. Ilustruje to fotografia 10, na której widać ostrą granicę boru sosnowego z pokrywą czernicową, za którą rozciąga się ten sam drzewostan sosnowy, tyle że podsadzony w przeszłości bukiem. Efekty są tu nieporównywalne. Drzewostan, w którym podsadzenia nie wykonano, kwalifikować się nadal może jako siedlisko borowe, natomiast tam, gdzie został wprowadzony buk, można śmiało typować las mieszany, przy czym typ ten wynika z ciągłej jeszcze obecności sosny w górnym piętrze, bo w momencie, gdy sosna zostanie usunięta, pozostanie już tylko kwaśna buczyna, a to do pojęcia lasu mieszanego świeżego już słabo przystaje.

Przykład 2.

Dotychczasowa gospodarka leśna, uwzględniająca konieczność przebudowy monokultur sosnowych, promowała w zasadzie działania zmierzające do odtworzenia szeregu leśnych siedlisk przyrodniczych. Słabym punktem były tu jednak siedliska (leśne) borowe, dla których określenie ich potencjału produkcyjnego, a także potencjalnej roślinności, nadal budzić może szeroką dyskusję. Poniżej prezentuje się sposób działania w Nadleśnictwie Doświadczalnym Siemianice, gdzie podsadzono dąb bezszypułkowy na siedlisku zakwalifikowanym jako bór świeży (fot. 11), ukazując tego konsekwencje.

Podsadzenie dębu i efekt tego działania były podstawą do przeklasyfikowania siedliska z boru



Fot. 11. Podrost dębowy w Nadleśnictwie Doświadczalnym Siemianice (fot. P. Rutkowski)



Fot. 12. Nadleśnictwo Doświadczalne Zielonka, oddz. 56d (fot. P. Rutkowski)



Fot. 13. Las grabowo-dębowy w Nadleśnictwie Sieniawa (fot. Andrzejczyk)

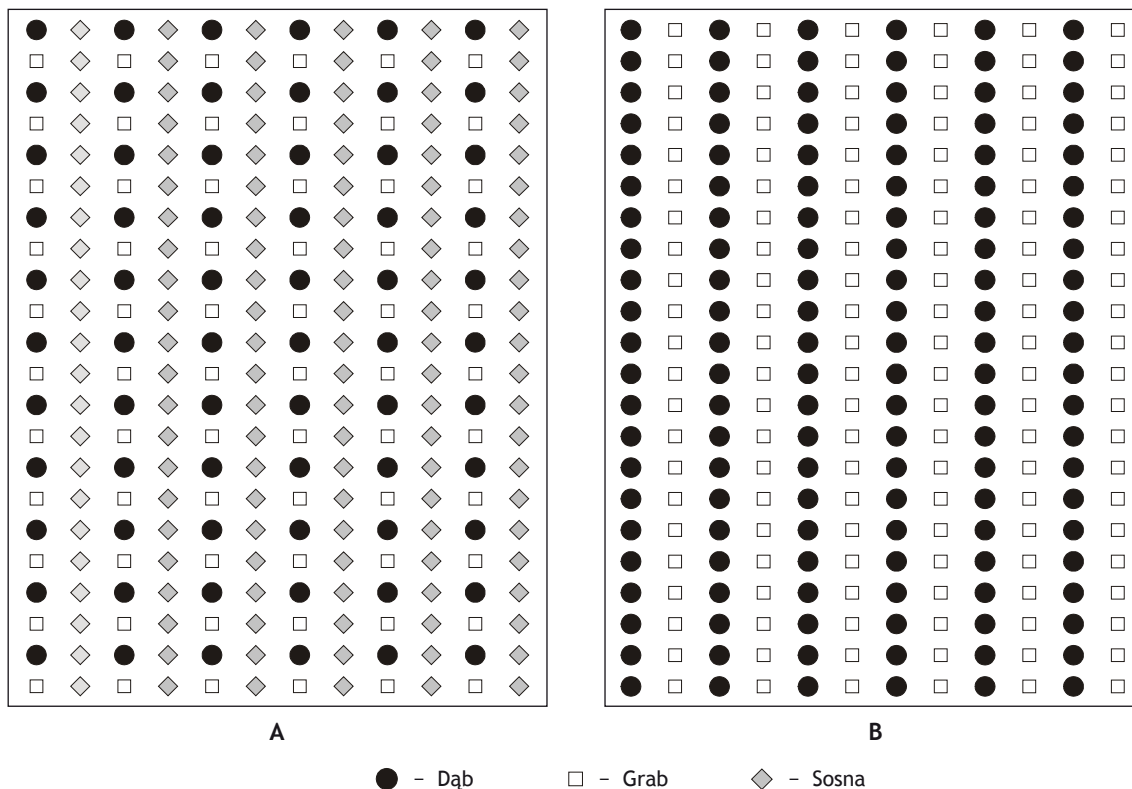
świeżego na bór mieszany świeży. Gdyby tego nie zrobiono, to drzewostan przy typie siedliskowym jakim jest bór świeży, byłby usunięty zrębem pełnym, zręb odnowiony by został litym drzewostanem sosnowym i obraz siedliska jako boru świeżego by się umocnił. Natomiast po przeklasyfikowaniu siedliska na bór mieszany świeży dalsze losy drzewostanu będą zależeć od rozwoju dębów oraz wyboru dalszego sposobu postępowania. Jeśli z racji siedliskowych dąb zatrzyma się w rozwoju na poziomie warstwy podszytu, to można przyjąć, że gospodarczym typem drzewostanu nadal będzie typ sosnowy, więc drzewostan będzie można użytkować na dotychczasowych zasadach, z rębnią zupełną włącznie, bo nie będzie to żadne z siedlisk przyrodniczych. Jeżeli jednak dąb zacznie tworzyć drugie piętro, to sytuacja się zmieni. Drugie piętro dębowe, po usunięciu drzewostanu sosnowego, staje się praktycznie lasem dębowym, a więc jednym z siedlisk przyrodniczych. Aby tak się jednak stało, opisywany dąb musi mieć czas na to, by do drugiego piętra dorosnąć. Jeśli bowiem drzewostan, zgodnie z dotychczasowymi zasadami (wyznaczonymi jeszcze dla boru świeżego) usunięty by został zrębem pełnym, w przewidzianym zasadami wieku rębności, to dąb mógłby nie zdążyć wykazać swojego potencjału. Gdyby natomiast przynajmniej fragment sosny, z aktualnym podrostem dębowym, został pozostawiony do naturalnej śmierci sosny, to wówczas, mając czas, dąb mógłby wkroczyć w warstwę drugiego piętra tak, jak to się stało w drzewostanie przedstawionym na fot 12. W przeszłości to też był bór sosnowy, który aktualnie jest kwaśną dąbrową i siedliskiem 9190. Tyle że poświęcone na to zostało jedno pokolenie sosny.

Na koniec warto jeszcze przytoczyć fragmenty pracy prof. Andrzejczyka (2007), jak poprzez odpowiedni dobór składu gatunkowego drzewostanu, a następnie konsekwentną pielęgnację drzewostanu w niemal całym okresie jego życia, gospodarce leśnej udało się, nieświadomie, wykreować szereg siedlisk przyrodniczych.

Cytując za Andrzejczykiem (2007), jednym z podstawowych warunków wyhodowania wysokiej jakości drzewostanów dębowych jest obecność drugiego piętra, utworzonego z gatunku cienioznośnego. Jego głównym zadaniem jest osłona i zabezpieczenie pni dębów przed utrwalaniem się pędów epikormicznych („wilków”), a także ochrona przed insolacją, wysuszającymi wiatrami i gwałtownymi wahaniami temperatury. Ponadto zadaniem dolnego piętra jest pielęgnacja gleby i siedliska (poprawa rozkładu ściółki, ochrona gleby przed nadmiernym nasłonecznieniem i zachwaszczeniem) oraz zwiększenie produkcji drzewostanu. W roli pielęgnacyjnej najlepiej sprawdzają się takie gatunki cienioznośne jak buk, grab i lipa. Jak pokazują wyniki badań Andrzejczyka, gatunki te można wprowadzać na różne sposoby, nie zawsze odpowiadające dzisiejszym standardom. Jednym z wielu przykładów podawanych przez autora może być jednoczesne sadzenie, na siedlisku lasu świeżego, dębu, sosny (jako domieszki czasowej) i grabu (jako trwałej domieszki pielęgnacyjnej), zgodnie z następującymi założeniami:

- forma zmieszania gatunków: rzędowa,
- odległość między rzędami: 1,4 m,
- odległość między sadzonkami w rzędzie: 1,0 m,
- liczba sadzonek na uprawie (szt./1 ha): Db – 1 800, Gb – 1 800, So – 3 600,
- skład gatunkowy uprawy: 50 So 25 Db 25 Gb (rys. 3).

Rys. 3. Schemat rozmieszczenia drzew na uprawie i w starszym drzewostanie



W podanym przykładzie sosna stanowiła domieszkę pomocniczą, pełniąc rolę podgonu oraz zapewniając odpowiednie zwarcie w młodszym drzewostanie, po czym wraz z wiekiem była stopniowo redukowana. W efekcie uzyskano drzewostan pokazany na zdjęciu (fot. 13), który obecnie uznany może być za siedlisko grądu.

Jak pokazują udokumentowane przez Andrzejczyka przykłady, drzewostany dębowe z udziałem gatunków pielęgnacyjnych mogą powstawać poprzez:

- jednoczesne zakładanie upraw z docelowym gatunkiem pielęgnacyjnym (grab),
- zakładanie upraw dębowych z udziałem czasowej domieszki pomocniczej (sosny lub świerka) i jej późniejszą wymianą na docelowy gatunek pielęgnacyjny (grab, buk, lipa),
- zakładanie litych upraw dębowych o zwiększonej odległości między rzędami (ok. 2 m) i późniejsze (od fazy młodnika do drągownicy) wprowadzenie gatunku pielęgnacyjnego, przy czym we wszystkich rozwiązaniach stosowano rzędową formę zmieszania gatunków, przy dużej odległości (2–5 m) między rzędami dębu, co pozwala na wydajne zmniejszenie (50% lub

więcej) zapotrzebowania na materiał sadzeniowy dębu. Osiągnięcie założonego celu hodowlanego zależało jednak zawsze od konsekwentnej realizacji przyjętej koncepcji hodowlanej oraz prawidłowej pielęgnacji dębu na każdym etapie jego rozwoju.

Podany przez Andrzejczyka sposób postępowania nie dotyczy jednak wyłącznie kwestii hodowlanych. W większym stopniu należy go traktować jako realizację zamierzonego celu, przy wykorzystaniu niekonwencjonalnych, jak na obecne czasy, technik kształtowania składu gatunkowego drzewostanu oraz ich pielęgnacji. Trudno byłoby dziś formalnie zaakceptować zarówno przez samych leśników, jak i pozostałych przyrodników, wysoki udział sosny w składzie gatunkowym uprawy na siedlisku lasu świeżego, choć gatunek ten w opisanym przykładzie miał do spełnienia ściśle określoną rolę. Trudno byłoby także zaakceptować udział sosny, nie tylko z uwagi na niezgodność z siedliskiem, jaką dawałby drzewostan o składzie sosnowo-dębowym w młodszym drzewostanie, ale także z uwagi na podejście do sosny jako gatunku obcego ekologicznie, w ekosystemach, które ostatecznie, za sprawą człowieka, nabrały cech grądów.

ROZDZIAŁ 8

Natura 2000 a „mała retencja”

Retencja oznacza zdolność do zatrzymywania wody, wilgoci, przy czym zdolnością taką odznacza się sam las. „Mała retencja” jest natomiast pojęciem odnoszącym się do działań związanych z zatrzymaniem, przy zastosowaniu rozmaitych zabiegów, jak największej ilości wody w jej powierzchniowym i przypowierzchniowym obiegu, do czego prowadzą różnego rodzaju zabiegi: techniczne (małe zbiorniki wodne, jazy, zastawki itp.), jak również nietechniczne (zalesienia, zadrzewienia, roślinne pasy ochronne, ochrona oczek wodnych, stawów wiejskich, mokradeł itp.), prowadzące do spowolnienia lub powstrzymania wody przy jednoczesnym odtwarzaniu naturalnego krajobrazu. W tym procesie „ratowania wody” coraz większą rolę spełniają Lasy Państwowe (Rakiel-Czarnecka 2004). Sztuką prowadzenia takich działań jest jednak to, by tworząc zbiorniki wodne, czy budując zastawki nie wywołać jednocześnie szkody w środowisku. Stąd też rozdział o małej retencji w kontekście Natury 2000.

Ryzyko wywołania szkody jest ostatnio minimalizowane wymogiem przeprowadzenia oceny oddziaływania projektowanej inwestycji na środowisko przed jej rozpoczęciem. Ocena taka pozwala nie tylko uniknąć, czy zminimalizować straty przyrodnicze, ale także pozwala na powstrzymanie się od działań tam, gdzie mogą się one w ostateczności okazać nie tylko przyrodniczo nieuzasadnione, ale także nieopłacalne.

Do budowy zbiorników wodnych wybiera się zazwyczaj lokalne zagłębienia terenu, które albo gwarantują płytszą obecność wód gruntowych, które miałyby taki zbiornik zasilać, albo miałyby zatrzymywać wody opadowe. Należy jednak zwrócić uwagę, że nie każde zagłębienie do takich działań się nadaje. Zdecydowanie należy się powstrzymać z budową zbiornika wodnego tam, gdzie wiązałoby się to z wybraniem torfu. W takiej sytuacji samo torfowisko działa retencyjnie, wykorzystując zdolność torfu do pochłaniania i zatrzymywania wód opadowych, natomiast wybranie torfu może stosunki wodne tylko pogorszyć, nie mówiąc już o utracie siedliska przyrodniczego, którym zawsze jest torfowisko wysokie lub przejściowe, a często także i niskie. Zdecydowanie też nie należy lokalizować zbiorników tam, gdzie spowodowałyby one zalanie „naturowego” siedliska przyrodniczego bądź stanowisk gatunków chronionych. Nie wystarczy przy tym opierać się na wynikach posiadanej inwentaryzacji przyrodniczej – ujęcie w niej siedlisk nieleśnych jest jeszcze dalekie od kompletności. Słabo rozpoznawane w inwentaryzacji były np. torfowiska alkaliczne 7230, często występujące w miejscach dogodnych do wykonania zbiornika małej retencji.

W innym przypadku utworzenie zbiornika może być nieracjonalne, gdy podłoże jest przepuszczalne, a poziom wód gruntowych bardzo głęboki. W takiej sytuacji lepiej odstąpić od inwestycji, zachowując łąkę pełniącą inne funkcje przyrodnicze, niekoniecznie tylko „naturowe”.



