



Drugie życie drzewa

Jerzy M. Gutowski • Andrzej Bobiec
Michał Ciach • Anna Kujawa
Karol Zub • Paweł Pawlaczyk

Drugie życie drzewa

Wydanie II, uzupełnione i poprawione

Autorzy:

Jerzy M. Gutowski (redaktor I wydania)

j.gutowski@ibles.waw.pl

Andrzej Bobiec

abobiec@ur.edu.pl

Michał Ciach

michal.ciach@urk.edu.pl

Anna Kujawa

annakujawa@poczta.onet.pl

Karol Zub

karolzub@ibs.bialowieza.pl

Paweł Pawlaczyk (redaktor II wydania)

pawel.pawlaczyk@kp.org.pl

Autorami dodatków zamieszczonych na końcu książki są:

A. Bobiec, B. Jaroszewicz, A. Keczyński, P. Pawlaczyk, A. Szymura, K. Zub

Zdjęcia:

J. Baake, A. Bobiec, L. Buchholz, C. Bystrowski, M. Ciach, M. Czasnoję, G. Domian, J.M. Gutowski, S. Jakimiuk, W. Janiszewski, Z. Kołodzki, J. Korbel, M. Książek, A. Kujawa, K. Kujawa, M. Kulesza, T. Leski, M. Miłkowski, P. Pawlaczyk, B. Pirga, R. Ruta, M. Sławski, K. Sućko, A. Sulej, A. Szczepkowski, A. Wajrak, J. Walencik, R. Wilgan, K. Zub

Bardzo dziękujemy Autorom zdjęć za ich udostępnienie.

Rysunki:

M. Bobiec, M. Ciach, P. Galicki, M. Waszkiewicz

Recenzenci
wydania II:

prof. dr hab. Jerzy **Szwagrzyk**
dr Lech **Buchholz**

© copyright by Fundacja WWF Polska, Warszawa 2022

Wydawca:

Fundacja WWF Polska
ul. Usypiskowa 11, Warszawa
www.wwf.pl

ISBN 978-83-60757-96-3

eISBN 978-83-60757-95-6

Sposób cytowania:

Gutowski J.M., Bobiec A., Ciach M., Kujawa A., Zub K., Pawlaczyk P. 2022. *Drugie życie drzewa*.
Wydanie II. Fundacja WWF Polska, Warszawa.

Publikacja sfinansowana przez: Fundacja WWF Polska

Koordinacja projektu: Stefan Jakimiuk, Fundacja WWF Polska

Fotografia na okładce: Jan Walencik

Redakcja tech. i korekta: Hanna Garczyńska

Opracowanie graficzne: Andrzej Poskrobko, Stefan Jakimiuk

Skład i łamanie: Agencja Wydawnicza Ekopress

Druk i oprawa: Drukarnia Biały Kruk Milewscy sp. j.

Drugie życie drzewa



Fundacja WWF Polska
Warszawa 2022

Spis treści

OD WYDAWCY	7
Rozdział 1. WSTĘP	9
1.1. Co to jest drewno?	12
1.2. Do jakich rozmiarów dorastają i jak długo żyją drzewa?	14
Rozdział 2. POCHODZENIE, BILANS I CECHY MARTWEGO DREWNA	21
2.1. Martwe drewno na żywym drzewie – mikrosiedliska nadrzewne	22
2.2. Martwe drzewa w lasach	30
• Kiedy drewno żyć zaczyna...	30
• Sposoby „dostawy” martwych drzew	33
• Jakość martwego drewna – zróżnicowanie w warunkach naturalnych	37
• Gatunek drzewa zamierającego – rola źródła martwego drewna	38
• Postaci martwego drewna	38
• Stopień rozkładu martwego drewna	39
• Wielkość pojedynczych fragmentów martwego drewna	39
• Warunki mikroklimatyczne	41
• Ilość i jakość martwego drewna w lesie gospodarczym	41
2.3. Martwe drzewa poza lasem: w parkach, zadrzewieniach i innych środowiskach	43
• Znikający krajobraz ekotonów leśnych i lasów pastwiskowych...	43
• Parki	45
• Zadrzewienia	47
• Wody i ich sąsiedztwo	48
Rozdział 3. ŻYCIE PO ŚMIERCI	55
3.1. Etapy i konsekwencje zamierania drzew	56
3.2. Jak martwe drzewa „ożywają”: kolonizacja martwych drzew i martwego drewna	61
Rozdział 4. ZAMIERAJĄCE I MARTWE DREWNO W ŻYWYM LESIE	67
4.1. Zamierające i martwe drewno jako środowisko życia	68
4.1.1. Kręgowce.....	68
• Wilgotna jaskinia czy słoneczna plaża – płazy i gady	68
• Ptasie apartamenty	69
• Kryjówki i łowiska – ssaki	79
4.1.2. Bezkręgowce	89
• Zagrożenia dla bezkręgowców związanych z martwym drewnem	106
• W lesie naturalnym nie ma „szkodników”	114
• Kornik drukarz w Puszczy Białowieskiej	115
4.1.3. Glony, wątrobowce, mchy i rośliny naczyniowe	126
• Glony – rośliny nie tylko ekosystemów wodnych	129
• Wątrobowce i mchy – martwe drzewa mają wpływ na występowanie wyspecjalizowanych gatunków	130
• Rośliny naczyniowe – martwe drzewa tworzą mozaikowość siedlisk	133
4.1.4. Grzyby	138
• Ani roślina, ani zwierzę – dlaczego grzyby stanowią oddzielną grupę organizmów żywych?	138
• Związki niezbędne, wspomagające wzrost i rozwój drzew – mykoryza...	138
• ... i związki niebezpieczne, chociaż również niezbędne – grzyby powodujące zamieranie drzew i wspomagające krążenie pierwiastków w ekosystemach	139
• Wielkie „sprzątanie” i „rozdawanie” substancji odżywczych – grzyby saprotroficzne	142
• Powiązania grzybów z różnymi gatunkami drzew	152
• Kolonizacja martwego drewna przez grzyby	156
• Zagrożenia utraty różnorodności grzybów nadrewnowych	159
• Zależności nieoczywiste... grzyb-zwierzę	161

4.1.5. Porosty	163
4.1.6. Śluzowce	166
4.2. Od leśnego „paliwa” do retencji wody w lesie	171
4.2.1. Leśne „paliwo”	171
4.2.2. Magazynowanie materii organicznej	172
4.2.3. Akumulacja węgla i azotu	174
• Spalanie resztek pozrębowych	174
4.2.4. Martwe drewno magazynem wody	175
4.2.5. Rola martwych drzew w odnowieniu lasu	176
• Leśne „piastunki”	176
• Leśne „kojce”	180
4.2.6. Martwe drzewa chronią zbocza gór	181
4.2.7. Znaczenie wykrotów i martwego drewna dla procesów glebowych	182
• Wykroty – leśne „ruchy górotwórcze”	182
• Gdy drzewo „w proch się obraca”...	183
4.3. Martwe drewno w ciekach	186
Rozdział 5. MARTWE DREWNO W OCHRONIE LASU I OCHRONIE PRZYRODY..	193
5.1. Martwe drewno w lesie – coraz większe zrozumienie	194
• Dobry gust i złe przyzwyczajenia	194
• Stopniowa zmiana podejścia	195
5.2. Martwe drewno a ochrona przyrody	201
• Martwe drewno jako składnik chronionych ekosystemów i wskaźnik ich stanu	201
• Ochrona gatunkowa zwierząt, roślin i grzybów	206
• Świadectwo przeszłości – ostoje gatunków reliktowych	212
• „Zagospodarowanie dla rozpadu”	218
5.3. Rozległe zaburzenia – niechciany dar przyrody?	220
5.4. Martwe drewno a zagrożenia bezpieczeństwa	224
Rozdział 6. MARTWE DREWNO W NAUCE I GOSPODARCE	231
• Obiekt badań naukowych	232
• Martwe drewno jako „towar”	232
Rozdział 7. DREWNO JAKO SUROWIEC	243
• Apel do leśników	247
Rozdział 8. PODSUMOWANIE	249
• Wnioski	251
DODATKI	255
Dodatek 1: Metody jakościowej i ilościowej oceny martwego drewna	256
Dodatek 2: Zajęcia edukacyjne: „Po co nam martwe drzewa?”	262
LITERATURA	271
SKOROWIDZ ŁACIŃSKICH NAZW ORGANIZMÓW	303
SKOROWIDZ POLSKICH NAZW ORGANIZMÓW	322
SKOROWIDZ HASEŁ TEMATYCZNYCH	337
O AUTORACH	342

○

●

Od Wydawcy

W 2004 r., w ramach projektu prowadzonego przez WWF Polska w Puszczy Białowieskiej, ukazała się książka pt. *Drugie życie drzewa*. Jej publikacja związana była z potrzebą edukacji społeczeństwa nt. ochrony pozostałości naturalnych, nizinnych lasów w Puszczy Białowieskiej oraz zachodzących tam procesów przyrodniczych. Ostatecznie książka ta uzyskała jednak bardziej uniwersalny charakter, ponieważ odnosiła się do potrzeby zachowania różnorodności przyrodniczej w ogóle. Ocenia się, że niemal $\frac{2}{3}$ wszystkich gatunków roślin, zwierząt i grzybów występujących w ekosystemach lądowych związanych jest z lasami. Z tego aż 50% gatunków leśnych w mniejszym lub większym stopniu zależy od zamierających lub martwych drzew. Nie ma więc wątpliwości, że „martwe drewno” jest źródłem życia i bogactwem lasu – niezbędnym ogniwem dla utrzymania zachodzących w ekosystemach leśnych ważnych procesów przyrodniczych.

Od ukazania się pierwszego wydania książki mija 18 lat. W tym czasie wyrosło nowe pokolenie leśników i przyrodników. Obecnie nikt już nie kwestionuje roli martwych drzew dla zachowania wartości przyrodniczych. Przedmiotem dyskusji i ewentualnych sporów mogą być kwestie – ile „martwego drewna”, w jakiej postaci i gdzie. Programy i ścieżki edukacyjne dotyczące tych zagadnień są niemal w każdym parku narodowym, a także w wielu nadleśnictwach, a więc również w lasach gospodarczych. „Martwe drewno” jest tematem pojawiającym się w edukacji pozaszkolnej, w szkołach średnich (np. w zagadnieniach maturalnych) oraz na kierunkach studiów przyrodniczych. To bardzo ważne dla wzrostu akceptacji społecznej dla pozostawiania martwych drzew w lasach. Ciągłe trudnym tematem jest uwzględnianie wielkoprzestrzennych zaburzeń (powodowanych przez porywiste wiatry, trąby powietrzne) jako okazji do uruchomienia naturalnych procesów zwiększających udział zamierających i martwych drzew w lasach gospodarczych. Mijemy nadzieję, że i w tej materii będzie większe zrozumienie wśród decydentów, którzy powinni podejmować decyzje o wyłączeniu przynajmniej części obszarów pokłeskowych z ingerencji człowieka, jako miejsc referencyjnych dla obserwacji naturalnych procesów regeneracji ekosystemów leśnych. Jest to niezmiernie ważne w kontekście adaptacji do zachodzących zmian klimatycznych.

Na przestrzeni ostatnich niemal 20 lat badania naukowe dotyczące bardzo różnych aspektów roli „martwego drewna” w przyrodzie bardzo się rozwinęły, i to zarówno na bazie obiektów krajowych, jak i za granicą. Od wielu lat zachęcano nas do wznowienia i zaktualizowania cieszącej się dużą popularnością publikacji. A więc przyszedł czas na drugie życie *Drugiego życia drzewa*. Pod względem koncepcji i układu treści, drugie wydanie książki bazuje w dużej mierze na swoich pierwowzorze. Znacznie rozszerzono jednak zakres materiału oraz zaktualizowano treści zawarte w pierwszym wydaniu. Wynika to w znacznym stopniu z powiększenia grona autorów tej książki. Dzięki temu szeroko zostały opisane zagadnienia związane z rolą tzw. drzew biocenotycznych i mikrosiedlisk nadrzecznych w lasach. Zupełnie nową jakością uzyskały rozdziały opisujące grzyby, porosty i śluzowce oraz ich związki z „martwym drewnem”. Zdecydowane zmiany zaszyły również w tematach wcześniej już opisywanych. O nowe zagadnienia i treści został rozszerzony rozdział 5. pt. „Martwe drewno w ochronie lasu i ochronie przyrody”. Wprowadzono szerzej ujęte zagadnienie roli martwego drewna w wodach. Zaktualizowano oraz uzupełniono, przede wszystkim o nową literaturę, również pozostałe rozdziały publikacji. Przybyło wiele nowych – atrakcyjnych merytorycznie i wizualnie – fotografii.

Oddajemy w ręce Czytelników, mamy nadzieję, potrzebną i ważną książkę, która będzie zachęcać do innego patrzenia na las oraz inspirować do ochrony tego, co w nim najcenniejsze.

Stefan Jakimiuk
WWF Polska

○

●

Wstep 1



**Bo gdybyś przeszedł bory i podszyte knieje,
Trafisz w głębi na wielki wał pniów, kłód, korzeni,
Obrotny trzęsawicą, tysiącem strumieni
I siecią zielsk zarosłych, i kopcami mrowisk,
Gniazdami os, szerszeńców, kłębami wężowisk.**

(...)

**Na dole jak ruiny miast: tu wywrot dębu
Wysterka z ziemi na kształt ogromnego zrębu;
Na nim oparte, jak ścian i kolumn obłamy,
Tam gałęziste kłody, tu na wpół zgniłe tramy**

(...)

A. Mickiewicz, „Pan Tadeusz”

Las, traktowany jako ekosystem, to nie tylko zbiór drzew (drzewostan), który stanowi najbardziej znaczącą pod względem biomasy część lasu, ale także wszystkie inne rośliny i pozostałe organizmy żyjące w tym środowisku. To przestrzeń (łącznie z glebą), w której obok powierzchni pokrytych drzewami są też tereny otwarte (polany, luki), porośnięte światłolubną roślinnością zielną i współwystępującą, związaną z nią fauną i fungą. Las w takim ujęciu jest obiektem dynamicznym, w którym wzrost i rozwój drzew oraz ich zamieranie nadają rytm i określają przestrzenne ramy nieustannie zachodzącym, różnorodnym procesom. Sieć wzajemnych powiązań pomiędzy gatunkami i zespołami gatunków jest zasadniczym czynnikiem względnej dynamicznej równowagi, gwarantującej trwanie lasu. Nieustanne zmiany relacji ilościowych między różnymi komponentami lasu, wynikające zarówno z naturalnych bądź wywołanych przez człowieka zaburzeń ekologicznych, jak i międzygatunkowych interakcji, intensyfikowane koniecznością dostosowywania się ekosystemu do zmian klimatycznych, sprawiają, że las nieustannie ewoluuje.

Lasy są głównym elementem zielonej infrastruktury i jako takie odgrywają kluczową rolę w podtrzymaniu życia na Ziemi. Wszystkim zatem powinno zależeć na jak najlepszym wykorzystaniu biologicznego potencjału lasów (w tym dostarczanych przez nie usług ekosystemowych) przy jednoczesnym zachowaniu ekosystemu w jak najlepszej kondycji; wraz z całą typową dla niego różnorodnością biologiczną. Martwe drewno odgrywa w tym działaniu kluczową rolę.

Polskie lasy reprezentują szerokie spektrum naturalności – od plantacyjnych monokultur, poprzez lasy użytkowane gospodarczo, ale zachowujące znamiona naturalności, po lasy wolne od celowej ingerencji człowieka. W tych ostatnich rola martwego drewna widoczna jest zwykle najpełniej. We wszystkich typach lasu pewna ilość butwiejącego drewna jest jednak niezbędna do prawidłowego funkcjonowania ekosystemu leśnego oraz do zachowania związanej z lasem różnorodności biologicznej, w tym wielu zagrożonych gatunków.

W ostatnich latach wiele napisano o martwym drewnie – jego znaczeniu dla różnych organizmów zamieszkujących lasy i roli w eko-

systemie. Wiedza naukowa na ten temat jest bogata i szybko narasta. W światowej literaturze naukowej istnieją już dobre opracowania przeglądowe, metaanalizy i syntezy. Wciąż jednak istnieje zapotrzebowanie na szersze kompendium omawiające możliwe wszechstronne role i znaczenie martwego drewna, przeznaczone dla odbiorcy posiadającego wykształcenie niekoniecznie przyrodnicze.

Pierwsze wydanie tej książki, które taką właśnie rolę miało spełnić, ukazało się w 2004 r. Świadomość roli martwego drewna w lasach – oraz postulaty, by je pozostawiać – były wówczas pewnym novum, nawet dla leśników i profesjonalistów ochrony przyrody. Przez 18 lat, jakie upłynęły od tego czasu, wiedza o roli drewna w ekosystemach, szczególnie leśnych, wzrosła niepomniernie. Zagadnienia dotyczące martwego drewna, jego roli ekologicznej, związanej z nim różnorodności biologicznej, stały się tematem setek publikacji naukowych. Ich liczba narasta z każdym kolejnym miesiącem. Ukazały się fundamentalne publikacje przeglądowe, a wśród nich książka „Biodiversity in Dead Wood” (Stokland i in. 2012), będąca kompendium wiedzy na ten temat. Istotnie zmienił się stan świadomości społecznej. Dziś, wśród osób zawodowo związanych z lasami i z ochroną przyrody, już raczej nikt nie wątpi, że w ekosystemie leśnym martwe drewno jest potrzebne. Padają jednak inne pytania: Ile „powinno” go być? Gdzie znaleźć kompromis między potrzebami ochrony przyrody a względami użytkowymi? Jak pogodzić potrzebę pozostawiania drewna w lesie z zapotrzebowaniem na drewno ze strony gospodarki? Jak rozsądnie odtworzyć zasoby martwego drewna w lasach, które wskutek niewłaściwej gospodarki zostały pod tym względem zubożone? Czy martwe drzewa są niebezpieczne dla ludzi? Gdzie znaleźć kompromis między potrzebami ekologicznymi a bezpieczeństwem? Czy pozostawianie zamierających i martwych drzew, dostarczając siedlisk dla owadów i grzybów o potencjale do masowego wzrostu liczebności populacji, nie zagraża trwałości drzewostanów? Co robić w sytuacjach wielkopowierzchniowego zniszczenia drzewostanu przez czynniki naturalne? Pomimo docenienia niegdyś niechcianego martwego drewna, wiedza o jego ekologii i znaczeniu w funkcjonowaniu ekosystemów nadal z pewnym trudem przebija się do powszechnej świadomości ogółu społeczeństwa. Dopiero zaczynamy uświadamiać sobie rolę martwych drzew w ekosystemach innych niż las – np. w ekosystemach wód czy też w miejskich parkach.

W tych okolicznościach uznaliśmy za potrzebne przygotowanie drugiego, zaktualizowanego wydania książki. W maksymalnym stopniu staraliśmy się zachować układ i treści z wydania pierwszego, ale niektóre części wymagały głębszych zmian, znacznego rozwinięcia, a niekiedy wręcz opracowania od nowa. Mimo to książka nie jest w stanie objąć całej dostępnej dziś wiedzy. Mamy więc nadzieję, że Czytelnicy bardziej zainteresowani tematem zechcą się

gnąć do specjalistycznej literatury. Wybrane, najważniejsze i szczególnie polecane pozycje cytujemy na końcu poszczególnych rozdziałów, natomiast szersze zestawienie literatury, z której korzystaliśmy, zamieszczamy na końcu książki.

Martwe drewno – czym w istocie jest? Drewno to najogólniej materiał, z którego są zbudowane drzewa i krzewy. Jest w większości (ponad 90%) tkanką nieożywioną, tj. taką, w której nie przebiegają procesy przemiany materii, choć występują w nim również komórki żywe. Organizmy o złożonej, tkankowej strukturze, oprócz tkanek składających się z żywych komórek, wytwarzają również tkanki pozbawione żywych komórek lub z niewielkim ich udziałem. U roślin drzewiastych przykładem takiej tkanki jest drewno. Wytwarzane przez znajdującą się pod korą tkankę twórczą – tzw. miążgę (kambium), choć przeznaczone do pełnienia kluczowej funkcji fizjologicznej drzewa, drewno składa się w przeważającej części z martwych komórek. W tym kontekście określenie „martwe drewno” nie jest terminem precyzyjnym, a jedynie przyjętą dla naszej i Czytelników wygody konwencją, nawiązującą do rozpowszechnionego w anglojęzycznej literaturze terminu „deadwood”. Martwym staje się cały organizm drzewa (podobnie jak zwierzęcy) po śmierci. Nie możemy też uznać za „śmierć” drewna chwili, w której przestaje ono uczestniczyć – jako tkanka przewodząca – w procesach życiowych drzewa. U gatunków twardełowych (por. rozdz. 1.1) niepełniącą tej funkcji twardeł mogliśmy co najwyżej określić jako tkankę nieożywioną, spełniającą funkcję mechaniczną, ale nie przewodzącą. „Martwe drewno” nie jest więc kategorią wynikającą z uniwersalnej logiki, zgodnie z którą stan bycia martwym oznacza konsekwencję zakończenia życia. Jest to szeroko przyjęta konwencja, stosowana dla wyróżnienia tkanki drzewnej, która, za sprawą zasiedlających ją żywych organizmów, podlega rozkładowi. Paradoksalnie więc, termin „martwe drewno” stosujemy do drewna w ten sposób „ożywionego”, podczas gdy drewno jako takie pozostaje tkanką nieożywioną.