Fot. 14. Obszar typowany pod budowę zbiornika wodnego (fot. P. Rutkowski)

Poniżej podano przykłady oceny oddziaływania na środowisko projektowanej budowy zbiornika lub zastawki, przed podjęciem decyzji o ich realizacji.

Przykład 1. Nadleśnictwo Tuczo, leśnictwo Łowiska. Planowana budowa zbiornika wodnego

Jako miejsce projektowanej inwestycji wytypowano lokalne zagłębienie, które podczas inwentaryzacji przyrodniczej nie zostało zaliczone do żadnego z siedlisk przyrodniczych wymagających ochrony w ramach sieci Natura 2000 (fot. 14).

Analiza podłoża wykazała glebę o składzie mechanicznym piasków gliniastych podścielonych, do głębokości 250 cm, piaskiem luźnym, w tym na głębokości 90 do 160 cm piaskiem luźnym żwirowatym, co powoduje, że na ok. 30-centymetrowej wierzchniej warstwie piasków gliniastych okresowo (głównie wczesną wiosną) może stagnować woda roztopowa i opadowa, ale woda ta przesiąkać będzie w głąb podłoża, przez co siedlisko szybko staje się suche (fot. 15). Potwierdza to szata roślinna, która pomimo, iż teren stanowi wyraźną nieckę, nie wykazuje obecności gatunków higrofilnych.



Fot. 15. Sucha, mineralna gleba w miejscu planowanej inwestycji (fot. P. Rutkowski)

Siedlisko to jest jednak ostoją licznych gatunków zwierząt, m.in. motyli (fot. 16–21).



Fot. 16. Rusałka ceik (fot. P. Rutkowski)



Fot. 17. Rusałka kratnik (fot. P. Rutkowski)



Fot. 18. Perłowiec malinowiec (samiec) (fot. P. Rutkowski)



Fot. 19. Perłowiec malinowiec (samica) (fot. P. Rutkowski)



Fot. 20. Polowiec szachownica (fot. P. Rutkowski)



Fot. 21. Dostojka selene (fot. P. Rutkowski)

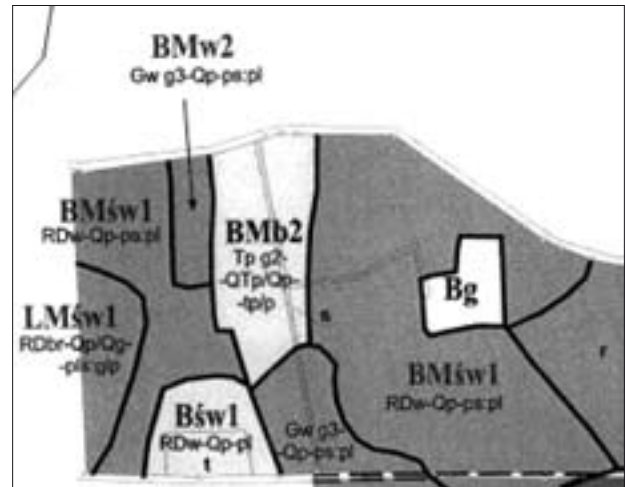
W efekcie przeprowadzonej oceny od budowy zbiornika odstąpiono.

Przykład 2. Nadleśnictwo Tuczo, leśnictwo Rzczyca. Planowana budowa zbiornika wodnego

Jako miejsce projektowanej inwestycji wytypowano pododdziały będące zagłębieniami terenowymi wypełnionymi w przeszłości osadami organicznymi spoczywającymi na podłożu piaszczystym.

W stosunku do danych z 2001 r. analiza gleb wykonana w 2008 r. wykazała znaczne odwodnienie siedlisk. W 2001 r. gleby opisane zostały jako torf przejściowy na podłożu piasków lodowcowych (rys. 4 – QTp/Qp), natomiast do 2008 r. torf uległ niemal całkowitej mineralizacji i obecnie są to gleby mineralno-murszowe (rys. 5, punkt nr 1, fot. 23) lub murszaste (rys. 5, punkt 2, fot. 24). Przed podjęciem decyzji o budowie zbiorni-

ka należało to jednak sprawdzić, bo gdyby gleba nadal miała postać torfu przejściowego, to powinno to być jedno z siedlisk przyrodniczych. W takiej sytuacji utworzenie zbiornika powinno być niedopuszczalne.



Rys. 4. Fragment mapy typów siedliskowych lasu z siedliskiem opisanym jako bór mieszany bagienny (BMB2) – miejscem potencjalnej inwestycji

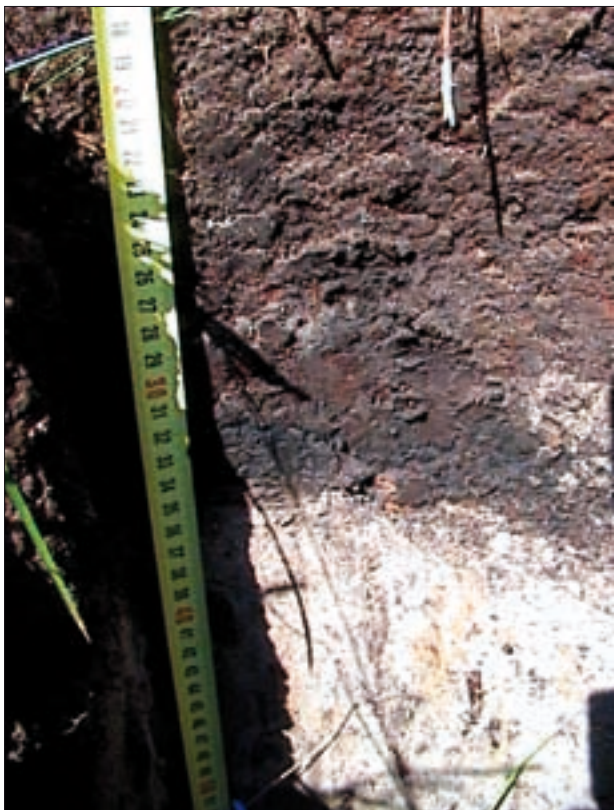
Punkty badań przedstawiono na rys. 5, a wyniki analizy glebowej na fotografiach 23 i 24.



Rys. 5. Szkic sytuacyjny z naniesionymi punktami badań glebowych (1-3), opisem typów i podtypów gleb (MRm – gleba mineralno-murszowa, MRms – gleba murszasta, Mt – gleba torfowo-murszowa) oraz aktualnym stanem siedliska (Bg – bagno)



Fot. 22. Obszar typowany pod budowę zbiornika wodnego, pokryty głównie śmiałkiem darniowym (fot. P. Rutkowski)



Fot. 23. Profil nr 1 (89n). Gleba mineralno-murszowa (MRm)

Głębokość (cm)	Skład mech.	pH
0-20	mursz	6,32
20-35	mursz	
35-55	piasek luźny	
55-80	pył gliniasty	
80-90	piasek luźny	
90-150	piasek luźny, żwirowaty	6,03

woda gruntowa
na głębokości 105 cm

Data: 01.08.20008



Fot. 24. Profil nr 2 (89n). Gleba murszasta (MRms)

Głębokość (cm)	Skład mech.	pH
0-17	piasek słabo gliniasty z domieszką murszu	6,15
17-24	piasek luźny wymieszany z piaskiem z dom. murszu	
24-95	piasek luźny	
95-130	piasek słabo gliniasty żwirowaty	

woda gruntowa
na głębokości 115 cm

Data: 01.08.20008

Po przeprowadzeniu analiz glebowych oraz po analizie szaty roślinnej wykluczono możliwość uznania danej powierzchni za siedlisko przyrodnicze. Nie

stwierdzono przy tym stanowisk roślin wymagających ochrony. Podczas inwentaryzacji faunistycznej zwrócono jedynie uwagę na stanowisko podlegające ochro-



Fot. 25. Tygrzyk paskowany w pododdziale 89n
(fot. P. Rutkowski)



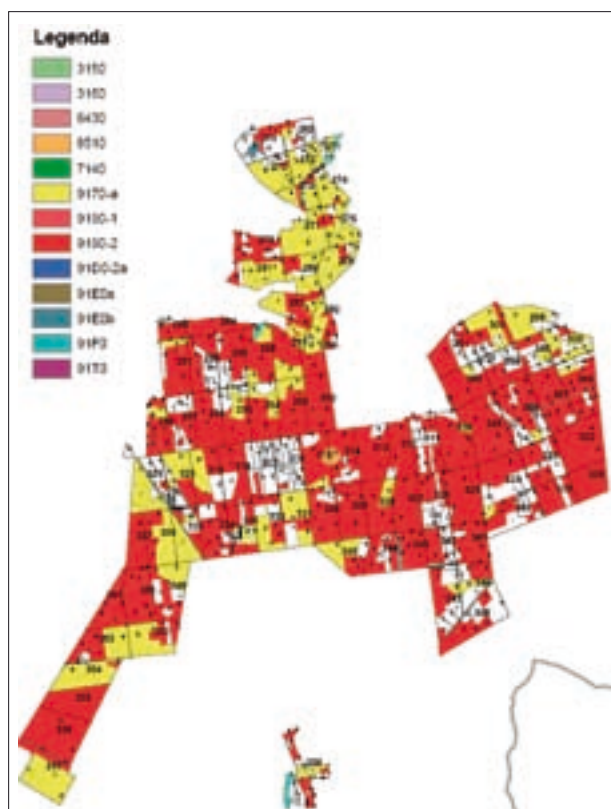
Rys. 6. Lokalizacja stanowiska tygrzyka
(gwiazdka w 89n)

nie pająka (fot. 25, rys. 6), które wymagałoby takiego planu prac związanych z budową zbiornika, by nie uległo ono zniszczeniu. Ponadto poziom wód gruntowych (w przedziale od 105 do 115 cm) daje szansę na utrzymywanie się wody w zbiorniku i jednocześnie budowa zbiornika nie powinna wpłynąć negatywnie na otoczenie, którym są młodniki sosnowe wymagające zresztą przebudowy. W takiej sytuacji budowę zbiornika wodnego uznano za dopuszczalną.

Powyższy przykład ilustruje jednak zarazem, że działania lub brak działań, w tym wypadku niezależnych od nadleśnictwa w latach 2001–2008 doprowadziły do zniszczenia torfowiska i prawdopodobnie naturalnego siedliska przyrodniczego. Gdyby taka sytuacja miała miejsce obecnie, to musiałaby być oceniona jako naruszenie obowiązków wynikających z dyrektywy. Wówczas skutkowałaby ona obowiązkiem odtworzenia torfowiska, a nie możliwością lokalizacji zbiornika retencyjnego.

Przykład 3. Nadleśnictwo Piaski, leśnictwo Siedlec. Planowane utworzenie zastawek na rowach melioracyjnych

Obszar, w którym planowano budowę zastawek, jest częścią Płyty Krotoszyńskiej i porośnięty głównie lasami dębowymi, o wyjątkowo, pod względem przyrodniczym, cennym charakterze. Jest on też wyznaczony jako kluczowy w tej części Polski dla ochrony kwaśnych dąbrów (w tym dąbrów trzęślicowych). Obejmuje rozległy kompleks zbiorowisk znajdujących się na liście siedlisk przyrodniczych podlegających ochronie w ramach sieci Natura 2000 [(grądów środkowoeuropejskich – 9170 i kwaśnych dąbrów – 9190) – rys. 7] oraz liczne występowanie chronionych i rzadkich gatunków roślin (rys. 8).



Rys. 7. Mapa obszaru objętego przykładem (Nadleśnictwo Piaski, leśnictwo Siedlec), z naniesionym występowaniem siedlisk przyrodniczych podlegających ochronie w ramach sieci Natura 2000, wygenerowana z zasobów RDLP w Poznaniu, uzyskanych na podstawie inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych, przeprowadzonej w Lasach Państwowych w latach 2006–2007. Legenda z kodami siedlisk, przedstawiona na rysunku, dotyczy całego Nadleśnictwa Piaski



Rys. 8. Mapa terenu objętego przykładem z naniesionymi stanowiskami rzadkich i chronionych gatunków roślin

W takiej sytuacji należało zwrócić uwagę na następujące konsekwencje budowy zastawek:

1. Gliniaste podłoże czerpie wilgoć z opadów i roztopów. Zatrzymanie procesu szybkiego odpływu wód opadowych i roztopowych pozwala glinom bardziej nasycić się wodą w okresie wczesnowiosennym, a to z kolei zapewnia wilgotność podłoża nawet przy dłuższej utrzymujących się suszach

wiosennych i letnich, poprawiając tym samym żywotność drzewostanów, a także udatność upraw, które na niedobór wody w okresie wiosennym są szczególnie wrażliwe.

2. Jeden z rowów, na którym projektowane jest utworzenie zastawek, istnieje od ponad 100 lat i jest to na tyle długi czas, że mogło dojść do ustalenia nowej równowagi ekologicznej. Jej przejawem może być m.in. przekształcanie się części gleb opadowoglejowych w gleby, w których zachodzi proces brunatnienia. Ponowne zwiększenie uwilgotnienia gleb może ten proces odwrócić.
3. Dłuższe utrzymywanie wody w rowach melioracyjnych może wprawdzie poprawić stan zdrowotny drzewostanów (choć nie musi), ale może też mieć wpływ na przekształcanie się zbiorowisk roślinnych, w których może wystąpić proces ustępowania grądów (fot. 26) na rzecz dąbrów trzęślicowych (fot. 27). Oba zbiorowiska należą wprawdzie do cennych przyrodniczo siedlisk chronionych w ramach sieci Natura 2000, ale zwiększenie areалу dąbrowy trzęślicowej może ograniczyć naturalne odnawianie się lasu, z uwagi na zadarnienie gleby, jakie jest związane ze stuprocentową pokrywą trzęślicy modrej.
4. Ustępowanie grądów na rzecz dąbrów trzęślicowych może przyczynić się do zaniku stanowisk brekinii, lilii złotogłów, kruszczyka szerokolistnego.
5. Szczególne znaczenie może mieć budowa zastawki w pobliżu stanowiska mieczyka dachówkowatego (fot. 28) – temu gatunkowi prawdopodobnie odpowiadałaby dąbrowa trzęślicowa, choć sama inwestycja może zniszczyć siedlisko gatunku.
6. Budowie zastawek może towarzyszyć odtworzenie (oczyszczenie) rowu, na którym te zastawki miały być budowane – a to działanie również może mieć znaczące oddziaływanie na siedliska przyrodnicze i gatunki. Oddziaływanie musi być analizowane łącznie.