Niekiedy mówi się także o „rozkładającym się” drewnie martwych roślin drzewiastych lub obumarłych części takich roślin. Również i to określenie nie jest jednak precyzyjne, bo drewno nie rozkłada się samo (jest to proces, w którym bierze udział plejada różnych organizmów, w szczególności grzybów i bezkręgowców).

Kiedy mówimy o drewnie, to raczej myślimy nie o rosnących, żywych drzewach, ale o martwych osobnikach (stojące, leżące drzewa), bądź ich częściach (fragmenty pni, konary, gałęzie, korzenie, złomy, pniaki). Rzadko kiedy przychodzi nam na myśl drewno żyjącego drzewa lub krzewu. Wystarczyłoby więc zazwyczaj mówienie o drewnie, bez dodatkowych określeń. Jednak, aby nie pozostawiać naszym Czytelnikom żadnych wątpliwości, będziemy mówić o martwym drewnie.



Fot. 1 (J. Walencik)
Obumierające drzewa są cennym składnikiem ekosystemu leśnego

Lasy należą do najbardziej złożonych i gatunkowo najbogatszych środowisk lądowych Ziemi. Spośród lądowych organizmów ponad połowa gatunków związana jest z formacjami leśnymi. Martwe drzewa i krzewy oraz ich części stanowią integralną część lasu (Fot. 1), potrzebną do prawidłowego funkcjonowania ekosystemu oraz do utrzymania różnorodności biologicznej [specjalistyczne pojęcia są objaśniane na marginesach] i w konsekwencji do zapewnienia trwałości takiego lasu.

W naszych szerokościach geograficznych, na półkuli północnej, drewno ulega pełnemu rozkładowi po 10-100 latach (w zależności, między innymi, od gatunku drzewa, rozmiarów drewna, usytuowania względem powierzchni gruntu, sposobu śmierci drzewa, warunków klimatycznych i splotu warunków pogodowych, mikroklimatu miejsca zalegania). W naturalnym lesie lokalnie drewna drzew martwych może być więcej niż drewna drzew żywych, a na większej powierzchni objętość martwego drewna osiąga zwykle do 50% miąższu żywego drzewostanu. Jest to więc istotny element lasu, bez którego powinniśmy mówić raczej o drzewostanach, a nie o lesie jako ekosystemie.

Pisząc o roli i znaczeniu martwego drewna, korzystaliśmy z naszych osobistych obserwacji i badań. Głównie jednak bazowaliśmy na obszernej literaturze przedmiotu, nie ograniczając się do piśmiennictwa polskiego, czy nawet europejskiego.

W Polsce najszerzej eksponowanym i najczęściej przywoływanym przykładem lasu obfitującego w martwe drewno jest Puszcza Białowieńska. Jest to stosunkowo dobrze zbadany obiekt przyrodniczy, a także najlepiej zachowany,

Różnorodność biologiczna (bioróżnorodność):

rozmaitość form życia na danym obszarze; rozpatrywana jest zazwyczaj na trzech poziomach organizacji przyrody: różnorodności genetycznej (zróżnicowania genów w populacji gatunku); różnorodności gatunkowej (rozmaitości gatunków występujących na danym obszarze); różnorodności ekologicznej, czyli różnorodności typów biocenoz (typów ekosystemów, zbiorowisk roślinnych, typów siedlisk, typów krajobrazów). W publicystyce pojęcie bywa używane jako synonim „przyrody”.

Miąższ

(= zapas, masa, zasobność): termin używany w leśnictwie, oznaczający objętość drewna (m³) drzew rosnących w płacie drzewostanu (wówczas wyrażana w m³), albo na jednostce jego powierzchni, najczęściej na 1 ha (wówczas wyrażana w m³/ha).

największy obszarowo, zbliżony do naturalnego las na niżu Europy w strefie lasów liściastych i lasów mieszanych. Wszyscy autorzy tej książki mają doświadczenie pracy w tym obiekcie leśnym, często więc sięgamy po pochodzące z niego przykłady. Tematem naszej książki nie jest jednak Puszcza Białowieska. Jest nim martwe drewno – element, którego nie powinno zabraknąć w żadnym lesie. Pragniemy pokazać Czytelnikom jak wiele życia jest w martwym drewnie, przedstawić różne aspekty jego pozażytkowego znaczenia, wprowadzić do tajemniczego świata roślin, zwierząt i grzybów związanych z butwiejącymi kłodami, wykrotami, pniami, pniakami i konarami drzew.

W książce staraliśmy się stosować polskie nazwy systematyczne, jednak dla wygody Czytelników z innych krajów, zamieściliśmy także nazwy łacińskie. Pewne gatunki opisaliśmy tylko łacińską nazwą naukową, ponieważ niektóre zwierzęta, rośliny i grzyby nazw polskich nie mają. Aby nie było wątpliwości o jakich gatunkach mówimy, zamieszczony na końcu książki skorowidz może pełnić także funkcję polsko-łacińskiego oraz łacińsko-polskiego słowniczka nazw gatunków. Kolejny skorowidz został sporządzony dla wymienionych w książce, mniej znanych terminów z zakresu leśnictwa lub nauk biologicznych.

W tym miejscu chcielibyśmy podziękować wszystkim osobom, które przyczyniły się do powstania tej książki. Podziękowania za wkład do I wydania należały się szczególnie: Stefanowi Jakimiukowi – za inspirację, Małgorzacie Bobiec – za wykonanie większości ilustracji i uwagi krytyczne do pierwszej wersji maszynopisu, Mirosławowi Waszkiewiczowi – za wykonanie rysunków niektórych owadów, Piotrowi Galickiemu – za wykonanie rysunków dzieciolów, Janowi Baake, Cezaremu Bystrowskiemu, Markowi Czasnojciowi, Wojciechowi Janiszewskiemu i Zbigniewowi Kołodzkiemu – za udostępnienie zdjęć, Janowi Walencikowi i Januszowi Korbelowi – za udostępnienie zdjęć oraz uwagi krytyczne do pierwszej wersji maszynopisu, Romanowi Królikowi, Danielowi Kubiszowi,

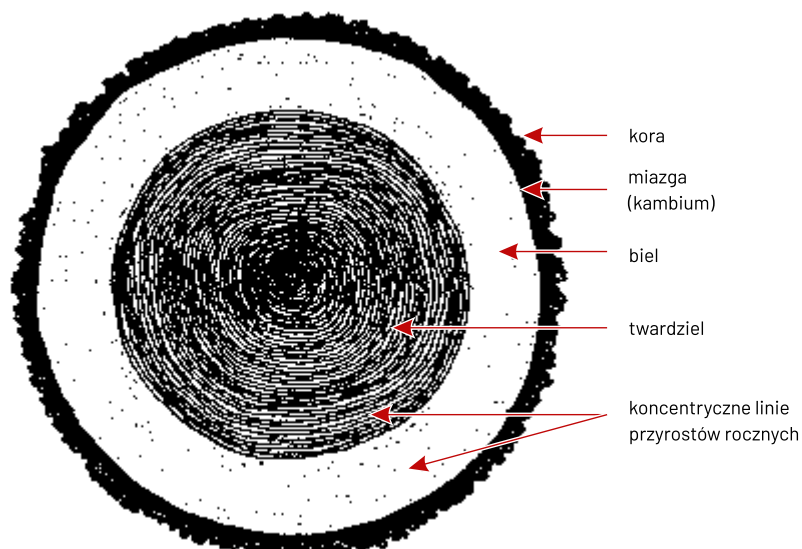
Andrzejowi Lasoniowi, Tomaszowi Majewskiemu, Andrzejowi Melke i Markowi Wanatowi – za uzupełnienie listy gatunków chrząszczy związanych ze świerkiem, Annie Bujakiewicz – za możliwość wykorzystania informacji o reliktowych grzybach, Ireneuszowi Ruczyńskiemu – za udostępnienie niepublikowanych danych dotyczących nietoperzy, Dorocie Szukalskiej – za udostępnienie niepublikowanych materiałów dotyczących roślin, Kazimierzowi Borowskiemu – za pomoc techniczną w przygotowywaniu ilustracji, Krzysztofowi Sućko – za pomoc w przygotowaniu indeksów i niektórych rycin oraz udostępnienie zdjęcia, Lechowi Buchholzowi, Januszowi B. Falińskiemu, Dawidowi i Kosmie Gutowskim, Bogdanowi Jaroszewiczowi, Wiesławowi Mułence, Czesławowi Okołowowi, Aleksandrowi W. Sokołowskiemu, Alinie Stankiewicz, Arkadiuszowi Szymurze oraz Krystynie Wojtkowskiej – za krytyczne uwagi do maszynopisu. Ponieważ ich wkład obecny jest nadal w tej książce, dziękujemy im ponownie, a o Tych, którzy już odeszli, zachowujemy wdzięczną pamięć. Do przygotowania wydania II inspirował i motywował nas ponownie Stefan Jakimiuk. Oprócz niego, szczególnie dziękujemy: Sylwii Kiercul za konsultację w zakresie porostów, Szymonowi Konwerskiemu, Romanowi Królikowi, Danielowi Kubiszowi, Markowi Miłkowskiemu, Tomaszowi Mokrzyckiemu, Radosławowi Plewie, Krzysztofowi Sućko, Henrykowi Szołtysowi za dyskusje i konsultacje dotyczące owadów; Rafałowi Rucie za dodatkowe informacje o mikrosiedliskach nadrzecznych i zasiedlających je owadach, Piotrowi Klubowi i Łukaszowi Misiunie za informacje o cennych obszarach występowania reliktowych saproksylobiontów; Lechowi Buchholzowi i Jerzemu Szwagrzykowi za trud przeczytania i zrecenzowania maszynopisu drugiego wydania i cenne uwagi do całego tekstu; Hannie Garczyńskiej za mrówczą pracę nad redakcją techniczną, indeksami i korektą maszynopisu oraz Andrzejowi Poskrobko za skład i cierpliwe wprowadzanie poprawek. Za wszelkie ewentualne usterki tego dzieła odpowiadają wyłącznie autorzy.

1.1. Co to jest drewno?

Rośliny naczyniowe: grupa roślin mających w pełni rozwinięte tkanki przewodzące. We współczesnej systematyce roślin nie stanowią spójnej jednostki, ale pojęcie jest mocno utrwalone w tradycji botanicznej. Tradycyjnie grupę tę dzielono na paprotniki i rośliny nasienne. Do roślin naczyniowych nie należą: mchy, wątrobowce, glewiki.

Drewno (ksylem) to, według definicji botanicznej, złożona tkanka roślin naczyniowych, zbudowana z naczyń lub cewek przewodzących wodę i sole mineralne oraz z elementów wzmacniających (włókna drzewne, cewki włókniste) i spichrzowych (mięksisz drzewny). Występuje powszechnie w łodygach i korzeniach roślin drzewiastych. Elementy naczyniowe tworzą w pniach drzew warstwy bielu – przewodzącego wodę, i twardej – nie przewodzącej wody, o komórkach mięksiszowych zdrewniałych i naczyniach zamkniętych wcistkami (Ryc. 1).