Fot. 26. Grąd środkowoeuropejski (9170) w Nadleśnictwie Piaski (fot. P. Rutkowski)



Fot. 27. Dąbrowa trzęślicowa (9190) w Nadleśnictwie Piaski (fot. P. Rutkowski)



Fot. 28. Mieczyk dachówkowy (fot. P. Rutkowski)

W opisanym przykładzie liczba i rozmieszczenie zastawek, a przede wszystkim cel, jaki chce się osiągnąć, wymaga więc dość szerokiej analizy. Powinna ona zostać zrealizowana w trybie tzw. oceny oddziaływania inwestycji na obszar Natura 2000 (zob. dalej).

Szczególnym przypadkiem zależności pomiędzy Naturą 2000 a małą retencją jest działalność bobrów (*Castor fiber*), które (same będąc gatunkami „naturowymi”) mogą przekształcić chroniony w sieci Natura 2000 łęg jesionowo-olszowy (91E0) w rozlewisko, prowadząc do zamarcia drzewostanu (fot. 29). W przedstawionej na zdjęciu sytuacji doszło wpraw-

dzie do zaniku jednego z siedlisk przyrodniczych, ale w zamian powstała ostoja dla gatunków nie tylko „naturowych”, takich jak bóbr europejski czy czapla siwa (*Ardea cinerea*), potencjalnie może także traszki grzebieniastej, czy kumaka nizinnego, ale także szeregu innych (głównie podlegających w Polsce ochronie płazów). Nawet w proponowanych kryteriach oceny stanu siedliska przyrodniczego łęgu (Instytut Ochrony Przyrody 2008) założono tolerancję dla podtopień powodowanych przez bobry. Działalność bobrów można więc oceniać nie tylko pod kątem małej retencji, ale także z uwagi na ich wpływ na inne gatunki zwierząt.



Fot. 29. Nadleśnictwo Piaski. Martwe olsze na rozlewisku utworzonym w wyniku działalności bobrów (fot. P. Rutkowski)

Podsumowując, należy wskazać działania, które niosą szczególne ryzyko związane z oddziaływaniem na siedliska, a zwłaszcza na gatunki podlegające ochronie. Należą do nich np.:

- wszystkie przegrody na ciekach – nawet drobnych – o naturalnym lub zbliżonym do naturalnego charakterze,
- wszelkie regulacje cieków,
- wszystkie piętrzenia na ciekach, które mogłyby utrudnić migrację organizmów wodnych,

- piętrzenie wody wypływającej z warstw podziemnych,
- wszelkie piętrzenia w miejscach wypływów, wysięków i źródeł,
- kopanie zbiorników w torfie lub zalewanie powierzchni z torfem, w szczególności w torfach przejściowych lub wysokich,
- wszystkie przedsięwzięcia związane z oczyszczaniem starych rowów (nie mówiąc już o kopaniu nowych).

Z uwagi na to planuje się, by obowiązek uzyskania decyzji środowiskowej dotyczył na obszarach ochrony przyrody wszelkich piętrzeń wody, a poza obszarami chronionymi – piętrzeń > 1 m wysokości. Niezależnie od tego każde takie przedsięwzięcie w obszarze Natura 2000, lub w jego pobliżu, wymaga uzgodnienia z Regionalną Dyрекcją Ochrony Środowiska, w zakresie oddziaływania na Naturę 2000.

ROZDZIAŁ 9

Natura 2000 a ochrona lasu

Działania podejmowane w ramach ochrony lasu mogą z jednej strony przyczyniać się do zachowania lasu rozumianego także jako leśne siedliska przyrodnicze, ale z drugiej strony ich wykonanie może znacząco wpływać na stan siedlisk przyrodniczych, a przede wszystkim stan siedlisk gatunków. Dlatego działania te na obszarach Natura 2000 mogą budzić kontrowersje. Przykładami takich sytuacji mogą być np. następujące dylematy:

1. **Zwalczać kornika w Puszczy Białowieskiej czy nie zwalczać?** Przeciwnicy zwalczania twierdzą, że wraz z kornikiem nieuchronnie są zwalczane gatunki naturalne (dzięcioł trójpalczasty oraz kilka gatunków „naturalnych” owadów podkorytowych). Zwolennicy zwalczania twierdzą, że bez zwalczania zginie świerk i związane z nim gatunki naturalne. Co prawda, tezę zwolenników zwalczania falsyfikuje przykład Rezerwatu Ścisłego Białowieskiego Parku Narodowego, w którym konsekwentnie zwalczania kornika się nie prowadzi, i choć od 1936 r. obserwuje się (w skali podobnej, jak w całej reszcie puszczy) ustępowanie świerka, m. in. w wyniku kilku gradacji kornika, to nie obserwuje się żadnej związanej z tym faktem straty w różnorodności biologicznej, a stan ochrony populacji gatunków „naturalnych”, w tym tych „świerkolubnych” uznaje się za doskonały. Zwolennicy zwalczania twierdzą też, że ewentualnie pozostawione bez zwalczania strefy i obszary stanowią zagrożenie dla sąsiednich lasów, w których korniki się zwalczą. Z kolei przeciwnicy zwalczania przedstawiają wyniki badań, zgodnie z którymi kornik leci raczej do, niż od rezerwatów ścisłych, a mimo to dynamika gradacji w rezerwacie ścisłym i w lesie gospodarczym okazuje się podobna, niezależna od zwalczania. W Puszczy Białowieskiej w 2005 r. sporządzono pilotażowy projekt planu ochrony Natura 2000, w którym sprawę tę rozwiązano, stosując strefowanie. Zaproponowano by park narodowy, rezerwat przyrody i kilka dodatkowych wskazanych

powierzchni kluczowych dla gatunków naturalnych wrażliwych na walkę z kornikiem stało się „strefą bez zwalczania kornika”, a na reszcie obszaru by walka z kornikiem była możliwa.

2. **Świerk, kornik i dzięcioł trójpalczasty w Beskidach.** W ostatnich latach doszło do masowego rozpadu świerczyn w Beskidach. W następstwie tego, w rozpadających się świerczynach mamy bardzo dobry stan populacji dzięcioła trójpalczastego (przedmiot ochrony w obszarach Natura 2000). Być może jednak jest to tylko efemeryczny pik jego liczebności, związany z fazą masowego rozpadu? Istnienie dzięcioła zależy od istnienia świerczyn. Jak w długiej perspektywie czasowej podejść do ochrony tego gatunku i świerczyn będących jego biotopem? Typowa gospodarcza świerczyna będąca „we właściwym stanie sanitarnym” dla dzięcioła trójpalczastego nie jest „siedliskiem we właściwym stanie ochrony” i jest dla tego gatunku prawie bezużyteczna. Problem gradacji korników i związanej z tym ochrony np. dzięcioła trójpalczastego warto poszerzyć o przykład dotyczący Lasu Bawarskiego i Szumawy. Park Narodowy Lasu Bawarskiego (24 200 ha) i Park Narodowy Szumawa to przylegające do siebie parki narodowe, leżące po obu stronach niemiecko-czeskiej granicy. Oba parki narodowe są zarazem obszarami Natura 2000. W szacie leśnej obu parków dominują górskie bory świerkowe (siedlisko przyrodnicze 9410), górskie buczyny (9110) z dużym udziałem świerka i drzewostany świerkowe, częściowo sztucznego pochodzenia. Do niedawna te parki narodowe były przykładem zróżnicowanego podejścia do gradacji kornika na obszarach chronionych. W Parku Narodowym Las Bawarski przyjęto zasadę nieingerowania w naturalne procesy i dopuszczono do rozwoju gradacji. Spowodowało to zamarcie drzewostanów na znacznych powierzchniach. W Parku Narodowym

wym Szumawa zwalczano kornika tradycyjnymi metodami, co spowolniło gradację, ale doprowadziło do wylesienia znacznych powierzchni.

Badania wykazały (Svoboda 2009), że przy zastosowaniu „podejścia bawarskiego” (tj. nieingerowaniu w przebieg gradacji) gniazda kornikowe rozszerzały się na sąsiednie drzewostany – wystąpił więc negatywny wpływ na sąsiadujące świerczyny, lecz miał on miejsce tylko w krótkiej perspektywie czasowej. Doszło do dość szybkiego odnowienia pod martwymi drzewami. Nie ucierpiała flora i roślinność leśna, zachowane zostały właściwości gleby. Powstały znaczne zasoby rozkładającego się drewna, wykorzystane przez organizmy ksylobiontyczne (Müller 2009). Nie doszło do strat w różnorodności biologicznej Parku. Nie wystąpiła erozja gleby ani uszkodzenie torfowisk górskich.

Natomiast przy zastosowaniu „podejścia czeskiego” (zwalczanie kornika) konieczne było masowe sztuczne odnowienie. Odnotowano też istotny negatywny wpływ na różnorodność biologiczną, śródleśne i leśne torfowiska, gleby i roślinność runa. Zwalczanie kornika wywarło krótkookresowo pozytywny wpływ na sąsiednie drzewostany, ale wskutek licznych wyciętych w wyniku zwalczania kornika gniazd okazały się one zupełnie nieodporne na wiatry (tu duże straty spowodował huragan Cyryl). Jediną korzyścią w długoterminowej perspektywie był ekonomiczny efekt sprzedaży drewna.

Można więc stwierdzić, że według kryterium „właściwego stanu ochrony” siedlisk przyrodniczych Natura 2000 zdecydowanie korzystniejsze okazało się podejście bawarskie. Dlatego też w 2007 r. przyjęto wspólny sposób ochrony obu parków, w większym stopniu nawiązujący do modelu bawarskiego. Wspólnie wyznaczono dużą „strefę rdzeniową” obu parków, uzgadniając, że będzie ona podlegać ochronie ścisłej. Takie podejście jest też w pełni zgodne z wymogami ochrony obszarów Natura 2000. Oba parki razem promują się obecnie hasłem „Dzikie serce Europy” (*Wild heart of Europe*).

3. **Zamieranie jesionu a siedlisko łągu jesionowego (91E0)**, które jako problem można przedstawić pytaniem: wycinać masowo zamierające jesiony, czy nie? Takie cięcia sanitarne przybierają w praktyce formę zrębu zupełnego. Odnowienie takich powierzchni olszą wcale nie odtwarza zniszczonego w ten sposób siedliska przyrodniczego – znane

są przykłady, w których różnorodność florystyczna runa jest związana właśnie z drzewostanem jesionowym, a w młodniku olszowym różnorodność ta drastycznie spada i w starym drzewostanie olchowym się już nie odtwarza. W zasadzie wybór pozostaje taki: albo siedlisko przyrodnicze dramatycznie pogorszy swój stan wskutek masowego zamierania jesionu, albo my ten stan drastycznie pogorszymy wycinając jesiony. Wiemy jednocześnie, że usuwanie zamierających jesionów zamierania kolejnych drzew nie powstrzymuje – to nie jest sposób na zatrzymanie choroby. Czy można zatem zminimalizować straty dla siedliska przyrodniczego (np. starać się rozciągnąć proces jak najdłużej w czasie, i jak najbardziej zróżnicować mozaikę gatunków w odnowieniach, z udziałem wiązu, klonu, wierzby)? Czy może, mimo zamierania, próbować wprowadzać jesion spodziewając się przy tym minimalnej efektywności? I jak postępować, gdy to wszystko dzieje się w SOO, w którym przedmiotem ochrony jest przeplatka maturalna, rozwijająca się na jesionie i z nim nieodłącznie związana?

4. **Gradacja opiętka w drzewostanach dębowych**, z problemem podobnego typu co w poprzednim przykładzie, czyli wycinać czy nie wycinać dęby zasiedlone przez opiętka? Zwolennicy wycinania twierdzą, że to jedyny sposób przeciwdziałania gradacji, więc trzeba wycinać, by nie stracić wszystkich drzewostanów dębowych. Przeciwnicy wycinania twierdzą, że nie ma żadnych dowodów na skuteczność hamowania zamierania dębów przez usuwanie drzew z opiętkiem – że zwalcza się objaw, a nie pierwotną przyczynę zamierania dębów. Z punktu widzenia siedliska naturalnego zamieranie dębów w grądzie niekoniecznie jest klęską dla grądu jako ekosystemu (zwłaszcza że martwe drewno dębowe jest cennym elementem). Z punktu widzenia gospodarki leśnej zamieranie dębów oznacza jednak likwidację „gospodarczo optymalnej” postaci grądu. Dodatkowo, usuwanie zamierających dębów jest „działaniem wysokiego ryzyka” z punktu widzenia Natury 2000, bo owady naturalne często właśnie zamierające dęby preferują. Przykładowo, zwalczanie opiętka w Starodrzewie Szyndzielskim miało negatywny wpływ na zgniotka cynobrowego, a w Lasach Barcickich na siedlisko jelonka rogacza. Tego ostatniego przypadku może można było uniknąć lub zminimalizować skutki, bo jelonek może korzystać również z wy-

sokich, rozkładających się pniaków dębowych, więc można było zrobić dla niego siedliska zastępcze – tzw. mielerze jelonkowe.

5. Zwalczać chrabąszcze, które mogą stanowić kluczowy pokarm dla niektórych naturalnych gatunków ptaków, czy nie?

We wszystkich wyżej wymienionych przykładach na dylematy czysto przyrodnicze nakłada się nieuchronnie dylemat ekonomiczny. Wycięcie zamierzających drzew to określone pozyskanie i zysk ze sprzedaży drewna. Gdy tego nie zrobimy, surowiec się zdeprecjonuje. Ale wycięcie tych drzew to zarazem zmarnowanie niepowtarzalnej okazji na

odtworzenie właściwego poziomu zasobów rozkładającego się drewna w ekosystemie.

Nie można tu podać żadnych uniwersalnych recept – każda sytuacja wymaga indywidualnej analizy. W odróżnieniu od dotychczasowych przyzwyczajęń, analiza ta musi być przeprowadzona nie tylko z punktu widzenia dobra drzewostanu, ale również z punktu widzenia parametrów i wskaźników stanu ochrony siedliska przyrodniczego oraz z punktu widzenia chronionych gatunków i ich siedliska. Ochrona lasu staje się nie tylko ochroną drzewostanów, ale musi wdrożyć również pierwiastek ochrony „naturalnych” gatunków i siedlisk przyrodniczych.

ROZDZIAŁ 9A

Natura 2000 a ochrona przeciwpożarowa

Infrastruktura przeciwpożarowa (np. drogi pożarowe, punkty czerpania wody) może podlegać procedurom ocenowym i obowiązującym w Naturze 2000 regułom dopuszczalności. Przeciwpożarowy charakter drogi czy punktu czerpania wody nie upoważnia jeszcze do kwalifikacji przedsięwzięcia jako „wynikającego z koniecznych przyczyn nadrzędnego interesu publicznego”. W większości przypadków nie należy spodziewać się konfliktów, ale pewne ich pola są możliwe, na przykład tam, gdzie:

- punkt czerpania wody z okolonym płem jeziorom dystroficznym może to pło niszczyć,
- utwardzenie podjazdu do lustra wody uszkadza torfowisko,
- odmulenie zbiornika wodnego negatywnie wpływa na siedlisko przyrodnicze lub na gatunki,
- stworzenie zbiornika przeciwpożarowego przez piętrzenie lub wykopanie niszczy cenne siedlisko przyrodnicze,
- droga pożarowa fragmentująca płat cennych siedlisk przyrodniczych zaburza warunki wodne albo wpływa niekorzystnie na gatunki,
- przydrożny pas przeciwpożarowy niszczy np. stanowisko sasanki albo płat wrzosowiska łącznicowego.

Szczególną uwagę należy poświęcić tzw. oczkom wodnym – naturalnym lub sztucznym zbiornikom, wykorzystywanym jako zbiorniki przeciwpożarowe. Zdarza się, że są to miejsca rozrodu gatunków naturalnych (kumaka nizinnego, kumaka górskiego, traszki grzebieniastej), a z europejskich dyrektyw przyrodniczych wynikają w takich sytuacjach pewne reguły ochronności, które mogą mieć znaczenie przy odtwarzaniu i konserwacji zbiorników. Co więcej, nie są one zależne od faktu, czy takie oczko zostało wyznaczone jako ostoja „naturalna”, czy nie. Przepisy te dotyczą wszystkich oczek z tymi gatunkami na całym terenie (także poza obszarami Natura 2000). Co więcej, dotyczą nie tylko „naturalnych” kumaków (nizinnego i górskiego) i traszki grzebieniastej, ale również: rzekotki drzewnej, żaby moczarowej, żaby jeziorowej, ropuchy zielonej, ropuchy paskówki i grzebiuszki ziemnej. Miejsc rozrodu tych gatunków płazów nie można nawet nieumyślnie niszczyć ani uszkadzać (tj. pogarszać ich stanu z punktu widzenia wymienionych płazów). Jak jednak postępować, jeśli każdy wybudowany zbiornik przeciwpożarowy przyciąga płazy, zwłaszcza w obszarach ubogich w naturalne zbiorniki wodne?

ROZDZIAŁ 10

Natura 2000 a gospodarka łowiecka

Cechą właściwego stanu siedliska przyrodniczego powinna być dynamiczna równowaga zachodzących w nim procesów ekologicznych, co w odniesieniu do leśnych siedlisk przyrodniczych powinno się przejawiać m.in. zdolnością do naturalnej przemiany kolejnych pokoleń drzew leśnych. Ideałem byłaby równowaga pomiędzy bazą żerową, roślinożercami i mięsożercami, ale z uwagi na aktualną lesistość Polski, fragmentację kompleksów leśnych oraz inne czynniki, trudno na taką równowagę liczyć. W przypadku większości siedlisk leśnych równowaga ta jest zakłócona w wyniku nadmiernego przegęszczenia zwierząt łownych. Rozmiar szkód powodowanych w lesie przez sarny, daniela, jelenie, dziki czy też łosie, a także przez podlegającego ochronie żubra, jest często przedmiotem ostrych dyskusji. Gdyby je jednak mierzyć wysokością nakładów ponoszonych przez nadleśnictwa na grodzenie upraw i odnowień w celu ich zabezpieczenia przed zwierzyną leśną, to jest to rozmiar wysoki. Ma to dość istotne znaczenia w ochronie siedlisk przyrodniczych, wśród których dominują zbiorowiska lasów liściastych, czy też jodłowych, w których szkody te są najwyższe. Tam, gdzie bytują duże drapieżniki (wilk, ryś), można grodzenia upraw leśnych unikać, co pod kątem np. ochrony rysia jest nawet zalecane (Szmidt i in., 2007), ale tam, gdzie nie ma drapieżników regulujących stan zwierząt łownych, albo uprawy należy grodzić, albo liczbę roślinożerców zredukować. Chyba że „roślinożercą” jest przedmiot ochrony w obszarze Natura 2000, czyli żubr.

Z kolei tam, gdzie występują wilki i (lub) ryś, należy ograniczyć odstrzał kopytnych. Jak podają Jędrzejewski i Bereszyński, aby zapobiec gwałtownym spadkom populacji kopytnych w sytuacji, gdy w łowisku występują wilki i rysie, roczny plan pozyskania łowieckiego jeleni i saren nie może przekraczać 15% zimowego stanu populacji tych zwierząt. Tam, gdzie występują tylko wilki, a nie ma rysia, plan pozyskania jeleni może stanowić do 20, a saren do 25% zimowego stanu liczebności (Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny, T. 6. Gatunki zwierząt (z wyjątkiem ptaków), rozdział Wilk).

Lokalne ograniczenia polowania, wynikające z ochrony obszaru Natura 2000, mogą również dotyczyć miejsc o znaczeniu „ostojowym” dla ptaków, lub innych gatunków, o ile polowanie powodowałoby ich znaczące niepokojenie.

Jednym ze sposobów ochrony w obszarach Natura 2000 może być też powstrzymanie się od polowania w pewnych miejscach i utrzymywanie ich jako „stref spokoju” i ostoi zwierzyny tam, gdzie na przykład zwierzyna ma kluczowe znaczenie dla funkcjonowania pewnych siedlisk przyrodniczych.

Należy także zwrócić uwagę, że działania myśliwych nie ograniczają się tylko do polowań. Pozytywnym aspektem działań Polskiego Związku Łowieckiego mogą być efekty restytucji chronionych gatunków zwierząt, takich jak głuszc (*Tetrao urogallus*), czy cietrzew (*Tetrao tetrix*), stanowiąc dobry przykład nie tylko ochrony gatunkowej zwierząt, ale także powiązania jej z ochroną siedlisk przyrodniczych.

Należałoby natomiast zastanowić się nad dalszym rozprzestrzenianiem gatunków łownych, takich jak np. daniel (*Dama dama*), który wprowadził do Polski sprowadzony został już dość dawno, bo w XVII w., ale mimo wszystko jest gatunkiem obcym i w myśl art. 120 Ustawy o ochronie przyrody zabronione jest jego dalsze wprowadzanie do środowiska przyrodniczego (bez uzyskania zgody Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska). Można też dyskutować nad jego rolą w łowisku, gdzie jako gatunek aktywny w dzień i w nocy może niepokoić np. jelenie i sarny, co w myśl punktu drugiego ww. artykułu ustawy może zagrażać gatunkom rodzimym, co jednocześnie oznacza, że nie powinien on być uwalniany do środowiska przyrodniczego np. z hodowli zagrodowych. I nie zmienia tego fakt, że czasami daniel jest istotnym źródłem pokarmu dla wilka, dla którego stanowi dość łatwą zdobycz. Poza tym jest to kolejny roślinożerca, przy i tak już licznej rzeszy amatorów siewek, sadzonek, bukwi i żołądzi.

Czy wobec tego należałoby stopniowo redukować populację daniela, tak jak próbuje się postępować z niecierpkim drobnokwiatowym, czy czeremchą

amerykańską? Trudno na to pytanie odpowiedzieć jednoznacznie. Faktyczną rolę daniela w środowisku przyrodniczym należy oceniać lokalnie, podejmując decyzje o jego wpływie na inne elementy ekosystemów leśnych i nieleśnych. Ocena taka powinna być brana pod uwagę przy wyznaczaniu kierunków i zadań dotyczących gospodarki łowieckiej, mieszczących się w obowiązkach planistycznych nakładanych na zarządzanie lasu. Warto przy tym podkreślić, że introdukcja, jaka ma miejsce w przypadku nie tylko daniela, ale także szeregu innych gatunków zwierząt i roślin, nie powinna być traktowana jako swoisty sposób wzbogacania różnorodności biologicznej. Należy przy tym pamiętać, że wprowadzanie gatunków obcych, które w przypadku uwolnienia do środowiska przyrodniczego mogą zagrozić rodzimym gatunkom lub siedliskom przyrodniczym wymaga zezwolenia Generalnej Dyrekcji Ochrony Środowiska (art. 120, ust. 2 Ustawy o ochronie przyrody).

W odniesieniu do celów ochrony w sieci Natura 2000 istotne oddziaływanie może mieć np. introdukcja (lub podtrzymywanie już istniejącej populacji) muflona na terenach górskich i podgórskich. Według specjalistów (Szczęśniak, 2009) gatunek ten całkowicie wyniszcza unikatowe naskalne siedliska przyrodnicze, będące przedmiotami ochrony w sieci Natura 2000.

W odniesieniu do siedlisk przyrodniczych pewne wątpliwości mogą też budzić sposoby ochrony zwierząt łownych, poprzez jej dokarmianie. Paśniki (fot. 30) oraz rozrzucana w lesie karma dla zwierzyny (fot. 31) są bazą obcych dla ekosystemów leśnych gatunków roślin. Przyczyniają się też do lokalnej eutrofizacji siedliska, co może mieć znaczenie szczególnie dla np. borów chrobotkowych, nadmorskich borów bażynowych, czy sosnowych borów bagiennych, które z natury powinny być ubogie.

Warto również zwrócić uwagę na lokalizację poletek łowieckich. Dotychczas wykorzystywane w tym

celu były otwarte przestrzenie śródleśne, takie jak grunty orne, pastwiska lub łąki, będące deputatami rolnymi w posiadaniu nadleśnictwa. Zakładanie poletek łowieckich na gruntach ornych nie prowadzi do konfliktu z ochroną siedlisk przyrodniczych, choć może wpływać na pogorszenie stanu lub zanik siedlisk niektórych gatunków zwierząt. Istnieje natomiast duże prawdopodobieństwo, że zniszczeniu może ulec siedlisko przyrodnicze, przy zamianie w poletko łowieckie pastwiska (które może być murawą bliźniczkową), śródleśnej łąki, nie mówiąc już o torfowisku. Przed podjęciem takiej decyzji konieczna jest więc jej waloryzacja przyrodnicza, przy czym przyjmuje się za rzecz oczywistą, że na poletko łowieckie nie można zamienić łąki, czy innej otwartej powierzchni śródleśnej, która już za siedlisko przyrodnicze została uznana.

Ciekawym przykładem wpływu łowiectwa na gatunki Natura 2000 jest związek pomiędzy polowaniem na kaczki a ochroną rybitwy białowąsej. Gatunek ten buduje z roślin wodnych pływające gniazda, składając w nie jaja w terminie mocno rozciągniętym w czasie – od maja do połowy sierpnia. Końcówka lęgów może się więc zbiegać z sezonem polowania na kaczki (od 15 sierpnia), a wówczas może dochodzić do niszczenia lęgów podczas aportowania z wody zdobyczy przez psy myśliwskie. W przypadku stwierdzenia miejsc lęgowych rybitwy należy więc przesunąć termin polowań tak, by do takich sytuacji nie dochodziło.

Na koniec warto jeszcze przytoczyć sugestię Anderwalda (2007), by przy szkoleniach i egzaminach łowieckich położyć większy nacisk na wiedzę przyrodniczą. Wspomniany autor sugestię swą odnosi wprawdzie do przypadków zabijania przez kłusowników (może także przez myśliwych) ptaków szponiastych, to jednak sugestia ta z całą pewnością może dotyczyć szeregu innych kwestii związanych z Naturą 2000.



Fot. 30. Wokół paśników pojawiają się obce dla ekosystemów leśnych gatunki roślin (zboża, gatunki łąkowe, pokrzywa i inne) (fot. P. Rutkowski)



Fot. 31. Rozrzucana w lesie kukurydza (fot. P. Rutkowski)

ROZDZIAŁ 11

Inwestycje w lesie

Inwestycje i remonty podejmowane w ramach gospodarki leśnej – np. budowa drogi leśnej albo przebudowa istniejącej, wykopanie nowego albo odmulenie starego rowu, organizacja szkółki leśnej, pobór wody, budowa punktu czerpania wody, budowa obiektu małej retencji – podlegają takim samym zasadom związanym z siecią Natura 2000, jak wszystkie inne inwestycje. Zgodnie z prawem polskim i europejskim, jeżeli tylko potencjalnie możliwe jest znaczące negatywne oddziaływanie na przedmioty ochrony obszaru Natura 2000, to należy przeprowadzić specjalną ocenę, a inwestycja będzie możliwa tylko wtedy, gdy w wyniku tej oceny negatywne oddziaływanie zostanie wykluczone. Wyjątkowo, nawet mimo negatywnego oddziaływania na obszar Natura 2000, można zezwolić na inwestycję wynikającą z koniecznych przyczyn nadrzędnego interesu publicznego, o ile nie ma alternatyw i zapewni się adekwatną kompensację przyrodniczą. Leśnicy nie powinni się jednak nastawiać na korzystanie z tej możliwości – jest to długa i trudna droga, zarezerwowana dla naprawdę wyjątkowych przypadków. Jednak w Au-

starii zrealizowano w tym trybie inwestycję polegającą na budowie drogi leśnej wraz z zabezpieczeniem antylawinowym.

Przy ocenach oddziaływania na Naturę 2000 obowiązuje tzw. zasada przezorności – jeżeli są wątpliwości co do możliwości wystąpienia negatywnego oddziaływania planowanych działań na siedliska przyrodnicze lub gatunki roślin, czy też zwierząt, to ocenę trzeba wykonać, a jeżeli nie uda się rozwiać wątpliwości co do efektów planowanych inwestycji, to trzeba przyjąć, że mogą one być negatywne i wówczas należy odstąpić od przedsięwzięcia.

Jeżeli natomiast inwestycja zniszczy – niezależnie czy na obszarze Natura 2000, czy poza nim – „naturowe” gatunki lub siedliska przyrodnicze bez uprzedniego uzyskania stosownego pozwolenia na takie zniszczenie, to może być to zakwalifikowane jako tzw. szkoda w środowisku, pociągając za sobą obowiązek podjęcia działań zapobiegawczych, naprawczych i kompensujących powstałą szkodę.

ROZDZIAŁ 12

Zagadnienia do dyskusji

Szereg zagadnień dotyczących Natury 2000 będzie jeszcze długo budzić wątpliwości, stanowiąc pole do szerokiej dyskusji. Nie sposób wyliczyć je wszystkie. Zdając sobie jednak sprawę z niedosytu, jaki mogą mieć czytelnicy wobec licznych pytań postawionych w książce, przy niewielkiej liczbie odpowiedzi na te pytania, warto przytoczyć choć kilka przykładów, by wytłumaczyć, jak trudno o jednoznaczne, uniwersalne zalecenia dotyczące sposobu postępowania z siedliskami, czy też gatunkami „naturowymi”.