U części gatunków drzewiastych (np. brzoza, osika, olsza, grab, jawor, klon) całość nieuszkodzonego (np. przez działalność grzybów i owadów) drewna, zdrowego przez całe życie drzewa, pełni funkcję przewodzącą. U większości naszych drzew (m.in. dąb, jesion, buk, lipa, sosna) dochodzi jednak z czasem do wyłączenia z czynnej funkcji wewnętrznych (starszych) warstw drewna, które stają się „drewnem twardej” (lub po prostu „twardzielą”) – o komórkach mięksiszowych zdrewniałych i naczyniach zamkniętych wcistkami. Zewnętrzne, fizjologicznie



Ryc. 1 Przekrój poprzeczny pnia drzewa (M. Bobiec)

czynne warstwy drewna nazywamy u tych gatunków „drewnem bielastym” lub „bielem”.

Według definicji technicznej, drewno to surowiec otrzymywany ze ściętych drzew i formowany przez obróbkę w różnego rodzaju sortymenty (asortymenty). Drewno ma dużą wytrzymałość przy małej gęstości (względna wytrzymałość dorównuje wytrzymałości stali, wykazuje małe przewodnictwo ciepła i dźwięku). Niekorzystną, z technologicznego punktu widzenia, cechą drewna jest jego duża higroskopijność (nasiąkliwość), pęcznienie, kurczenie się i pękanie oraz stosunkowo mała trwałość. Są to oczywiście uogólnienia, gdyż cechy drewna zależą silnie od gatunku drzewa, warunków wzrostu, sposobu sezonowania drewna. Możliwość wyboru drewna o odpowiednich cechach i doboru odpowiednich technologii jego przerobu

i zastosowania umożliwia szeroką gamę zastosowań drewna i sprawia, że w XXI wieku nadal jest ono niemal niezastąpionym materiałem.

W naszej strefie klimatycznej na przekroju poprzecznym drewna wyróżnia się współrodkowe pierścienie ze słojami rocznymi, których liczba określa wiek drzewa. Na przekrojach słoje rocznych rozróżnia się warstwy drewna wczesnego (powstałego wiosną) i drewna późnego (powstałego latem), które ma ciemniejszą barwę i gęstość 1,5× większą od wczesnego. Pod względem chemicznym drewno jest konglomeratem kilku wielkocząsteczkowych związków organicznych: celulozy (40-60%), hemiceluloz (ok. 23-35%), ligniny (21-30%) i innych substancji, jak żywice, woski, tłuszcze, garbniki, alkaloidy i związki mineralne.

Wcistki:

wyrosty komórek miękiszowych drewna, wrastające do światła naczyń lub do wnętrza przewodów (żywicznych, gumowych) poprzez jamki i blokujące procesy przewodzenia.



Fot. 2 (J. Walencik) Przekrój poprzeczny poprzez złamany, zmurzały świerk – widoczne słoje roczne

Drewno nie niszczy przez setki lat, jeżeli znajduje się w warunkach suchych, przy stałej wilgotności, albo jest stale zanurzone w wodzie. Za niezwykle cenny materiał meblarski uchodzi szczerbiałe drewno dębowe wydobywane spod grubych warstw torfu lub mułu, zakonserwowane w wyniku setek lat przelegiwania w warunkach beztlenowych. Trwałość drewna zwiększa się poprzez nasycenie substancjami przeciwgnilnymi oraz produkując tzw. tworzywa drzewne, np. sklejkę, lignoston (drewno prasowane), lignofol (drewno warstwowo prasowane) itp.

Drewno, w zależności od gatunku, wykazuje zróżnicowane właściwości fizyczne i chemiczne oraz różną trwałość. Bardzo miękkie, lekkie i łatwe w obróbce jest np. drewno lipy. Stąd jego powodzenie u rzeźbiarzy. Wyjątkowo lekkie jest też drewno z drzewa balsa *Ochroma pyramidale*, rosnącego w Ameryce Środkowej i Południowej. Jego ciężar właściwy wynosi około $0,1 \text{ g/cm}^3$. Z drewna tego zbudowana została m.in. słynna tratwa Kon-Tiki Thora Heyerdahla.

Stosunkowo twarde i ciężkie jest drewno grabu i dębu. Wyjątkowo twarde i trwałe jest drewno gwajakowe, pochodzące z gwajakowca, drzewa rosnącego w Ameryce Środkowej. Drewno to jest tak ciężkie (ciężar właściwy ok. $1,1 \text{ g/cm}^3$), że tonie w wodzie. Używane jest m.in. do produkcji wykładzin łożysk śrub okrętowych (wysoka odporność na ścieranie i trwałość w 100% wilgotności). Równie twarde i trwałe jest też tzw. drewno żelazne, pocho-

dzące z drzew żelaznych. Kilkadziesiąt gatunków tych drzew występuje głównie w strefie tropikalnej (m.in. żelazowiec, żelaznik, wiązowiec, kazuaryna, parrocja, ostria).

Heban to cenne drewno otrzymywane z różnych gatunków drzew strefy podzwrotnikowej, o ciemnobrunatnej lub czarnej twardzieli, ciężkie, twarde i trudno łupliwe. Najcenniejszy jest heban czarny, dostarczany przez gatunki z rodzaju hebanowiec (głównie hurma hebanowa *Diospyros ebenum*). Używane jest m.in. do wyrobu mebli artystycznych i instrumentów muzycznych. Podobne właściwości i zastosowanie ma drewno palisandrowe, otrzymywane z drzew należących do rodzaju *Dalbergia*, które rosną w regionach tropikalnych Ameryki, Azji i Oceanii. Jest to wonne drewno o ciemnym, nieregularnym (smugi) zabarwieniu.

Słynne jest drewno mahoniowe, otrzymywane z różnych gatunków drzew rosnących w obu Amerykach i Afryce (m.in. z mahoniowca właściwego *Swietenia mahagoni*). Jest to drewno barwy cynamonowej lub czerwono-brunatnej, średnio twarde, odporne na wilgoc, niepekające, używane m.in. do wyrobu mebli i oklein. Z kolei drewno tekowe (tikowe) otrzymywane jest z teczyny wyniosłej *Tectona grandis* rosnącej na Półwyspie Indyjskim i w Indochinach, po Laos, Birmę i Tajlandię. Jest to drewno brunatne, wonne, żywiczne, o wysokiej wytrzymałości mechanicznej, bardzo trwałe i odporne na działalność owadów oraz grzybów.

1.2. Do jakich rozmiarów dorastają i jak długo żyją drzewa?

Sklerenchyma = twardzica:

tkanka zbudowana zwykle z komórek martwych, o silnie zdrewniałych ścianach komórkowych; w jej skład wchodzi włókna i komórki kamiennie.

Pierśnica:

grubość (średnica) drzewa na wysokości 1,3 m (na wysokości piersi dorosłego człowieka); termin używany w leśnictwie. W przypadku grubych drzew zwykle mierzy się i podaje obwód na wysokości 1,3 m, a nie średnicę; wartości te można przeliczyć wg wzoru: obwód = $3,14 \times$ pierśnica.

Rośliny drzewiaste to rośliny naczyniowe o wieloletnich zdrewniałych pędach. Należą do nich drzewa (np. sosna), krzewy (np. leszczyna *Corylus avellana*), krzewinki (np. borówka czernica *Vaccinium myrtillus* zwana czarną jagodą) i liany, czyli pnącza (np. bluszcz *Hedera helix*). Zawierają dużą ilość tkanek przesyconych ligniną lub tkanek sklerenchymatycznych. Często osiągnęły ogromne wymiary (wysokość, grubość) i dożywają tysięcy lat.

Drzewa istnieją na Ziemi od ponad 300 mln lat. Węgiel kamienny i brunatny to nie do końca rozłożone pozostałości tych przedhistorycznych roślin drzewiastych. Aktualnie w Polsce występuje przeszło 70 gatunków drzew i około 220 gatunków krzewów (włączając w to dawno sprowadzone i powszechnie uprawiane gatunki, ale nie licząc niedawno introdukowanych licznych gatunków roślin egzotycznych).

Najgrubsze drzewa w Polsce to zwykle dęby szypułkowe *Quercus robur* oraz topole białe *Populus alba* i topole czarne *Populus nigra*.

Znanych jest kilka drzew tych gatunków o pierśnicy ponad 3 m, tj. o obwodzie przekraczającym 10 m. Obwód ok. 10,8 m miały: dąb

Napoleon w Zaborze (lubuskie) oraz topola biała w Lesznie (mazowieckie) – oba te drzewa uległy już jednak zniszczeniu. W 2020 r. po pożarze zmarł również znany dąb Chrobry w Piotrowicach k. Szprotawy (dolnośląskie). Do najstarszych i najokazalszych polskich drzew należą także: dąb Chrześcijanin w Januszkowicach (podkarpackie), Dąb Bażyńskiego w Kadynach (warmińsko-mazurskie), dąb Bartek w Zagnańsku (świętokrzyskie) oraz dąb Jan Kazimierz w Warlubiu (pomorskie). Za krajową rekordzistkę grubości uchodziła jednak lipa drobno-listna *Tilia cordata* w Cielętnikach (śląskie), o obwodzie 10,8 m – była ona zrostem kilku pni, została złamana przez wiatr w 2017 r. i obecnie pozostał z niej tylko odziomek. Obwód przekraczający 10 m osiągnęły też dwa rosnące w parkach platany wschodnie *Platanus orientalis*: w Chojnie (zachodniopomorskie) i w Dobrzycy (wielkopolskie). W Komorowie k. Gubina (lubuskie) rośnie wiąz szypułkowy *Ulmus laevis* Wiedźmin o obwodzie prawie 10 m – choć złamała go wichura w 2020 r., resztką drzewa wciąż żyje, a martwe pozostałości pnia pozostawiono przy drzewie.

Najwyższe spośród rodzimych polskich drzew są jodły *Abies alba* i świerki *Picea abies* rosnące w Beskidach. Szacuje się, że Gruba Jodła na Babiej Górze miała za życia 60 m wysokości. Dokładnie zmierzony tzw. świerk Andersona w Istebnej, powalony przez wiatr w 2006 r., miał wysokość 53 m. Jeden ze świerków i jedna z jodeł w rezerwacie Śrubita w Beskidzie Żywieckim dochodzą do 51-52 m wysokości. W ostatnich latach w Bieszczadzkim Parku Narodowym odkryto jodłę o wysokości 53 m. Dorównują im najwyższe świerki w Puszczy Białowieskiej; w trakcie przeprowadzonych ostatnio badań odnotowano tam 5 drzew, których wysokość przekraczała 50 m (stan na 1.01.2019). Wszystkie znajdowały się w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego, a najwyższy świerk miał 52,2 m. Najwyższymi w Polsce są jednak posadzone przez dawnych leśników drzewa północnoamerykańskiego gatunku – daglezie zielone *Pseudotsuga menziesii*. Za rekordzistki uchodziły do niedawna daglezie rosnące k. Mesznej pod Klimczokiem w Beskidzie Śląskim, dorastające do 57,3 m. Niemal dorównuje im dagleź w nieodległym Szczyrku. W 2020 r. informowano o znalezieniu k. miejscowości Glinka w nadleśnictwie Ujsoły daglezi mającej 58,2 m wysokości. W 2021 r. w Górach Bardzkich w Sudetach znaleziono dagleź 59,4 m wysokości. Na Pomorzu, w arboretum w Karnieszewicach k. Koszalina, drzewa tego gatunku dorastają do 49,4 m.

Najgrubszym drzewem na świecie jest prawdopodobnie cypryśnik meksykański *Taxodium mucronatum*, rosnący w Santa María del Tule w stanie Oaxaca w Meksyku, mający około 40 m obwodu, jest on jednak zrosnięty z wielu pni. Za najgrubsze drzewa o pojedynczym pniu uważa się mamutowce olbrzymie *Sequoiadendron giganteum* rosnące w Kalifornii. Drzewo

General Grant w Parku Narodowym Kings Canyon w Kalifornii ma obwód ok. 27 m i wysokość ok. 81 m, zaś General Sherman w Parku Narodowym Sekwoja – obwód ok. 26 m i wysokość ok. 83 m. Objętość tych drzew szacuje się odpowiednio na 1300 i 1490 m³, co daje im tytuły dwóch największych pojedynczych drzew na świecie (dla porównania, przeciętna zasobność, tj. objętość wszystkich drzew na jednostce powierzchni, w polskich lasach wynosi 283 m³/ha). Z sekwojami konkurować grubością może baobab afrykański *Adansonia digitata* – w 2019 r. pojawiła się informacja o drzewie w Gravelotte w RPA o obwodzie „około 28 m”. Wiele baobabów w Afryce może mieć obwód przekraczający 15 m. Do światowych rekordzistów pod względem grubości należą też: platan wschodni w Şix Dursun w Górskim Karabachu (ok. 27 m obwodu), drzewo kamforowe *Cinnamomum camphora* w Aira w Japonii (22,5 m obwodu), świerk sitkajski *Picea sitchensis* w stanie Washington w USA (20 m obwodu).

Najwyższe drzewa świata to sekwoje wieczniezielone *Sequoia sempervirens* w Parku Narodowym i Stanowym Redwood w Kalifornii, osięgające wysokość 115 m. Najwyższa dagleź zielona w Oregonie (USA) ma ok. 100 m; podobnych rozmiarów dorastają najwyższe eukaliptusy królewskie *Eucalyptus regnans* w Tasmanii i Australii. Z XIX w. pochodzi informacja o eukaliptusie osięgającym wysokość 143 m; to drzewo jednak już nie istnieje, więc nie można tej informacji potwierdzić. W Europie eukaliptus różnobarwny *Eucalyptus diversicolor* o wysokości 73 m rośnie w Calle de Canas w Portugalii, a daglezie o wysokości 67 m w Betws-y-Coed w Walii oraz k. Freiburga w Badenii. Najwyższe drzewa rodzimych gatunków skupiają się w górach, w szczególnych miejscach – żyznych, osłoniętych od wiatru, gdzie las mógł rozwijać się



Fot. 3 (P. Pawlaczyk)
Dąb w Orisaare w Estonii (Saaremaa) jest wciąż chroniony, mimo że rośnie na środku boiska piłkarskiego

Klon, organizm klonalny:

skupienie identycznych genetycznie, ale odrębnych lub częściowo odrębnych wizualnie pędów rośliny, powstałe wskutek samorzutnego rozmnażania wegetatywnego. Poszczególne części klonu, tzw. ramety, mogą być połączone funkcjonalnie, np. wspólnym systemem korzeniowym, kłaczami lub pędami, ale mogą się także usamodzielniać. Nie mylić z rodzajem drzewa: klon (*Acer* spp.).

wystarczająco długo. Na przykład: w uroczysku Peručica w Parku Narodowym Sutjeska w Bośni stwierdzono jodły do 65 m i świerki do 64 m wysokości, w rezerwacie Havešova w Parku Narodowym Połoniny na Słowacji – buki *Fagus sylvatica* do 49 m, w rezerwacie Hrončeký grůň w paśmie Polana na Słowacji – jesiony *Fraxinus excelsior* do 49 m, jawory *Acer pseudo-platanus* do 45 m, wiązy górskie *Ulmus glabra* do 41 m.

Słynne ze swoich rozmiarów dęby, biorąc pod uwagę całą Europę, w porównaniu z przykładami podanymi wyżej, nie są takimi olbrzymami, jakby się mogło wydawać. Tym niemniej osiągają znaczny wiek i rozmiary. Najgrubszy jest słynny dąb szypułkowy zwany Kvileken, w południowo-wschodniej Szwecji (Rumskulla), o obwodzie niespełna 14,8 m. Nieco grubsza od niego (15,3 m obwodu) jest jednak lipa szerokolistna *Tilia platyphyllos* w Emsland w Dolnej Saksonii.

Interesująca jest też konkurencja o tytuł najstarszego drzewa świata, Europy czy Polski. O ile jednak rozmiary drzew są cechą dość łatwo mierzalną, wiek drzewa tylko w wyjątkowych przypadkach daje się dokładnie ustalić. Wprawdzie typowe dla drzew słoje roczne umożliwiają dokładne datowanie, ale zwykle środkowa część pni starych drzew jest wypróchniała i wówczas wiek można tylko zgrubnie szacować, ekstrapolując tempo przyrostu grubości. Dla niektórych drzew podawany w publikacjach wiek to tylko spekulacje.

Za najstarsze drzewa świata uchodzą sosny długowieczne *Pinus longaeva* (dawniej ten gatunek utożsamiano z sosną ościstą *Pinus aristata*) rosnące w Nevadzie i Kalifornii w USA. Najstarsze drzewa tego gatunku datowane są na ok. 4,9 tys. lat, co jest dość dobrze udokumentowane. Jedno z datowań dało nawet wynik 5,7 tys. lat, choć nie jest on jeszcze wystarczająco zweryfikowany. Wiek cyprysa patagońskiego *Fitzroya cupressoides* w Chile oszacowano na ok. 3,6 tys. lat. Do długowiecznych drzew należy cis *Taxus baccata*; wiek monumentalnego cisa w Gümeli w Turcji jest szacowany na ponad 4 tys. lat, a cisa w Fortingall w Szkocji na ok. 2,5 tys. lat. Na 2-3 tys. lat oszacowano wiek kilku mamutowców olbrzymich. W Europie wiek trzech modrzewi europejskich *Larix decidua* w Santa Geltrude w Południowym Tyrolu we Włoszech oszacowano na ok. 2,3 tys. lat. O tytuł najstarszego dębu szypułkowego konkurują drzewa: w Montravail we Francji, w Cartelos w Hiszpanii i w Stelmuže na Litwie, każdy z nich ma wiek szacowany na ok. 2,0 tys. lat. Do najbardziej długowiecznych gatunków drzew w Europie należy także sosna bośniacka *Pinus heldreichii*: w Grecji, w Bułgarii, w Czarnogórze i we Włoszech znane są drzewa tego gatunku, których wiek wiarygodnie wydatowano na ok. 1,1-1,3 tys. lat. Jednej z sosen pospolitych *Pinus sylvestris* w Finlandii przypisuje się wiek ok. 830 lat.

Powyższe dane dotyczą wieku pojedynczych pni drzew. Niektóre gatunki drzew mogą jednak odnawiać się wegetatywnie, wypuszczając

odrośla z korzeni, odrośla z szyi korzeniowej lub ukorzeniając ścielące się po ziemi gałęzie. Życie takiego drzewiastego organizmu może wówczas być znacznie dłuższe niż życie poszczególnych pni, stanowiących tylko jego części. Wiek takich klonów próbuje się szacować albo przez radiowęglowe datowanie najstarszych pozostałości drewna, albo przez ekstrapolację tempa odśrodkowego rozrostu organizmu. Przy takim rozumieniu wieku, za najstarszy drzewiasty organizm na świecie uważa się drzewostan-klon „Pando” amerykańskiej topoli osikowej *Populus tremuloides* rosnący w Utah w USA, rozrośnięty na 43 ha i według szacunków żyjący od 80 tys. lat. Wiek klonów amerykańskiego gatunku borówki *Gaylussacia brachycera* w Pensylwanii (USA) szacuje się na ok. 13 tys. lat, a klonalnych skupień niewielkich krzewów kreozotowych *Larrea tridentata* rosnących na pustyni Mojave w USA na 12 tys. lat. Wśród światowych rekordzistów znalazłyby się wówczas także świerk pospolity „Old Tjikko” rosnący w Parku Narodowym Fulufjället w Szwecji, tworzący kolejne pędy z ukorzeniających się przyziemnych gałęzi, prawdopodobnie już od 9560 lat. Zgrubne szacunki dają ok. 4000 lat historii oliwce europejskiej *Olea europaea* w Luras na Sardynii i kasztanowi jadalnemu *Castanea sativa* „Kasztan Stu Koni” na Sycylii.

W Polsce najstarsze drzewa to cisy pospolite. Najbardziej sędziwy przedstawiciel tego gatunku rośnie w Henrykowie Lubańskim (dolnośląskie) i liczy ok. 1,3 tys. lat. Wiek cisów w Wilkowicach (śląskie) i Bystrzycy k. Wlenia (dolnośląskie) szacowany jest na ok. 800-900 lat. Za najstarszy dąb szypułkowy uważano szacowane na ok. 820 lat drzewo w Kołobrzesckim Lesie (zachodniopomorskie; Fot. 4), powaliła je jednak wichura w 2016 r. Drugi na liście, wspomniany już wyżej dąb Chrobry w Piotrowicach, szacowany na ok. 780 lat, zamarł w 2020 r. po wcześniejszym podpaleniu w 2014 r. Wiek Dębu Bażyńskiego w Kadynach (warmińsko-mazurskie) jest szacowany na ok. 720 lat. Wszystkie te dane o wieku dębów są jednak mało dokładne. Na początku XXI w. oszacowano, że jedna z sosen rosnących na Sokolicy w Pieninach ma aż 550 lat. Imponujący wiek – 435 lat – osiągnęła jodła pospolita na Babiej Górze, jednak drzewo to już nie istnieje. Dębom bezszypułkowym *Quercus petraea* z uroczyska Radęcin w Działoszyńskim Parku Narodowym przypisywany jest wiek do 470 lat, a bukom – do 350 lat.