Przykład 1. Bory chrobotkowe (91T0)

Zgodnie z aktualnymi danymi Polska odpowiada za około 77% europejskich zasobów borów chrobotkowych w całej Unii Europejskiej i za 97% jego zasobów w regionie kontynentalnym. Spoczywa więc na naszych barkach szczególnie obowiązek zachowania tego siedliska przyrodniczego. Pomimo niezmiennych w zasadzie sposobów zagospodarowania zachodzi obecnie w Polsce szybki regres tego siedliska przyrodniczego, grożący nam jego zupełną utratą. Należy więc w pierwszej kolejności ustalić przyczyny tego stanu, a następnie wypracować metody ochrony tego siedliska. Problemy pojawiają się już jednak na etapie identyfikacji tego siedliska.

Bory chrobotkowe w typowej postaci to ekosystemy wyróżniające się stosunkowo niskim i rozrzedzonym drzewostanem sosnowym IV-V bonitacji, z charakterystyczną warstwą przyziemną, złożoną przede wszystkim z porostów, w tym głównie z licznych gatunków chrobotków. W praktyce są to zazwyczaj siedliska przyrodnicze dwojakiego rodzaju. Klasyczne bory chrobotkowe to siedliska odpowiadające borom suchym, wykształcone na nadmorskich i śródłądowych wydmach, w których niski wzrost i wolny przyrost sosny podyktowany jest skrajnie ubogimi warunkami siedliskowymi. Sosna w takich warunkach cechuje się drewnem wybitnie wąskosłojnym, mocno przeżywczonym, co zapewnia jej zazwyczaj znaczną odporność na czynniki biotyczne. Czynnikiem ten sprawia, że drzewostany sosnowe w borach chrobotkowych

potrafią rosnąć bez szczególnych oznak chorobowych znacznie dłużej, niż by to wynikało z przeciętnych wieków rębności przyjmowanych w Polsce dla sosny. Jednocześnie funkcja glebochronna, jaką pełnią bory chrobotkowe, stabilizując wydmy, sprawia, że drzewostany na borach suchych powinny się pozostawiać do naturalnej śmierci, wyłączając je z użytkowania. Należy się przy tym liczyć z tym, że nawet bardzo wiekowe drzewostany sosnowe w borach chrobotkowych nie będą się cechować większym udziałem drzew grubych, co w tym przypadku nie obniża wartości przyrodniczej siedliska. Z uwagi na skrajnie ubogie warunki siedliskowe w klasycznych borach chrobotkowych nie ma też praktycznie problemu neofityzacji, choć czasami zdarzają się jeszcze domieszki obcych gatunków sosen (sosna Banksa, sosna smołowa).

Odmienną charakterystyką cechuje się natomiast drugi, częstszy, z rodzajów borów chrobotkowych, którego obecność może być następstwem wielkopowierzchniowych zrębów zupełnych wykonywanych w przeszłości na leśnych gruntach piaszczystych. Niektóre płaty należy prawdopodobnie wiązać z historycznym pozyskiwaniem ściółki; inne mogą być etapem sukcesji pod nasadzeniami porolnymi. Są też przykłady borów chrobotkowych trwających w lasach prywatnych, czasem z prowadzonym wypasem krów i użytkowanych „rębnią płądrowniczą”. Zanikanie tego typu borów chrobotkowych może być konsekwencją czynników naturalnych, związanych z regeneracją siedliska po ustąpieniu zaburzeń, które utrzymywały go w określonym stanie. M. Węgrzyn (2008) proponuje dla tego typu ochronę czynną, bazującą na dawnych historycznych zwyczajach ludności na obszarach mocno zalesionych. Działalność ta, związana z grabieniem ściółki i wybieraniem drewna z lasu, przyczyniała się do ubożenia podłoża w borach sosnowych, a tym samym stwarzała dobre warunki do rozwoju runa chrobotkowego. Zgodnie z tą sugestią tam, gdzie zachowane są jeszcze fragmenty boru chrobotkowego, należałoby w celu ich ochrony wybierać całość drewna pozostałego po zabiegach hodowli lasu (np. jeśli była robiona

trzebież wczesna bądź późna, to należy całą drobnicę i grubiznę wybrać z powierzchni. W przyszłości te proste zabiegi w połączeniu z usuwaniem naturalnych odnowień sosnowych i dębowych przyczynią się do aktywnej ochrony tego siedliska „naturowego”.

Przytoczone tezy są z pewnością kontrowersyjne i jest w nich kilka luk, które wymagają uzupełnienia. Z jednej strony zakłada się, że do zachowania borów chrobotkowych przyczyni się usuwanie podrostów, co w odniesieniu do podrostów dębowych oznacza przyznanie się do tego, że siedlisko jest potencjalnie żyzniejsze, a więc działanie takie, prowadzące do degradacji siedliska leśnego, jest sprzeczne z dotychczasowymi zasadami hodowli lasu. Po drugie drzewostan musi się kiedyś odnowić, bo w przeciwnym razie przestanie istnieć, wraz z powiązaniem z nim borem chrobotkowym. Ale jak to zrobić, jeśli siedlisku 91T0, w jego zbyt żyznej postaci zagrażają zarówno podrosty sosny (z uwagi na zacielenie dna lasu, a tym samym zanik porostów), jak i przygotowanie gleby (poprzez mechaniczne zniszczenie pokrywy chrobotków)? Być może rozwiązaniem mogłyby być drobnomozaikowe odnowienia naturalne – odsłanianie nalotu i podrostu sosny pojawiającego się w lukach tak, by przekształcić strukturę wiekową drzewostanu w wielogeneracyjną, nie tracąc przy tym jego „chrobotkowego” charakteru. Tak właśnie we wschodniej Polsce funkcjonują niekiedy bory chrobotkowe w lasach prywatnych, użytkowanych płądrowniczo.

W „gospodarstwie zrębowym” bory chrobotkowe funkcjonowały dawniej „dynamicznie” – były niszczone przez zręb, a następnie odradzały się pod rosnącym drzewostanem. I takie funkcjonowanie byłoby w Naturze 2000 właściwe. Ale obecnie tak już nie jest. Aktualny zanik borów chrobotkowych polega na tym, że przestały się odtwarzać. Co najwyżej pojawia się faza chrobotkowa pod ok. 40-letnim drzewostanem, a następnie zanika w wyniku ekspansji traw, co świadczy o zbyt żyznym siedlisku jak na warunki naturalnego boru chrobotkowego. Strategia „gospodarować tak jak dotychczas” jest w takiej sytuacji na pewno niezgodna z wymogiem art. 6(1) i 6(2) dyrektywy siedliskowej. Jesteśmy jednak zobowiązani „coś zrobić, żeby bory chrobotkowe przestały ginąć”. Problem polega „tylko” na tym, że nie bardzo wiemy co.

Nie ma wątpliwości, że bory chrobotkowe związane z siedliskiem borów suchych (na wydmach i na piaskach eolicznych niezwydmionych) zaleca się wyłączyć z użytkowania gospodarczego, choć nie wyklucza się tu pozyskania surowca drzewnego, ale w takim zakresie, by pokrycie drzewostanu zawierało się w przedziale (który należy traktować orientacyjnie, a nie dosłownie) 60–80%. Spadek poniżej 60% grozi po-

nownym uruchamianiem się wydmy, natomiast wzrost pokrycia powyżej 80% prowadzi do redukcji porostów z powodu niedostatecznego oświetlenia dna lasu. Dopuszcza się także sytuację, w której pokrycie drzewostanu spada poniżej 60%, o ile wynika to z przyczyn naturalnych. Należy się jednak liczyć w takich sytuacjach z przekształcaniem się fragmentów pozbawionych drzewostanu w siedliska nieleśne, choć też cenne przyrodniczo, jak np. wydmy śródlądowe, z murawami napiaskowymi (kod 2330). Warto przy tym pamiętać, że łatwiej w tym wypadku doprowadzić do wylesienia, niż zapewnić powrót lasu na dawne stanowiska. I to nie tylko z przyczyn przyrodniczych, ale także formalnych (na powrót lasu na wydmy śródlądowe, które także są siedliskami podlegającymi ochronie w ramach programu Natura 2000, i dla których za jedno z zagrożeń uznaje się zarastanie roślinnością drzewiastą, może nie być już zgody).

Nie ma też wątpliwości, że do borów chrobotkowych nie stosuje się zasada pozostawiania martwego drewna, które na tego typu siedliska działa użyźniająco, a więc w tym przypadku niekorzystnie. Dotyczy to zwłaszcza drewna drobnowymiarowego i gałęzi (pojedyncze grube kłody i w tym ekosystemie mają znaczenie pozytywne). Stąd też w przypadku borów chrobotkowych, pozyskując surowiec, należałoby wywozić nie tylko surowiec gruby, ale także drobnicę. Dotyczy to przy tym nie tylko użytkowania rębego, ale także cięć na różnych etapach rozwoju drzewostanu (czyszczeń, trzebieży).

Natomiast co do użytkowania borów chrobotkowych, możliwe są dwa przeciwstawne podejścia:

- zintensyfikować poszukiwania i eksperymenty nad właściwą metodą utrzymania boru chrobotkowego (wypróbować rębnię V, obniżanie zadrzewienia, miejscowe usuwanie ściółki), a do czasu znalezienia odpowiedniej metody wstrzymać wycinanie zrębami pełnymi starych borów chrobotkowych do czasu, aż znalezienie zostanie odpowiednio rozwiązane. Jeżeli tak nie postąpimy, to zręby zniszczą istniejące płaty, a na gwarancję, że po zrębie siedlisko się odtworzy nie możemy liczyć. Ryzykujemy wprawdzie, że te zostawione stare drzewostany chrobotkowe będą ewoluować do borów świeżych, ale po pierwsze – mamy jednak trochę czasu, a po drugie – wówczas to będzie proces naturalny, co do którego nie mieliśmy technik przeciwdziałania. Z punktu widzenia hodowli lasu byłby to zresztą efekt pożądaný.

Albo:

- Bory chrobotkowe w typie siedliskowym boru świeżego (o ile nie są to bory świeże na wydmach; te należy traktować jak w punkcie wyżej) użytko-

wać, stosując dotychczasowe sposoby zagospodarowania właściwe dla tego typu siedliskowego lasu, tj. zręby zupełne (najlepiej duże), zakładając, że jest to najskuteczniejsze możliwe działanie przeszkadzające użyźnianiu się siedliska. Jeżeli przy tym chce się zachować fizjonomię boru chrobotkowego, to nie zaleca się pozostawiania fragmentów drzewostanów poza kolej rębny, gdyż sprzyja to dalszej regeneracji siedliska leśnego, co zazwyczaj skutkuje zanikaniem pokryw chrobotkowych. Zaleca się natomiast utrzymywanie luźniejszego zwarcia niż w typowych, gospodarczych borach świeżych (optymalnie zwarcia przerywanego).

Być może w niektórych miejscach właściwe jest podejście pierwsze, a w innych – drugie. Zasada przeczności nakazałaby wypróbować obydwie, oczywiście w różnych obszarach Natura 2000 w Polsce. Możliwe oczywiście są także rozwiązania inne, wypracowane i sprawdzone na szczeblach lokalnych.

Przykład 2. Świetliste dąbrowy (91I0)

Świetliste dąbrowy to widne lasy dębowe, często także dębowo-sosnowe, o najbogatszym spośród wszystkich zbiorowisk leśnych Polski składzie florystycznym runa. Istnieją różne poglądy na temat powstawania, rozwoju i zaniku świetlistych dąbrów w Polsce, ale niewątpliwie są to zbiorowiska, których ochrona wymaga aktywnego działania. Jakubowska-Gabara (1993), na podstawie licznych źródeł geobotanicznych i historycznych dowodzi, że główną przyczyną rozprzestrzeniania dąbrów w przeszłości była działalność człowieka w lasach już w neolicie. Przez całe tysiąclecia, aż do czasów współczesnych, zwierzęta domowe były wypasane w naszych warunkach geograficznych nie na łąkach lecz w lasach. Zanik tego sposobu użytkowania lasu następował w różnych regionach Polski w różnym okresie. Ostatecznie wypasania zwierząt w lesie zaniechano w niektórych regionach dopiero w latach 60. XX wieku. Pastwiskowe użytkowanie lasu prowadziło do zaburzeń jego struktury i składu florystycznego przez eliminację podrostu, co powodowało rozluźnienie drzewostanu i oświetlenie powierzchni runa leśnego, a to z kolei prowadziło do rozprzestrzeniania się gatunków związanych z siedliskami słonecznymi, mało wilgotnymi. Wypas w lasach wzmacniany był poprzez wykaszanie runa, grabienie ściółki leśnej, pozyskiwanie żołądździ a także poprzez rabunkowe pozyskiwanie drewna w XIX i na początku XX w. Wszystkie te działania przyczyniły się do przekształcenia niektórych fitocenoz cienistego grądu w widny las o cechach świetlistej dąbrowy. Jednocześnie świadczy to o antropozoogenicznym pochodzeniu dąbrów

świetlistych w wielu regionach, które mogły istnieć w stanie względnej równowagi tak długo, jak długo działał czynnik warunkujący ten stan. W miarę jak ustępowało działanie wypasu, zaczęły ujawniać się zmiany w fitocenozach, polegające przede wszystkim na ekspansji drzew i krzewów liściastych oraz rozrośnięciu się warstwy krzewów. Na skutek zmiany warunków świetlnych wewnątrz lasu, utrudniony został rozwój gatunków światłolubnych, charakterystycznych dla zespołu. W miejsce wyeliminowanych roślin dąbrowy, wniknęły gatunki cienistych lasów dębowo-grabowych. Niekiedy ten proces wspomagano nawet podsadzeniami, m.in. buka.