W Puszczy Białowieskiej rośnie wiele starych drzew: dębów, sosen, lip, jesionów i innych. Badacz puszczańskich drzew, Tomasz Niechoda, szacuje że w Puszczy może rosnąć ok. 3000 pomnikowych dębów o obwodach przekraczających 400 cm, przy czym w tym kompleksie leśnym stare dęby cechują się wyjątkowo okazałym pokrojem: wysokim, smukłym, oczyszczonym z gałęzi pniem. Najgrubsza sosna zwyczajna w Puszczy ma ok. 390 cm obwodu, a najwyższa – 44 m wysokości. Jedna z sosen ma ok. 390 lat. Świerki dorastają w Puszczy do 400 cm obwodu, 52 m wysokości i wieku ok. 270 lat;



Fot. 4 (P. Pawlaczuk)
Dąb Bogusław k. Ustronia Morskiego – dawniej aspirujący do tytułu najstarszego dębu w Polsce, dziś imponuje jako wielkie martwe drzewo pozostawione do naturalnego rozkładu

Tabela 1 Minimalne obwody drzew stanowiące przesłankę ich kwalifikacji na pomnik przyrody w Polsce, wg rozporządzenia Ministra Środowiska z 2017 r. (Dz. U. 2017 poz. 2300). Zgodnie z ustawą o ochronie przyrody, na terenach niezabudowanych, jeżeli nie stanowi to zagrożenia dla ludzi lub mienia, drzewa stanowiące pomniki przyrody podlegają ochronie także po śmierci, aż do ich samoistnego, całkowitego rozpadu

Rodzaj/gatunek drzewa	Rozmiar pomnikowy – minimalny obwód drzewa na wysokości 130 cm
bez koralowy, cis pospolity, jałowiec pospolity, kruszyna pospolita, rokitnik zwyczajny, szakłak pospolity, trzmielina	50 cm
bez czarny, cyprysik, czeremcha zwyczajna, czereśnia, głóg, jabłoń, jarzab pospolity, jarzab szwedzki, leszczyna pospolita, żywotnik zachodni	100 cm
grusza, klon polny, magnolia drzewiasta, miłorząd, sosna Banksa, sosna limba, wierzba iwa, żywotnik olbrzymi	150 cm
brzoza brodawkowata, brzoza omszona, choina, grab zwyczajny, olsza szara, orzech, sosna wejmutka, topola osika, tulipanowiec, wiąz górski, wiąz polny, wiąz szypułkowy, wierzba pięcioprzęcikowa	200 cm
daglezja, iglicznia, jesion wyniosły, jodła pospolita, kasztanowiec zwyczajny, klon jawor, klon zwyczajny, leszczyna turecka, modrzew, olsza czarna, perełkowiec, sosna czarna, sosna zwyczajna, świerk pospolity	250 cm
buk zwyczajny, dąb bezszypułkowy, dąb szypułkowy, lipa, platan, topola biała, wierzba biała, wierzba krucha	300 cm
inne gatunki topoli niż wymienione wyżej	350 cm

dęby szypułkowe do 780 cm obwodu, 44 m wysokości i 400 lat; lipy do 470 cm obwodu i 38 m wysokości. Na uwagę zasługuje też bardzo okazały jesion wyniosły rosnący w Białowieskim Parku Narodowym (45 m wysokości i 500 cm

obwodu). Z kompleksowych badań drzewostanów przeprowadzonych niedawno w polskiej części Puszczy Białowieskiej wynika, że jest tu ponad 20 mln drzew, a wśród nich 273 przekraczają wysokość 45 m (stan na 2015 r.).

Fot. 5 (P. Pawlaczyk)
Pomnik przyrody
„Krocząca Sosna”
w Łużnicy Żelichowskiej
w Puszczy Drawskiej,
zamarła w 2020 r.,
obecnie pozostaje jako
suche drzewo



Wiele okazałych drzew rozproszonych jest także w innych lasach Polski. Lasy Karpat obfitują w okazałe buki i jodły (w nadleśnictwie Bałigród rośnie „Lasumiła” podawana za najgrubszą dziś jodłę w Polsce, o obwodzie 520 cm; w Bieszczadzkim Parku Narodowym k. Hulskiego – nieoficjalna rekordzistka o obwodzie 560 cm). Wiele okazałych drzew rośnie także w lasach Pomorza.

Pewne wyobrażenie jak grube drzewa są w warunkach Polski postrzegane już jako „nie-

zwykle”, daje zestawienie tzw. rozmiarów pomnikowych, tj. grubości drzew kwalifikujących poszczególne gatunki na pomnik przyrody (choć grubość jest tylko jedno z kryteriów kwalifikacji; także drzewo cieńsze można uznać za pomnik, gdy ma inne wyróżniające go cechy indywidualne). Rozmiary te obecnie określa rozporządzenie Ministra Środowiska z 12 grudnia 2017 r. (Tabela 1). Podobne zestawienia sporządzano też lokalnie, np. dla poszczególnych kompleksów leśnych.

Polecana literatura do rozdziału 1:

- Borkowski K. 2001. Wędrówki dendrologiczne po Polsce, Litwie, Łotwie i Estonii. *Rocznik Dendrologiczny* 49: 297-305.
- Borkowski K., Tomusiak R., Zarzyński P. 2005. *Drzewa Polski. Najgrubsze, najstarsze, najszlachetniejsze*. PWN, Warszawa.
- Brown P.M. OLDLIST, A Database Of Old Trees. Rocky Mountain Tree-Ring Research [<http://www.rmtrr.org/oldlist.htm>].
- Danielewicz W., Kusiak W., Modrzyński J., Rudnicka-Sterna W., Węgiel A. 2001. Najgrubsze drzewa w Lasach Państwowych. *Przegląd Leśniczy* [<http://www.przegladlesniczy.com.pl/drzewa/>].
- Gach P. 2020. *Moje drzewa* [<http://mojedrzewa.pl>].
- Gach P. 2020. *Rejestr Polskich Drzew Pomnikowych* [<https://www.rpdpl.hostingasp.pl/>].
- Hereźniak J. 2013. *Mocarze czasu – pomnikowe drzewa w świecie i na ziemi łódzkiej*. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź, 390 s.
- Holeksa J., Saniga M., Szwagrzyk J., Czerniak M., Staszyńska K., Kapusta P. 2009. A giant tree stand in the West Carpathians – An exception or a relic of formerly widespread mountain European forests? *Forest Ecology and Management* 257, 7: 1577-1585.



Fot. 6 (P. Pawlaczyk)
Jedno ze starszych drzew
Europy – sosna bośniacka
Pinus heldreichii w górach
Piryn w Bułgarii

Klub Przyrodników 2000. Przykładowe wymiary drzew, kwalifikujące je do ochrony, według propozycji sformułowanych dla wybranych kompleksów leśnych w Polsce [http://www.kp.org.pl/pdf/poradniki/drzewa_pomnikowe.htm].

Korbel J., Niechoda T. 2020. Drzewa Białowieckiego Parku Narodowego [<http://www.drzewa.puszczabialowieska.eu/>].

Korczyk A. 2008. Inwentaryzacja drzew starych i drzew gatunków ginących w Puszczy Białowieckiej. *Leśne Prace Badawcze* 69, 2: 117-126.

Monumental Trees [<https://www.monumental-trees.com/en/>].

Nicholson R. 2011. Little Big Plant, Box Huckleberry (*Gaylussacia brachycera*). *Arnoldia* 68, 3: 11-18.

Niechoda T., Aleksiejczuk A., Chołuj P., Wróblewski K. 2019. *Puszcza gigantów. Rzecz o białowieckich dębach*. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań, 160 s.

Niedzielska B. 2001. Wiek sosen reliktowych na Sokolicy w Pienińskim Parku Narodowym. *Sylwan* 145, 1: 57-62.

Pacyniak C. 1992. *Najstarsze drzewa w Polsce – przewodnik*. Wyd. PTTK „Kraj”, Warszawa, 206 s.

Piovesan G., Biondi F., Baliva M., Presutti Saba E., Calcagnile L., Quarta G., D'Elia M., De Vivo G., Schettino G., Di Filippo A. 2018. The oldest dated tree of Europe lives in the wild Pollino massif: Italus, a strip-bark Heldreich's pine. *Ecology* 99, 7: 1682-1684.

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

rozdział 1: Podsumowanie

Drewno to złożona tkanka roślin, zbudowana z naczyń lub cewek przewodzących wodę i sole mineralne oraz z elementów wzmacniających (włókna drzewne, cewki włókniste) i spichrzowych (miękisz drzewny). Jest konglomeratem celulozy (40-60%), hemiceluloz (ok. 23-35%), ligniny (21-30%) i innych substancji. Drewno występuje we wszystkich roślinach naczyniowych (także zielnych), ale przyrasta i gromadzi się z roku na rok w drzewach, krzewach, krzewinkach i lianach. Choć każde drewno składa się głównie z martwych komórek, powszechnie przyjęto, iż mianem „martwego drewna” określa się drewno martwych roślin drzewiastych lub większych martwych części takich roślin.

Drzewa mogą osiągać ogromne rozmiary (przeszło 100 m wysokości, do ok. 40 m obwodu) i wiek (pojedyncze części drzewa do ok. 5 tys. lat, odnawiające się wegetatywnie organizmy drzewiaste do kilkunastu lub kilkudziesięciu tysięcy lat). W Polsce nie ma tak wielkich i długowiecznych drzew, ale w skali Europy nasze drzewa należą do najokazalszych. Średni stan zachowania lasów Polski na tle Europy jest przeciętny, ale niektóre kompleksy leśne są wybitnie dobrze zachowane, co wyraża się także bogactwem zachowanych w nich dużych i starych drzew. Do takich obiektów należy m.in. Puszcza Białowieska i niektóre regiony Karpat.

Pochodzenie, bilans i cechy martwego drewna

2



2.1. Martwe drewno na żywym drzewie – mikrosiedliska nadrzewne

Mikrosiedlisko nadrzewne:

struktura powstała na żywym lub martwym drzewie, stanowiąca lub mogąca stanowić specyficzne siedlisko dla określonych gatunków roślin, grzybów lub zwierząt. Mikrosiedliskami są w szczególności rozmaite uszkodzenia drzew: dziuple, próchnowiska, żerowiska dzieciotłów, wypróchnienia i wnęki międzykorzeniowe, wykroty, zagłębienia ze zbierającą się wodą (dendrotelmy), żerowiska owadów, martwe konary, obłamania pnia lub konarów, owocniki grzybów nadrzewnych, masy śluzowe, wycieki soków lub żywic, pokrywy epifitów, czarcie miotły, gęste skupiska pędów odrosłowych („wilki”) na pniu, raki drzewne, uszkodzenia kory, nadrzewne gniazda kręgowców i bezkręgowców.