Można więc przyjąć, że szereg świetlistych dąbrów to degeneracyjne postacie grądów, wobec czego regeneracja grądów w takich warunkach jest czymś całkowicie naturalnym. Uznaje się jednak, że świetlista dąbrowa jest siedliskiem priorytetowym, więc mamy obowiązek ją chronić w takich sposób, by ją zachować, nawet kosztem grądu, który też jest siedliskiem „naturalnym”. Grądów mamy jednak w polskich lasach około 280 tys. ha, natomiast świetlistych dąbrów około 4500 ha. Stąd priorytetowe traktowanie siedliska 91I0. Szczegółowe zalecenia dotyczące ochrony świetlistych dąbrów są jednak trudne. Najprościej byłoby powiedzieć, że należałoby przywrócić te działania, które doprowadziły do ich powstania i utrzymywania się czyli, cytując Jakubowską-Gabarę, „wypas w lasach, wzmacniany poprzez wykaszanie runa, grabienie ściółki leśnej oraz pozyskiwanie żołądździ” (utrudniając w ten sposób naturalne odnawianie się lasu), pomijając już milczeniem „rabunkową gospodarkę leśną”. Zalecenia te są jednak niezgodne z art. 30 ustawy o lasach, w którym zabrania się m.in.:

- niszczenia grzybów oraz grzybni,
- niszczenia lub uszkodzenia drzew, krzewów lub innych roślin
- rozgarniania i zbierania ściółki oraz
- wypasu zwierząt gospodarskich,

choć w kontekście poruszanego tematu są to niewątpliwie działania skuteczne. Ochrona świetlistych dąbrów wymaga więc całkowitego odejścia od wypracowanych w ostatnich kilkunastu latach zasad prowadzenia gospodarki leśnej opartej na podstawach ekologicznych, a być może także wypracowania nowych norm prawnych sankcjonujących takie działania. Dla gospodarki leśnej problem ten może mieć znikome znaczenie jeżeli chodzi o objętą nim powierzchnię, gdyż szereg, zwłaszcza dobrze zachowanych świetlistych dąbrów, objęta już jest ochroną w licznych, utworzonych w celu zachowania tego siedliska, rezerwach przyrody. Nie zmniejsza to jednak merytorycznej wagi problemu.



Fot. 32. Fragment prześwietlonego drzewostanu dębowego z ustępującą świetlistą dąbrową w Nadleśnictwie Jarocin (fot. P. Rutkowski)



Fot. 33. Pięciornik biały (*Potentilla alba*) – gatunek, od którego łacińskiej nazwy pochodzi nazwa zespołu – *Potentillo albae-Quercetum* (śvietlista dąbrowa) (fot. P. Rutkowski)

Dodatkowym kłopotem jest fakt, że identyfikacja świetlistych dąbrów na etapie przeprowadzonej w lasach inwentaryzacji może być obciążona licznymi błędami, prowadzącymi zarówno do zakwalifikowania świetlistej dąbrowy do innego typu siedliska, jak również wykazania świetlistej dąbrowy tam, gdzie jej faktycznie nie ma. Na konsekwencje takich błędów zwracano już uwagę, podając np., że ekspansywny grab, o ile siedlisko uznano za świetlistą dąbrowę, powinien być usuwany, natomiast ten sam grab, w takich samych warunkach, na siedlisku uznanym za grąd byłby gatunkiem jak najbardziej pożądanym.

Konieczności rozwiązania w najbliższej przyszłości problemu ochrony świetlistych dąbrów nie unikniemy – choćby ze względu na priorytetowość, rzadkość i unikatowość tego siedliska, a także postępujący jego zanik.

Przykład 3. Wyżynny świerkowo-jodłowy bór mieszany (91P0)

To siedlisko może wywoływać dyskusję z uwagi na jego znacznie poszerzony zasięg, niż by to wynikało z dotychczasowego stanu wiedzy. Zespół *Abietetum polonicum* reprezentujący siedlisko przyrodnicze, jakim jest jodłowy bór świętokrzyski (91P0) uważany był dotychczas (Szafer, Zarzycki, 1972; Matuszkiewicz J., 1977; Matuszkiewicz W., 1981) za endemiczny zespół południowej, a zwłaszcza południowo-wschodniej Polski. W następstwie badań prowadzonych przez Brzega i in. (1999) jego zasięg rozszerzony został także na region Wzgórz Trzebnicko-Ostrzeszowskich i Wysoczyzny Wieruszowskiej (Leśny Kompleks Promocyjny „Lasy Rychtałskie”), gdzie przebiega jego północna granica zasięgu. Niektóre kresowe stanowiska zespołu są tam chronione w formie rezerwatów przyrody („Gola”, „Krupa”, Jodły Ostrzeszowskie”, „Jodłowice” i „Pieczyska”, por. Pacyniak, 1966; Szafer, Zarzycki, 1972; Matuszkiewicz J., 1977; Borysiak i in., 1992; Macicka-Pawlik, Wilczyńska, 1995). Najpiękniejsze jednak zachowane fragmenty są aktualnie wyłączone jako drzewostany nasienne, a po części objęte normalną gospodarką leśną.

Łączny udział tego siedliska przyrodniczego w Polsce, wyróżniony w ramach przeprowadzonej przez Lasy Państwowe inwentaryzacji, wynosi około 11,5 tys. ha, z czego na LKP „Lasy Rychtałskie” przypada ponad 2000 ha, natomiast potencjalnie siedlisk tych powinno być ponad 3000 ha, co stanowi dosyć znaczną skalę przebudowy drzewostanów.

Stan zachowania wyżynnego, świerkowo-jodłowego boru mieszane w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Lasy Rychtałskie” ocenić należy ogólnie jako słaby, miejscami nawet krytyczny, a na dużych powierzchniach, zajętych głównie przez leśne zbiorowiska zastępcze (przeważnie młodniki sosnowe), wyżynny jodłowy bór mieszany jest jedynie typem potencjalnej roślinności naturalnej. Dobrze wykształcone i zbliżone do naturalnych fitocenozy, z mniej lub bardziej licznym udziałem jodły we wszystkich warstwach, występują na większych powierzchniach przeważnie tylko w rezerwach i w wydzieleniach obejmujących drzewostany nasienne (poza nimi bardzo rzadko). Dominują płaty zupełnie pozbawione jodły w górnym piętrze drzewostanu, bądź z jednostkowym jej udziałem, gdzie gatunek ten spotykany jest najczęściej w fazie rozwojowej nalotu bądź podrostu). To efekt dawniejszej gospodarki leśnej.

Jak się wydaje na podstawie licznych przesłanek, główną przyczyną tzw. wycofywania się jodły i fitocenozy *Abietetum polonicum* (w warunkach górskich – także m.in. typowych postaci *Abieti-Piceetum montanum* czy *Galio rotundifolii-Abietetum*) była przede wszystkim

niewłaściwa gospodarka leśna, przede wszystkim stosowanie zrębów zupełnych (por. Macicka-Pawlik, Wilczyńska 1995), a w następnej kolejności odnawianie lasu monokulturami sosnowymi (w górach – świerkowymi) oraz zabiegi hodowlane z reguły z eliminujące gatunki odnawiające się spontanicznie i często sprzyjające trwaniu pokrywy zadarnionej lub zdziczałej, dodatkowo takie odnawianie ograniczającej. Tymczasem w lasach omawianego typu, dla zachowania ich biocenotycznej równowagi, konieczne jest przede wszystkim podokapowe odnawianie buka, jodły i świerka (najlepiej z wykorzystaniem odnowienia naturalnego tam, gdzie jest to możliwe), a w następnej dopiero kolejności eksploatacja starodrzewu poprzez stosowanie rębni gniazdowych, a nawet tzw. gospodarowanie pojedynczym drzewem, co zapewni ciągłość trwania formacji leśnej i różnowiekową (populacyjną) strukturę drzewostanu. Można i należy to czynić także na właściwych siedliskach w monokulturach sosnowych III-IV klasy wieku. W warunkach przyrody pierwotnej także istniały sytuacje, kiedy sosna, jako gatunek pionierski, opanowywała na większych powierzchniach siedliska nie tylko borowe, ale także lasowe, np. na terenach popożarowych. Drzewostany takie były jednak w zasadzie jednopokoleniowe (por. Sokołowski, 1980)



Fot. 34. Większość wyżynnych jodłowych borów mieszanych w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Lasy Rychalskie” ma ograniczony udział jodły, natomiast dynamicznie rośnie w nich świerk

i sukcesywnie wypierane przez gatunki długowieczne, tworzące cieniste ekosystemy, w których w praktyce odnawianie i trwała obecność *Pinus sylvestris* były niemożliwe. Zręb zupełny i sztuczne odnowienie sosną (najlepiej jednak z jak największym udziałem innych spontanicznych, pionierskich gatunków lekkonasiennych, jak brzoza, osika i wierzbowa, które już na wstępie kumulują energię oraz produkują i odkładają znaczną masę organiczną, wzbogacając potencjał produkcyjny siedliska i zapewniają większą bioróżnorodność ekosystemu, m.in. zawiązując mikoryzy) można traktować jako namiastkę takiej sytuacji naturalnej. Jednocześnie jednak trzeba mieć pełną świadomość faktu, że taki las to tylko swoisty przedplon, a docelowy skład, strukturę i możliwości produkcyjne drzewostanu uzyska się dopiero w następnym (następnych, uwzględniając zjawisko płodozmianu) pokoleniu lasu.

Wielokrotne stosowanie zrębów zupełnych na siedliskach *Abietetum polonicum* i ich każdorazowe odnawianie wyłącznie sosną powoduje wykształcanie się fitocenoz coraz bardziej zbliżonych do *Leucobryo-Pinetum*, a tym samym zmianę typów siedliskowych lasu z LM-wyż lub BM-wyż (stosunkowo wysokoprodukcyjnych) na BMśw czy Bśw (niskoprodukcyjne), przy czym na pewnych etapach odróżnienie borów mieszanych świeżych, a tym bardziej borów świeżych od potencjalnych siedlisk wyżynnych borów jodłowych może być już niemożliwe. Stąd tak ważne było uchwycenie tych obszarów, na których wyżynny jodłowy bór mieszany był jeszcze rozpoznawalny. Można przy tym założyć, że faktyczna powierzchnia tego siedliska mogłaby być jeszcze większą, ale właśnie z uwagi na zanik cech tego zespołu w wyniku długoletniego użytkowania wyodrębniony on został tylko tam, gdzie były ku temu przesłanki.

Do zadań LKP powinna należeć więc m.in. restytucja rodzimych ekotypów jodły na jej dawne stanowiska i przywracanie naturalnego składu i charakteru fitocenozom jej zespołu, oczywiście w racjonalnie możliwym zakresie, którą to powinność Natura 2000 tym bardziej wzmacnia. Pomimo więc wątpliwości niektórych fitosocjologów dotyczących istotnej korekty występowania omawianego siedliska przyrodniczego w Polsce, związanej z lokalizacją tego siedliska w LKP Lasy Rychalskie, wyróżnienie go na omawianym terenie było jedynym sposobem na zwrócenie uwagi na specyfikę tamtejszych drzewostanów jodłowych oraz konieczność ich ochrony.

Dla ujęcia w sieci Natura 2000 całego zasięgu zespołu, zgodnie z aktualną wiedzą na jego temat, a także dla wsparcia ochrony i odtwarzania tego siedliska przyrodniczego w Lasach Rychalskich, celowe byłoby wyznaczenie tam obszarów Natura 2000, w którym bór jodłowy byłby wskazany jako przedmiot ochrony.

ROZDZIAŁ 13

Natura 2000 w innych krajach, czyli jak to robią inni

Ochrona lasu Rothwald w Austrii

Obejmujący powierzchnię 2387 ha kompleks leśny złożony z żyznych buczyn, buczyn storczykowych, jaworzyn wysokogórskich, zboczowych lasów klonowo-lipowych oraz świerczyn górnoreglowych wyłączono z gospodarki leśnej, rozszerzając istniejącą wcześniej, prawie 500 hektarowy rezerwat ściśły. Wykupiono prawa do użytkowania lasu na prawie 900 ha od właścicieli prywatnych (wykupy wsparła Komisja Europejska w ramach programu LIFE kwotą 4,5 mln euro) i podjęto decyzję o przeznaczeniu do ochrony przyrody fragmentów lasu państwowego. W tak powstałym, dużym chronionym kompleksie ok. 85% powierzchni jest obecnie poddana ochronie ściślej (w tym procesom unaturalniania się lasów wcześniej podlegających gospodarce), a na ok. 7% jest prowadzona powolna, unaturalniająca przebudowa sztucznych nasadzeń świerkowych na górskie lasy liściaste. Na ok. 8% powierzchni utrzymywany jest – dla zachowania różnorodności biologicznej – wypas na górskich pastwiskach i w lasach. Stan ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych w obiekcie jest oceniany jako bardzo dobry – obiekt jest dydaktycznym przykładem naturalnego funkcjonowania chronionych w sieci Natura 2000 ekosystemów leśnych. Stanowi też wybitną ostoję fauny leśnej, w tym gatunków naturowych.

Więcej: www.wildnisgebiet.at, European Commission 2006.

Ochrona lasów borealnych i torfowisk leśnych w płd. Finlandii (projekt LIFE 03NAT/FIN/00034)

W 33 obszarach Natura 2000 w południowej Finlandii przeprowadzono na łącznej powierzchni

ok. 6 tys. ha zabiegi unaturalniające i poprawiające znaczenie lasu dla zagrożonych gatunków: wypalono 356 ha, wytworzono zasoby martwego drewna (ścińając i łamiąc drzewa) na 2702 ha, utworzono małe luki w drzewostanach na 2881 ha (ścińając drzewa lub obrączkując je tak, żeby zamarły). Zasypując odcinki rowów melioracyjnych, zablokowano odpływ wody z 410 ha leśnych torfowisk (borów i świerczyn bagiennych na torfach), odtworzono 560 ha śródleśnych wydm (usuwając drzewa i ściółkę). Komisja Europejska w ramach programu LIFE wsparła te działania kwotą 1,8 mln euro.

Więcej: Johansson, 2008.

Odtwarzanie kwaśnych i żyznych buczyn w parku narodowym Söderåsen w Szwecji (projekt LIFE 02NAT/S/008483)

Unikatowy kompleks buczyn w płd. Szwecji był pofragmentowany i otoczony sztucznymi drzewostanami świerkowymi rosnącymi na siedliskach buczyny. W celu odtworzenia buczyn na 40 ha wycięto sztuczne drzewostany świerkowe, a na 700 ha – podrosty świerka. Powierzchnię 258 ha obsadzono lub podsadzono bukiem, na innych powierzchniach wykonano siew buka. Użyto 50 km gradzeń. Stosowano tradycyjne metody leśne, ale także metody nietypowe, jak „przygotowanie gleby” przez wypuszczanie do lasu świń lokalnej, miejscowej rasy cechującej się łaciatym umaszczeniem. Komisja Europejska w ramach programu LIFE wsparła tę przebudowę kwotą blisko 1 mln euro. Równocześnie istniejące fragmenty starych naturalnych buczyn w tym obszarze są chronione biernie, z założeniem, że będą stanowić ostoje buczynowych elementów różnorodności biologicznej i źródło ich dyspersji na odtwarzane bukowe drzewostany.

Ekosystemy leśne jako przedmiot kompensacji skutków inwestycji oddziałującej na obszar Natura 2000 – Kolej Botnicka w Szwecji

Realizacja inwestycji, które znacząco negatywnie oddziaływałyby na obszar Natura 2000 z punktu widzenia celów jego ochrony, jest w zasadzie niemożliwa. Jednak wyjątkowo, jeżeli taka inwestycja jest potrzebna z koniecznych przyczyn nadrzędnego interesu publicznego, i nie ma rozwiązań alternatywnych, można wyrazić zgodę na przedsięwzięcie i jego negatywne oddziaływanie na Naturę 2000, ale warunkiem jest zrealizowanie – jeszcze przed zasadniczym przedsięwzięciem – tzw. kompensacji przyrodniczej, tj. niejako zrekompensowanie przyrodzie ponoszonych strat. Corocznie kilkanaście inwestycji w Europie jest realizowanych właśnie w tym trybie. Ekosystemy leśne niekiedy bywają zarówno „traconą wartością”, jak i przedmiotem kompensacji.

Linia szybkiej kolei z Nyland do Umeå (tzw. Kolej Botnicka) miała zostać zbudowana jako element szwedzkiej sieci kolejowej. Linia została uznana za bardzo ważną z punktu widzenia polityki regionalnej i udowodniono, że nie ma alternatywy dla przecięcia obszaru Natura 2000 Umeälven delta. W obszarze Natura 2000 linia bezpośrednio zniszczy 13 ha cennych siedlisk – przede wszystkim w wyniku wycięcia pod linię pasa lasu borealnego (siedlisko 9030* – w Szwecji jest go 11 tys. ha). Poza tym wystąpią wpływy pośrednie na ekosystem leśny w postaci jego fragmentacji i powstania „efektów brzegowych”. Jako kompensację tych oddziaływań ustalono: wyłączenie 160 ha lasu borealnego z użytkowania i uznanie za rezerwat ścisły, oraz uznanie dalszych 112 ha wtórnych lasów „o dużym potencjalnie regeneracyjnym” za rezerwat przyrody i realizacja w nich czynnej ochrony, polegającej na trzebieżach kształtujących skład gatunkowy oraz stworzeniu zasobów martwego drewna. Te obszary realizacji kompensacji, które leżały poza obszarem Natura 2000, zostały do niego włączone.

Źródło: The Bothnia Line – The government's condition in respect of the Umeälven delta. Plan for compensatory measures, management and financing. <http://www.botniaban.se>.

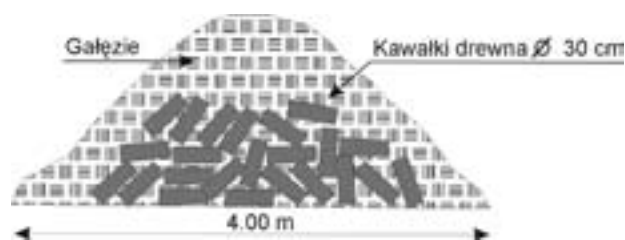
Andaluzja, Parque Natural de la Sierra de Cardena y Montoro

Dobrym przykładem kompleksowych działań jest postępowanie w Parku krajobrazowym Sierra de

Cardena y Montoro (Parque Natural de la Sierra de Cardena y Montoro), gdzie celem była poprawa stanu populacji rysia (*Lynx pardina*), orła iberyjskiego (*Aquila adalberti*) oraz sępa kasztanowatego (*Aegypius monachus*), poprzez odpowiednie ukształtowanie ich siedlisk. Kluczowe znaczenie miało tu zwiększenie populacji królików, stanowiących bazę pokarmową, co z kolei wymagało odpowiedniego zaprojektowania szaty roślinnej, poprzez przeredzenie roślinności krzaczastej (fot. 35), a także stworzenie odpowiednich schronisk dla królików (rys. 9, fot. 36).



Fot. 35. Krajobraz ukształtowany w parku krajobrazowym Sierra de Cardena y Montoro pod kątem realizacji celu, jakim była poprawa stanu populacji rysia (*Lynx pardina*), orła iberyjskiego (*Aquila adalberti*) oraz sępa kasztanowatego



Rys. 9. Przekrój przez schronisko dla królików

Działania prowadzono na powierzchni około 1600 ha, co kosztowało ogółem 3 100 000 euro. Środki pozyskano w 75% z Unii Europejskiej (program Life), a 25% pochodziło z budżetu Wspólnoty Autonomicznej Andaluzji.

Ochrona populacji głuszca w Szwarzwaldzie

W południowym Szwarzwaldzie występuje populacja głuszca (*Tetrao urogallus*) zasiedlająca



Fot. 36. Schronisko dla królików

w szczególności lasy masywu Feldberg. W początku XX wieku szwarcwaldzka populacja gąszcza liczyła ok. 3000 osobników, w latach 80. XX wieku – już tylko ok. 500 osobników, a w latach 90. – już tylko ok. 300 osobników.

Biotop gąszcza w Szwarzwaldzie stanowią gospodarcze lasy świerkowe i bukowo-świerkowo-jodłowe. Ich sposoby użytkowania zmieniały się w historii. Dawniej były one użytkowane techniką dużych zrębów zupełnych. Później stosowano też rębnie stopniowe i gniazdowe. W II połowie XX wieku leśnictwo w Szwarzwaldzie (jeszcze przed wdrożeniem Natury 2000) zostało przeorientowane w kierunku silnego ograniczenia eksploatacji lasów – wprowadzono znaczne restrykcje, co do użytkowania lasu i wykonywania zrębów. W rezultacie nastąpiły zmiany struktury lasu, w kierunku zwarcia ciągłości drzewostanów i zaniku powierzchni otwartych w lesie.

Z punktu widzenia gąszcza niekorzystne okazało się zarówno gospodarowanie zrębami zupełnymi o powierzchni >1 ha, jak i zupełne zaniechanie użytkowania lasu. Gatunek ten preferuje las o zróżnicowanej strukturze przestrzennej i wiekowej, z lukami i powierzchniami otwartymi o optymalnej wielkości 0,5–1 ha.

Zmiany w strukturze lasów zbiegły się ze wzrostem ruchu turystycznego i rozwojem narciarstwa. Splot tych czynników jest uznawany za przyczynę spadku populacji. Paradoksalnie, w chwili wprowadzenia Natury 2000, jednym z czynników krytycznych było nadmier-

ne zwarcie szaty leśnej (brak małych przestrzeni otwartych) – wynik restrykcji w użytkowaniu lasu.

W ramach projektu LIFE zrealizowanego w latach 1998–2002, zinwentaryzowano pozostałe ostoje gąszcza i zmieniono system zarządzania ruchem turystycznym – sieć szlaków turystycznych i nartostrad tak, by zapewnić gąszcowi spokój w jego ostojach. Wykluczono także prowadzenie dróg leśnych biegnących przez ostoje gąszcza i ograniczono użytkowanie już istniejących. Jednocześnie wypracowano i wynegocjowano z właścicielami lasów wprowadzenie takich form użytkowania lasu, które będą kształtować optymalny biotop dla gąszcza (gniazda i małe zręby 0,5–1 ha). W rezultacie podjętych działań, odnotowano stabilizację populacji gąszcza. W tym przypadku okazało się, że ochrona gąszcza wymagała prowadzenia pewnych form gospodarczego użytkowania lasu.

W Bawarskim Lesie, na pograniczu Niemiec i Czech, występuje populacja gąszcza licząca obecnie ok. 200 osobników. W parku narodowym Lasu Bawarskiego za podstawę ochrony lasów przyjęto wykluczenie ingerencji człowieka i oddanie lasu naturalnym procesom. Taki sposób ochrony zapewnił ukształtowanie biotopu, który z punktu widzenia gąszcza jest optymalny. Las przybrał charakter silnie zróżnicowanej mozaiki powierzchni o różnym charakterze – od zwartych drzewostanów, przez naturalnie powstałe gniazda i luki, a nawet większe powierzchnie, na których zachodzi rozpad drzewostanu. Penetracja ludzka jest ograniczona do wyznaczonych szlaków. Populacja gąszcza w tych warunkach jest stabilna (LIFE and the grouse in the Black Forest. W: LIFE and European forests. European Commission, 2006, str. 26–29, Grouse and tourism in Natura 2000 areas. <http://www.grouse-tourism.de>, Klaus S. 2009. Forest grouse and wilderness – survival without management impacts. W: The appropriateness of non-intervention management for protected areas and Natura 2000 sites. Conference report, January 2009, Srni, Czech Republic, str. 35–37).

Podane przykłady dowodzą, że osiągnięcie właściwego stanu ochrony populacji i siedliska gąszcza jest możliwe także za pomocą tzw. non-intervention management, czyli ochrony biernej ekosystemu leśnego.

Podsumowanie

Podsumowaniem niech będzie przykład analizy dotyczącej wnioskowania, niezbędnego do podjęcia decyzji w wybranym pododdziale leśnym, porównujący dotychczasowy sposób postępowania oraz nowy, uwzględniający wymogi Natury 2000.

Aktualny opis taksacyjny powierzchni:

- Powierzchnia: 6,73 ha,
- Typ siedliskowy lasu: las mieszany świeży (LMśw),
- Gleba: rdzawa brunatna (RDbr),
- Udział gatunków głównych: 8 Db (dąb – gatunek nieokreślony w opisie) 102 lata, II bonitacja, 2 So (sosna zwyczajna) 88 lat, I bonitacja, miejscami Św (świerk pospolity) 88 lat,
- Podszyt: jawor, lipa, grab na 10% powierzchni,
- Wskazania gospodarcze: Tp (trzebież późna) na powierzchni 6,73 ha.

Dotychczasowe dalsze działania, w zakresie planowania, dotyczyły już tylko ustalenia wieku rębności (dla nadleśnictwa, z którego pochodzi przykład wiek rębności dla dębu uzgodniono na 140 lat), rodzaju rębni (zgodnie z Zasadami Hodowli Lasu: rębnia częściowa – II), gospodarczego typu drzewostanu (zgodnie z Zasadami Hodowli Lasu: So-Db) oraz składu gatunkowego uprawy (zgodnie z Zasadami Hodowli Lasu: Db50%, So 30%, Bk, Md i inne 20%).

Obecnie będzie należało odpowiedzieć sobie na następujące pytania:

1. Czy jest to siedlisko przyrodnicze wymagające ochrony? Odpowiedź – tak.
Uwaga: Powierzchnia powinna się już znaleźć w wykazie siedlisk przyrodniczych zinventaryzowanych przez Lasy Państwowe.
2. Co to za siedlisko przyrodnicze? Odpowiedź: najprawdopodobniej kwaśna dąbrowa (9190).
Uwaga: wynik inwentaryzacji może nie dawać jednoznacznej odpowiedzi jakiego typu jest to kwaśna dąbrowa. Pod kodem 9190 mogą się kryć:



Fot. 26. Kwaśna dąbrowa w Nadleśnictwie Syców, obręb Rychtal (fot. P. Rutkowski)

- a) pomorski las brzoźowo-dębowy (*Betulo-Quercetum roboris*)*,
- b) kwaśna dąbrowa trzcinnikowa (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*),
- c) kwaśna dąbrowa typu pomorskiego (*Fago-Quercetum petraeae*),
- d) środkowoeuropejska mokra dąbrowa trzęślicowa (*Molinio caeruleae-Quercetum roboris*),
- e) podgórska wilgotna dąbrowa acydofilna (*Molinio arundinaceae-Quercetum roboris*),
- f) podgórska dąbrowa acydofilna (*Luzulo luzuloidis-Quercetum petraeae*).

* Zespoły roślinne podano za Matuszkiewiczem (2006). W grę mogą jednak wchodzić także zbiorowiska inne, jak np. opisywany przez Brzega, Kasprowicza i Krotoską *Aulacomnium androgyni-Quercetum roboris* (acidofilny las grabowo-dębowy), o wyraźnej odrębności ekologicznej, charakterystyczny dla Płyty Krotoszyńskiej.

Wymienione typy dąbrów różnią się wprawdzie zasięgami geograficznymi, ale pomiędzy niektórymi mogą istnieć szerokie strefy przejście, sprawiając kłopot przy ich identyfikacji. Kwalifikacja dąbrowy do określonego typu może natomiast wiązać się z nieco odmiennym składem gatunkowym drzewostanu, w którym różną wagę mogą mieć dęby szypułkowy lub bezszypułkowy. Na tle wymienionych zespołów w sposób szczególnie wyróżnia się *Fago-Quercetum petraeae*, z udziałem buka.

Możliwe są też pomyłki popełnione przy kwalifikowaniu siedliska na etapie inwentaryzacji, bo mogą być to także:

- g) ciepłolubna (światlista) dąbrowa (9110 – *Potentillo albae-Quercetum*),
- h) zniekształcony grąd subatlantycki (9160 – *Stellario-Carpinetum*),
- i) grąd środkowoeuropejski (9170 – *Galio sylvatici-Carpinetum*),

a to już całkowicie zmienia sposób podejścia do opisywanego siedliska przyrodniczego.

Należy także zwrócić uwagę, że w opisywanym pododdziale dominować może siedlisko 9190 (kwaśna dąbrowa), natomiast fragmentami mogą występować też inne, wymienione w podpunktach g-i siedliska przyrodnicze. Siedliska te, określane w tym wypadku mianem mikrosiedlisk, mogły zostać ujęte w wykazie sporządzonym podczas inwentaryzacji, ale mogły także podczas inwentaryzacji zostać pominięte. Ma to szczególne znaczenia dla świetlistej dąbrowy, będącej siedliskiem o znaczeniu priorytetowym.

Kwalifikacja danego drzewostanu do określonego siedliska przyrodniczego ma tu fundamentalne znaczenie z uwagi zarówno na sposób ochrony, jak i na działania gospodarcze.

Gdyby cały pododdział był kwaśną dąbrową trzcinnikową, mając świadomość, że jest to las mieszany świeży, co w dotychczasowym ujęciu oznacza znaczący udział sosny w drzewostanie, należy w pierwszej kolejności rozważyć czy udział sosny utrzymać, czy z niej zrezygnować. W większości przypadków należy przyjąć to drugie rozwiązanie, czyli z hodowli sosny zrezygnować, co dla leśnictwa jest rzeczą dość rewolucyjną. Można jednak rozważyć, w szczególnych przy-

padkach, pozostawienie sosny w składzie gatunkowym drzewostanu, choć nie ma obecnie odpowiedzi na pytanie, kto może o tym decydować i w jakim zakresie. Decyzja taka może, a w zasadzie powinna wpływać z Planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000, gdyby opisywany pododdział był położony w obszarze „naturowym”. Dla opisywanego siedliska położonego poza obszarem Natury 2000 wydaje się, że decyzja taka powinna zapaść na posiedzeniu Komisji Założeń Planu (KZP – dawniej KTG), w którym bierze udział szerokie grono specjalistów zarówno z branży leśnej, jak i innych nauk przyrodniczych. Uznanie obecności sosny w drzewostanie lub podjęcie decyzji o rezygnacji z tego gatunku może rzutować na ocenę stanu siedliska, gdyż sosna w zespołach lasów liściastych uznawana jest za czynnik świadczący o jego (siedliska) zniekształceniu.