Granica między życiem a śmiercią drzewa jest łatwa do zdefiniowania tylko pozornie. Drzewo, jako osobnik – unikatowy genotyp, żyje dopóki działa jego aparat asymilacyjny, a to oznacza, że przeważająca część jego tkanek może być martwa. Zatem można sobie wyobrazić drzewo o znacznych rozmiarach, u którego liście lub igły posiada jedynie pojedynczy konar lub nawet gałązka, a jest ono nadal organizmem żywym, choć przeważająca jego część zaczęła ulegać już powolnemu procesowi rozkładu. Doskonałą ilustracją powolnego procesu zamierania drzew są monumentalne dęby w dolinach dużych rzek, buki będące pozostałością dawnych lasów pastwiskowych w górach, lub też pojedyncze drzewa obecne w krajobrazie rolniczym, u których liście mogą być obecne jedynie na pojedynczych, często pokrzywionych i silnie uszkodzonych konarach. W takich przypadkach zamierająca lub zamarta pozostała część drzewa stwarza doskonałe warunki do rozwoju całej gamy różnorodnych mikrostruktur, umożliwiających występowanie innych, często wysoce wyspecjalizowanych, organizmów.

Takie struktury, określane jako „mikrosiedliska nadrzewne”, stanowią specyficzną przestrzeń dającą szansę występowania gatunkom roślin, grzybów lub zwierząt o specyficznych wymaganiach: oferują miejsca do rozrodu, wzrostu, rozwoju, żerowania, schronienia lub realizacji innych czynności życiowych. Są one często kluczowe dla występowania organizmów o wąskich wymaganiach ekologicznych, tzw. specjalistów siedliskowych, które mogą być nierozzerwalnie powiązane z unikatowym mikrosiedliskiem. Łącznie w lasach strefy umiarkowanej zidentyfikowano blisko osiemdziesiąt typów mikrosiedlisk nadrzewnych, a liczba ta stale rośnie wraz z kolejnymi badaniami prowadzonymi w różnych rejonach świata, obejmującymi nowe zbiorowiska roślinne oraz występujące w nich nowe gatunki drzew.

Do najlepiej rozpoznawalnych przykładów mikrosiedlisk należą dziuple. Pojęcie to w szerokim rozumieniu obejmuje wszelkie struktury o charakterze otworów, wnęk, wypróchnień, szczelin, pęknięć w drzewach. Te różne rodzaje dziupli ważne są dla różnych organizmów.



Fot. 7 (P. Pawlaczyk)
Liczne mikrosiedliska
(w tym próchnowiska)
na starej wierzbie
głowiastej

Na przykład nietoperz borowiec leśny (borowiaczek) *Nyctalus leisleri* preferuje dziuple powstałe przez naturalne pęknięcia pnia lub konarów i związany z nimi rozkład drewna, podczas gdy pospolity borowiec wielki *Nyctalus noctula* – dziuple wykute przez dzięcioły. Znaczenia „drzew dziuplastych” nie należy więc postrzegać tylko przez pryzmat ptaków i nie można ograniczać ich rozumienia tylko do drzew z dziuplami o cechach odpowiednich dla ptaków.

Bardzo cennymi dla różnorodności biologicznej mikrosiedliskami są próchnowiska. Mogą one rozwijać się w dziuplach, ale mogą powstawać także jako próchnowiska zewnętrzne (często przy nasadzie pnia) lub tzw. próchnowiska osiowe wypełniające całe wnętrze pnia drzewa, niekiedy tylko otwarte dziuplą lub odsłonięciem od góry. Próchnowiska są bardzo złożonymi mikrosiedliskami. W zależności od gatunku drzewa, jego rozmiarów, gatunków rozkładających go grzybów, położenia w obrębie pnia, wilgotności i współwystępujących zwierząt, są zasiedlane przez bardzo zróżnicowane zespoły saproksylobiontów. W obrębie jednego, konkretnego próchnowiska można wyróżnić strefy zajmowane przez różne gatunki. Swoistą faunę posiadają próchnowiska w których znajduje się gniazdo czeszeni *Vespa crabro* – występuje w nich często okazały kusak marga szerszeniówka *Quedius dilatatus*, który zwykle występuje z kilkoma innymi cennymi gatunkami chrząszczy, takimi jak: krasnopróchniak długoczułki *Hesperus rufipennis*, *Quedius brevicornis*, *Quedius invreae*, *Quedius ochripennis* i *Quedius xanthopus*. Jeśli dziuplę z próchnowiskiem zasiedlają ptaki, można się spodziewać występowania w niej m.in. chrząszczy: modzelatki *Trox scaber* (Trogidae) i skórnika piórojada *Dermestes bicolor* (Dermestidae). Bogata i zróżnicowana jest fauna próchnowisk zasiedlonych przez mrówki (Formicidae). W towarzystwie kartonówki zwyczajnej *Lasius fuliginosus* występuje zwykle *Amphotus marginata* (Nitidulidae). W towarzystwie hurtnicy wstydlivej *Lasius brunneus* występują m.in. kusaki: walgierz mrówkodrzewny *Thoraxophorus corticinus* oraz gatunki z rodzajów *Scydmaenus* i *Batrissodes*, a także *Pycnomerus terebrans* (gwozdnikowate Zopheridae). Próchnowiska z suchym, czasem proszkowato rozsypującym się próchnem dębów zamieszkują sprężyki: np. kowalina dębowa *Lacon querceus* (Elateridae), a także czarnuchowate, np. *Pentaphyllus testaceus* (Tenebrionidae) i ściery, np. *Mycetophagus piceus* (Mycetophagidae). Spotykany jest w nich też najmniejszy z występujących w Polsce chrząszczy jelonkowatych (Lucanidae): dębosz żukowaty *Aesalus scarabaeoides*. Bardzo rzadki, od dawna nienotowany w Polsce, umieszczony w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt, pilnicznik fiołkowy *Limonicus violaceus* (sprężykowate Elateridae) wymaga próchnowisk w zaawansowanym stadium rozkładu drewna, tworzących się u podstawy drzew.

Lista typów nadrzewnych mikrosiedlisk jest jednak znacznie dłuższa i zawiera różnorodne struktury, takie jak stare gniazda ptaków lub

ssaków, zwłaszcza należące do gatunków długowiecznych oraz charakteryzujących się dużymi rozmiarami ciała, które użytkowane są przez wiele sezonów lęgowych, czy też wytwory powstałe na skutek działalności bezkręgowców, głównie w formie korytarzy larwalnych i otworów wylotowych owadów kambio- i ksylofagicznych. Na niektórych drzewach rozwijają się zagłębienia w pniach, konarach i nabiegach korzeniowych, wypełnione stagnującą wodą – tzw. dendrotelmy (Fot. 8G), będące miejscem bytowania specyficznych gatunków bezkręgowców – najczęściej komarów, innych muchówek, ale także np. chrząszcza *Prionocyphon serricornis*. Odsłonięte drewno żywych drzew – np. miejsca mechanicznych uszkodzeń, martwice boczne, ale też np. zgryzy bobrowe są wykorzystywane między innymi przez miązgowce *Lyctus* (kapturzikowate Bostrichidae), drewnożerne kołatki *Ptilinus* (Ptinidae) oraz drapieżne *Teretrius fabricii* (gnilikowate Histeridae) i rozwijające się w chodnikach larw kołatek grzebyczniki *Pelecotoma fennica* (wachlarzykowate Ripiphoridae). Z takich miejsc zbierają włókna drzewne do budowy gniazd niektóre gatunki os.

Ponadto na drzewach można spotkać wycieki soków (Fot. 9), raki drzewne lub wyrośla, wieloletnie i krótkotrwałe owocniki grzybów, splekania i zagłębienia kory, wypaleniska (miejsca po działaniu naturalnie powstającego ognia), martwe konary, czy też epifity porastające pnie i gałęzie.

Nadrzewne mikrosiedliska mogą powstawać wskutek oddziaływania wielu czynników biotycznych, takich jak obecność i aktywność mikroorganizmów, grzybów, bezkręgowców lub zwierząt kręgowych (głównie ptaków i ssaków). Jednocześnie do ich powstawania przyczynia się zespół czynników abiotycznych, takich jak ekstremalnie wysokie lub niskie temperatury, silne wiatry, okiślenie, nasilone nasłonecznienie lub wysoka wilgotność, wyładowania atmosferyczne lub też pożary, które na przestrzeni lat mogą prowadzić do mniejszych lub większych uszkodzeń mechanicznych lub wywoływać stres fizjologiczny u drzew. Jednocześnie oddziaływanie zespołu czynników biotycznych i abiotycznych może zachodzić w różnych skalach przestrzennych i obejmować niekiedy całe płaty lasów, a czasem skupiać się na pojedynczym drzewie. Niektóre z mikrosiedlisk, zwłaszcza obszerne dziuple powstające w wyniku rozkładu drewna, mogą tworzyć się w następstwie kompleksowego i czasem długotrwałego oddziaływania zespołu czynników biotycznych i abiotycznych. W takich przypadkach, drzewo lub jego część ulega jednorazowemu lub cyklicznym uszkodzeniom mechanicznym wskutek działania czynników abiotycznych, a następnie miejsca uszkodzenia stają się areną trwających przez wiele lat procesów biologicznych – rozkładu drewna powodowanego działalnością prokariotów, grzybów i ksylofagów.

Wytworzenie znakomitej większości mikrosiedlisk na danym drzewie, niezależnie od

Próchnowiska:

murszejące fragmenty drewna na żywych, stojących drzewach, np. martwice boczne, zagłębienia po uschniętych konarach, próchniejące wnętrza starych drzew, obumarłe i obumierające tkanki drzewne wewnątrz dziupli.

Martwica boczna:

przyobwodowa warstwa drewna obumarłego na pniu w wyniku lokalnego zniszczenia kambium wskutek pożaru, silnego nasłonecznienia, działania niskich temperatur, uszkodzeń przez zwierzęta lub w następstwie urazów mechanicznych.

Dendrotelmy:

zagłębienia wypełnione wodą na drzewach. Mogą mieć różne pochodzenie – od zagłębień między podwójnym pniem drzewa, przez dziuple, martwice boczne z miejscem ograniczonym resztką kory, gdzie gromadzi się woda, zagłębienia wśród nabiegów korzeniowych, aż po misy uformowane wskutek rozwoju kallusa na pniakach wciąż połączonych z systemem korzeniowym żywego drzewa.



Fot. 8 Przykłady nadrzewnych mikrosiedlisk: **A** – dziupla naturalna powstała w wyniku długotrwałego rozkładu drewna (M. Ciach); **B** – dziupla wykuta przez dzięcioła (A. Wajrak); **C** – obszerna dziupla w odziomkowej części pnia (M. Ciach); **D** – otwory wyjściowe i chodniki larwalne owadów (M. Ciach); **E** – wieloletnie owocniki grzybów (M. Ciach); **F** – kobierzec epifitów (M. Ciach); **G** – zagłębienie w nabiegach korzeniowych (dendrotelma) wypełnione wodą (M. Ciach); **H** – rozszczępienie złamanego pnia (P. Pawlaczyk); **I** – rak drzewny (P. Pawlaczyk)

przyczyn ich powstania, wymaga zazwyczaj długiego lub bardzo długiego czasu. Związane jest to z powolnym wzrostem drzewa, podczas którego na przestrzeni lat dochodzi do okresowo powtarzających się uszkodzeń mechanicznych, stresów fizjologicznych powodowanych oddziaływaniem ekstremalnych czynników atmosferycznych lub powolnego procesu rozkładu drewna. Jednocześnie działanie czynników o charakterze destrukcyjnym następuje równoległe do ciągłego wzrostu i obudowywania uszkodzonych tkanek przez drzewo. Te dwa przeciwstawne procesy – niszczenie i wzrost drzewa – powodują, że zaawansowany wiek zwiększa szansę na powstanie licznych i często unikatowych mikrosiedlisk. Wiele wyników badań sugeruje jednak, że zależność ta nie jest liniowa, tj. że różnorodność i liczba mikrosiedlisk wzrastają gwałtownie, gdy drzewo osiąga wiek naprawdę zaawansowany (dla większości gatunków chodzi tu o wiek rzędu 150-200 lat, tylko dla brzoź, wierzb, topól, olszy o wiek rzędu 100 lat). W innych badaniach wykazywano podobną korelację mikrosiedlisk nadrzewnych z grubością drzew, co jest innym aspektem tej samej prawidłowości. Konsekwencją silnego związku z drzewami o dużych wymiarach i sędziwym wieku jest występowanie rzadkich typów mikrosiedlisk nadrzewnych niemal wyłącznie w starych lasach, które przez co najmniej dziesięciolecia lub nawet wieki opierały się wpływowi działalności człowieka i nie są przedmiotem typowej gospodarki leśnej.

Deficyt mikrosiedlisk, często obserwowany w lasach gospodarczych, jest spowodowany faktem, że drzewa w takich lasach często nie mają szansy dożyć do odpowiedniego wieku i rozmiarów, gdyż są wcześniej wycinane.

Występowanie niektórych typów mikrosiedlisk, jak na przykład: odśnieżeń drewna, martwych konarów, pokryw mszystych i porostowych na korze, jest relatywnie częste. Inne typy są jednak stosunkowo rzadkie, a przez to niezwykle cenne. Przykładem są wypaleniska w pniach (miejsce występowania organizmów pirofilnych), powstające w efekcie oddziaływania wyładowań atmosferycznych i niewielkich pożarów, które w warunkach naturalnych występują jedynie okresowo i lokalnie (Fot. 10). Innym przykładem rzadkich mikrosiedlisk są obszerne naturalne dziuple powstające w odziomkowych częściach pni na styku z powierzchnią gleby – doskonałe miejsce schronienia i zimowania ssaków. Jednocześnie wytworzenie niektórych typów mikrosiedlisk wymaga odpowiednio dużych rozmiarów, a czasem także unikatowej architektury drzewa, co nierozłącznie związane jest z długotrwałym okresem i naturalnym przebiegiem wzrostu drzewa. Przykładem mikrosiedlisk występujących na drzewach o dużych rozmiarach są tak zwane kominy, czyli głębokie dziuple powstałe w miejscach odłamania wierzchołka drzewa, a także duże nadrzewne gniazda ptaków (np. ptaków szponiastych *Accipitriformes*, bociana czarnego *Ciconia nigra*). Istotnym mikrosiedliskiem są także martwe



Fot. 9 (J.M. Gutowski)
Wyciek soków na grabie
w Białowieckim Parku
Narodowym – środowisko
życia niektórych
gatunków chrząszczy
i muchówek

gałęzie i konary w koronach żywych drzew. W przypadku drzew małych martwe drewno w formie konarów nie stanowi znaczącego ilościowo zasobu, ale w przypadku drzew dużych, niekiedy pojedynczy zamierający konar może być większy niż całe drzewo średniej wielkości.

W wielu badaniach wykazano, że liczba i różnorodność mikrosiedlisk jest bardzo silnie związana z rozmiarami i wiekiem drzewa: największe bogactwo mikrosiedlisk jest odnotowywane na starych drzewach, jednocześnie charakteryzujących się imponującymi rozmiarami



Fot. 10 (J.M. Gutowski)
Sosna zwyczajna ze
śladami przyziemnych
pożarów w północnej
części Kazachstanu

Fot. 11 (M. Ciach)
Górski las liściasty
z licznymi nadrzewnymi
mikrosiedliskami (Magur-
ski Park Narodowy)



Funga (= mykobiota):
ogół gatunków grzybów
występujących na danym
terenie. W dawnych publika-
cjach pisano także o „myko-
florze”, czego dziś się nie
stosuje, bo grzyby uznawane
są za odrębne od roślin
królestwo w systematyce
organizmów żywych.

i często posiadającymi unikatową architekturę pnia (krzywulce, osobniki o wielu pniach, czyli wyrastające w formie odroślowej) lub korony (grube poziome konary, asymetryczny pokrój).

Nadrzewne mikrosiedliska stanowią refugia różnorodności biologicznej w obrębie kompleksu leśnego. Liczba organizmów i bogactwo zgrupowań wykorzystujących poszczególne nadrzewne mikrosiedliska składa się na ogólny poziom różnorodności biologicznej lasu.

Rola niektórych typów mikrosiedlisk w kształtowaniu zespołu organizmów (np. dziupli wykutych przez ptaki, dziupli powstałych w wyniku rozkładu drewna, wieloletnich owocników grzybów, zagłębień ze stagnującą wodą) jest udokumentowana stosunkowo dobrze. Typowa funga i fauna licznej grupy nadrzewnych mikrosiedlisk pozostaje jednak słabo znana. Brakuje specjalistycznej wiedzy na temat różnorodności organizmów zasiedlających gniazda ptaków i ssaków, miejsca wycieku soków drzewnych, miejsca punktowego nagromadzenia materii organicznej na drzewach. Przykłady gatunków powiązanych z niektórymi z tych specyficznych mikrosiedlisk mogą Czytelnicy znaleźć w dalszych rozdziałach niniejszego opracowania.

Liczebność i zróżnicowanie zespołu nadrzewnych mikrosiedlisk są powiązane z cechami indywidualnymi drzewa. Jak już wspomnieliśmy, do najważniejszych należą wiek i wielkość drzewa. Istotną rolę w kształtowaniu różnorodności i liczebności nadrzewnych mikrosiedlisk odgrywa także gatunek drzewa, jego architektura – pokrój pnia i korony, a także żywotność. Zazwyczaj drzewa gatunków liściastych umożliwiają wytworzenie się większej różnorodności i liczby nadrzewnych mikrosiedlisk niż gatunki iglaste. W polskich lasach gatunkiem szczególnie bogatym w mikrosiedliska, w tym sprzyjającym tworzeniu się dziupli, jest

grab *Carpinus betulus*. Wiele dziupli jest też w starych brzożach i olszach. Dużej różnorodności mikrosiedlisk dostarczają zwykle stare dęby, a także bardzo stare, rozłożyste albo nadłamane przez wiatr buki.

Jednocześnie martwe drzewa stojące cechują się większą liczbą nadrzewnych mikrosiedlisk niż drzewa żywe. Duże znaczenie odgrywa także historia konkretnego drzewa, a więc zespół czynników środowiskowych, jakie oddziaływały na nie na przestrzeni lat.

W związku z powyższym, kluczowe staje się zachowanie w lasach drzew różnych gatunków o dużych rozmiarach, które mogą stanowić centra różnorodności nadrzewnych mikrosiedlisk w skali całego lasu. Dane płynące z lasów naturalnych wskazują, że duże drzewa są dość rzadkim elementem ekosystemu. Gdy liczyć drzewa grubsze niż 50 cm średnicy, to w lasach naturalnych strefy umiarkowanej ich liczba wyniesie przeciętnie kilkadziesiąt na hektar, czasem przekraczając 100, a w wyjątkowych przypadkach dochodząc do około 200. Natomiast wyniki badań, w których za duże drzewa uznaje się te z pierśnicą przekraczającą 70-90 centymetrów wskazują, że ich zagęszczenie wynosi zwykle zaledwie kilka-kilkanaście na hektar. Biorąc pod uwagę zróżnicowanie gatunkowe, można przypuszczać, że w niektórych typach lasu duże drzewa są reprezentowane przez pojedyncze osobniki danego gatunku. We wdrażaniu koncepcji ochrony dużych drzew istotną rolę zajmuje w pierwszej kolejności zachowanie osobników istniejących. W planowaniu długoterminowym rysuje się potrzeba zapewnienia możliwości dorastania drzew do dużych rozmiarów. Z przyrodniczego punktu widzenia, szansę taką powinny dostać przede wszystkim drzewa o unikatowych cechach, takich jak rozbudowana, wielokonarowa korona, krzywy pień,

obecność odsłoneń drewna oraz naturalnych dziupli w inicjalnych stadiach powstawania. Jeśli takich brakuje, możliwość zesterzenia się powinny dostać dowolne inne drzewa w odpowiedniej liczbie, z założeniem, że z wiekiem mikrosiedliska na nich dopiero się rozwiną. Tak pozostawione drzewa będą mogły w przyszłości stanowić rezerwar dużych drzew o unikatowych cechach i bogatych w nadrzewne mikrosiedliska. W tym kontekście, kluczowe dla przyszłej różnorodności biologicznej lasów gospodarczych jest pozostawianie, w cięciach rębnych wszelkiego typu, kęp starego drzewostanu albo pojedynczych drzew, tak by mogły zesterzyć się wchodząc w skład kolejnego pokolenia drzewostanu, rozwinąć możliwe pełne spektrum mikrosiedlisk, a w końcu zamrzeć i stać się martwym drewnem dużych rozmiarów.

W lasach na gruntach porolnych, połąkowych lub popastwiskowych kluczową rolę biocenotyczną, wynikającą właśnie z bogactwa obecnych na nich mikrosiedlisk, mają pojedyncze drzewa pochodzące z okresu sprzed zalesienia terenu (zwykle o charakterystycznym, rozłożystym pokroju, wskazującym że wyrosły na otwartej przestrzeni). W kolejnych pokoleniach drzewostanu taką kluczową rolę pełnią zwykle drzewa przetrwałe z poprzedniego pokolenia.

Istotną rolę w kształtowaniu nadrzewnych mikrosiedlisk danego drzewa mogą mieć również cechy otaczającego je lasu, w tym jego skład gatunkowy, struktura, zróżnicowanie przestrzenne, parametry siedliskowe oraz mikroklimat, zwłaszcza nasświetlenie i warunki wilgotnościowe. W skali lasu do powstawania nadrzewnych mikrosiedlisk przyczyniają się także naturalne procesy wzrostu i zamierania drzew, a przede wszystkim ich uszkodzanie przez różne czynniki. Dla zachowania bogactwa mikrosiedlisk w lasach konieczne jest pozostawianie drzew uszkodzonych na rozmaite sposoby. To właśnie uszkodzenia drzew, a także struktury rozwijające się w konsekwencji uszkodzeń, są mikrosiedliskami tak ważnymi dla różnorodności biologicznej lasu.