Gdyby opisywany pododdział miał nie być kwaśną dąbrową trzcinnikową, to będzie się cechował odmiennym, docelowym składem gatunkowym drzewostanu w zależności, czy uznany zostanie np. za grąd subatlantycki, grąd środkowoeuropejski, czy też za zniekształconą kwaśną dąbrowę typu pomorskiego (*Fago-Quercetum petraeae*). W tych trzech zespołach istotne znaczenie może mieć udział lub brak buka w potencjalnym składzie gatunkowym drzewostanu, gdy przyjdzie moment podjęcia decyzji o wyborze rębni.

Uznanie siedliska za zniekształcony grąd oznacza pełną akceptację udziału grabu w drzewostanie, który to gatunek obecnie widoczny jest tylko w warstwie podszytu. Może on jednak wykazywać tendencję do poszerzania arealu i wkraczania do wyższych warstw rozwojowych drzewostanu, co dla grądu jest procesem naturalnym.

Ten sam gatunek, w przypadku uznania siedliska za świetlistą dąbrowę, w przypadku jego ekspansji powinien być usuwany. O dalszych konsekwencjach wynikających z faktu uznania siedliska za świetlistą dąbrowę napisano w rozdziale 12.

Po ustaleniu przynależności danej powierzchni do danego siedliska przyrodniczego należy podjąć decyzję, czy dany drzewostan można użytkować, czy też nie. W odniesieniu do dąbrów, w większości przypadków użytkowanie gospodarcze można przyjąć za dopuszczalne. Dotychczasowe formy gospodarki leśnej nie groziły zanikiem tego siedliska. Mogły co najwyżej pogarszać jego stan. W opisywanym drzewostanie przejawem tego może być obecność świerka w drzewostanie, o ile jest to dąbrowa położona poza naturalnym zasięgiem tego gatunku. W ramach zasięgu, pojedyncze osobniki świerka nie muszą być traktowane jako zniekształcenie (tu należałoby ustalić gdzie dokładnie

przebiega ten zasięg, co może nie być rzeczą łatwą). Należy tu jednak wyraźnie rozgraniczyć naturalne pojawianie się świerka od podsadzeń tego gatunku, wykonanych np. w ramach gospodarki łowieckiej, co miało na celu stworzenie ostoi dla gatunków łownych (głównie dzików). Sztucznie wprowadzany świerk, występujący poza swoim naturalnym zasięgiem, powinien być z siedliska przyrodniczego, jakim jest dąbrowa, stopniowo wyeliminowany, choć i tu mogą się znaleźć przesłanki przemawiające z jego pozostawieniem. Nie ze względów gospodarczych, ale z uwagi np. na jego znaczenie dla niektórych gatunków zwierząt (przykładowo „naturowy” gatunek, jakim jest włośchatka).

Zalecane może być jednak także wyłączenie opisywanego drzewostanu z użytkowania lub też pozostawienie przynajmniej jego części do naturalnej śmierci. Wiąże się to z rolą starych, ale jeszcze żywych, grubych okazów dębów (lub innych gatunków występujących w składzie szeroko pojętych dąbrów), a także drzew martwych – stojących bądź leżących i rozkładających się. Gdyby do naturalnej śmierci miała być przeznaczona tylko część drzewostanu, to należy określić, jaka jego część i jak rozplanowana przestrzennie. To z kolei zależy od szeregu czynników – ogólnego udziału siedliska przyrodniczego w skali lokalnej, ale także regionalnej, czy nawet ogólnoeuropejskiej, od

roli drzewostanu, jaką pełni on w zachowaniu siedlisk chronionych gatunków roślin i zwierząt, od konfiguracji terenu, obecności zbiorników i cieków wodnych, i innych czynników.

Na koniec należy sobie odpowiedzieć na pytanie, do kogo należy rozstrzygnięcie sposobu postępowania z opisanym siedliskiem. Do wykonawców planu ochrony obszaru Natura 2000 (jeżeli opisane siedlisko znajduje się w takim obszarze)? Do Komisji Założeń Planu (planu urządzenia lasu) na obszarach Natura 2000 i poza nimi? Do wykonawcy planu urządzenia lasu opisującego dany drzewostan? Do wykonawcy uproszczonego planu urządzenia lasu, jeśli dąbrowa taka nie należy do Lasów Państwowych?

Powyżej podano przykład tylko jednego siedliska przyrodniczego i to bez uwzględnienia szeregu dalszych czynników mających wpływ na zachowanie jego właściwego stanu, przy czym należy podkreślić, że nawet w ramach tego samego typu siedliska, w każdym z drzewostanów, można przyjąć inne rozwiązania. Jeżeli stopień złożoności podejmowanych decyzji wynikających z wdrażania Natury 2000 pomnożymy razy liczbę siedlisk przyrodniczych opisanych w Polsce, razy liczbę gatunków wymagających ochrony, to uzyskamy faktyczną miarę zagadnienia, jakim jest Natura 2000 w leśnictwie.

Literatura

- Anderwald D., 2007. *Zagrożenia pochodzenia naturalnego i antropogenicznego ptaków szponiastych i sów. Propozycje niektórych przeciwdziałań*. [W: VIII Sympozjum ekosystemów leśnych. Zagrożenia ekosystemów leśnych przez człowieka: rozpoznanie – monitoring – przeciwdziałanie. SGGW, Warszawa, s. 303–316].
- Anderwal D., 2008. *Wstęp*. [W: *Studia i materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej. Woda dla lasu, las dla wody*. R.10. Z. 2 (18)/2008. Rogów.
- Andrzejczyk T., 2007. *Zakładanie drzewostanów dębowych z udziałem gatunków pielęgnacyjnych – zapozniane rozwiązania*. [W: Rutkowski P (red.) 2007. *Hodowla dębów w Polsce – wybrane zagadnienia. Idee Ekologiczne*, t. 16, s. 53–64. Sorus, Poznań].
- Andrzejewski i in., 1991. *Mała Encyklopedia Leśna*. PWN, Warszawa.
- Antczak A. (red.), Buszko-Briggs M. (red.), Wronka M. (red.), Derlacz P, Kierus M., Korzeń J., Mróz W, Pawlaczyk P, Rowiński P, Sławski M., Stepaniuk M., 2003. *Natura 2000 w lasach Polski – skrypt dla każdego*. www.kp.org.pl/n2k/natura2000_w_lasach.pdf.
- Borysiak J., Pawlaczyk P. *Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe, (Salicetum albae, Populetum albae, Alnenion glutinoso-incanae, olsy źródłiskowe)*. [W: Gromadzki M. (red.) 2005. *Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*. Tom 5. Lasy i bory, s. 203–241].
- Brzeg. A., Kosakowski A., Rutkowski P. 1999. *Operat glebowosiedliskowy Leśnego Zakładu Doświadczalnego Siemianice*. Zakł. Usług Ekol. i Urząd. Leśnych, Poznań. (mscr.)
- CD 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:EN:HTML>.
- CRS 2009. *The appropriateness of non-intervention management for protected areas and Natura 2000 sites*. Conference Report Smi, Czech Republic, January 2009; 76 str.
- Czerepko J. (red.), Boczoń A., Cieśla A., Forycka A., Ksepko M., Obidziński A., Paluch R., Rodziewicz A., Róžański W., Sokołowski K., Szwed W., Wróbel M. 2008. *Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu*. IBL, Sękocin Stary.
- European Commission. Austria: Preserving the primeval „Rothwald” forest [W: *LIFE and European Forests*, pp 42–44].
- IOL 2009. Instrukcja ochrony lasu. http://www.lp.gov.pl/media/biblioteka/ochrona_lasu.
- IUL 2003. *Instrukcja urządzania lasu*. Cz. 1. Instrukcja sporządzania planu urządzania lasu dla nadleśnictwa. CILP, Warszawa.
- Johansson S., 2008. *Restoration of boreal forests and forest-covered mires*. [W: *Protecting European Nature: Learning from LIFE*] www.ec.europa.eu/environment/life.
- Łabędzki A., 2009. mscr – Raport nt. występowania w województwie lubuskim gatunków ważek (Odonata) z Załącznika II Dyrektywy Siedliskowej.
- Matuszkiewicz W., 2006. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. PWN, Warszawa.
- Miller P., 2003. *Ubywa jezior*. „Przyroda Polska”, 9/2003.
- Müller J., 2009. Passive management and natura dynamic – allow recovery of saproxylic beetles in a former commercial forest. W: The appropriateness of non-intervention management for protected areas and Natura 2000 sites. Conference Report Smi, Czech Republic, January 2009, str. 38–39.
- Pawlaczyk P., 2008. *Natura 2000. Niezbędnik leśnika*. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin.
- Puchalski T., 2000. *Rębnie w gospodarstwie leśnym. Poradnik leśniczego*. PWRiL, Warszawa.
- Rakiel-Czarencka W., 2004. *Retencja w lasach*. „Przyroda Polska” 11/2004.
- Rykowski K., 2007. *Koniec leśnictwa?* [W: Sierota Z. (red.) *Quo vadis forestry?* IBL, Sękocin Stary, s. 162–182].
- SPHL 2004. Zielony R., Bańkowski J., Cieśla A., Czerepko J., Czępińska-Kamińska D., Kliczkowska A., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Mąkosa K., Sikorska E., 2004. *Siedliskowe podstawy hodowli lasu*. Ośrodek Rozwojowo-Badawczy Lasów Państwowych w Bedoniu. Warszawa.

- Stachura-Skierczyńska K., Bobiec A., 2008. *Raport – Stare drzewa i martwe drewno w polskich lasach*. OTOP, Warszawa, 20 str.
- Svoboda M. 2009. *Dynamic of the spruce-dominated mountain forests in Central Europe*. W: *The appropriateness of non-intervention management for protected areas and Natura 2000 sites*. Conference Report Srni, Czech Republic, January 2009, str. 30–31.
- Szmidt K., Podgórski T., Kowalczyk R., Gulczyńska A., 2007. *O wymaganiach środowiskowych rysia eurazjatyckiego *Lynx lynx* do bezpośredniego wykorzystania w aktywnej ochronie gatunku w Polsce*. [W: *Studia i materiały CEPL*. R.9. zeszyt 2/3 (16)/2007. Rogów].
- Szcześniak E., 2009. *Renaturyzacja i kompensacja siedlisk naskalnych – zderzenie teorii z praktyką*. Referat na konferencji „Renaturyzacja i kompensacja przyrodnicza”, Instytut Ochrony Przyrody, Kraków 2009.
- Thauront M., Stalleger M., 2008. *Management of Natura 2000 habitats – *Luzulo-Fagetum* beech forests*. European Commission 2008.
- Witkowski Zb., 2007. *Krajowy plan zarządzania gatunkiem nadobnica alpejska (*Rosalia alpina* L.)*. Kraków. http://natura2000.mos.gov.pl/natura2000/pl/aktualnosci.php?aktualn_id=19 (dla 1087).
- WWF 2004. *Deadwood – living forests. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity*. WWF Report – October 2004.
- ZHL 2003. *Zasady Hodowli Lasu*. Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy LP w Bedoniu.

LISTA PODRĘCZNIKÓW WYDANYCH NA TEMAT MIĘDZYSEKTOROWEGO ODDZIAŁYWANIA PROGRAMU NATURA 2000

- Korzyści dla rolnictwa wynikające z gospodarowania na obszarach Natura 2000
- Natura 2000 a gospodarka wodna
- Natura 2000 w leśnictwie
- Natura 2000 w ocenach oddziaływania przedsięwzięć na środowisko
- Natura 2000 w planowaniu przestrzennym – rola korytarzy ekologicznych

Ogónoeuropejska sieć ekologiczna NATURA 2000 tworzona jest w celu zachowania przyrodniczego dziedzictwa naszego kontynentu. Podstawą jej tworzenia i funkcjonowania są przepisy dyrektywy Rady EWG o ochronie dziko żyjących ptaków, zwanej potocznie dyrektywą ptasią oraz dyrektywy Rady EWG o ochronie naturalnych siedlisk oraz dziko żyjącej flory i fauny, zwanej dyrektywą siedliskową.

Jej podstawowym celem jest ochrona różnorodności biologicznej na obszarze państw członkowskich Unii Europejskiej. Ochrona ta ma polegać między innymi na zachowaniu lub odtworzeniu rzadkich i zagrożonych wyginięciem siedlisk przyrodniczych, populacji gatunków roślin i zwierząt oraz ich ostoi, reprezentatywnych dla poszczególnych regionów biogeograficznych na terenie Wspólnoty.

Ich ochrona odbywa się m.in. poprzez wyznaczenie sieci Natura 2000, a w jej ramach utworzenie sieci Specjalnych Obszarów Ochrony Siedlisk ustanawianych na podstawie dyrektywy siedliskowej i Obszarów Specjalnej Ochrony Ptaków, powołanych zgodnie z zaleceniami dyrektywy ptasiej. Jednocześnie te dyrektywy uznają, iż ochrona różnorodności biologicznej powinna dokonywać się z uwzględnieniem interesów społeczności lokalnych oraz przy udziale i współpracy wszystkich zainteresowanych stron.

Podręczniki, które Państwu przekazujemy powstały w ramach projektu współpracy bliźniaczej pomiędzy Polską i Hiszpanią, przy dużej pomocy hiszpańskich ekspertów i zaangażowaniu powstałych w tym celu Grup Roboczych. Podręczniki te mają za zadanie przybliżyć problemy i sposób ich rozwiązywania, z którymi będziemy się spotykać podczas prowadzenia działalności na cennych przyrodniczo obszarach. Mamy jednocześnie nadzieję, że podręczniki te przyczynią się do wdrożenia zasady rozwoju zrównoważonego, który przyniesie oczekiwane korzyści ekonomiczne, nie stwarzając przy tym ryzyka dla zachowania i przetrwania zasobów przyrodniczych.

Oddajemy także do Państwa dyspozycji dodatkowe materiały, które zamieszczone są na dołączonej do podręcznika płycie. Znajdują się tam zarówno załączniki do poszczególnych podręczników, jak i zestaw prezentacji i materiałów informacyjnych dotyczących sieci Natura 2000, które powstały w ramach poprzednio realizowanych projektów.

ISBN 978-83-89994-03-5



MINISTERSTWO
ŚRODOWISKA



GENERALNA
DYREKCJA
OCHRONY
ŚRODOWISKA



LASY PAŃSTWOWE



Publikacja
współfinansowana
ze środków
Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej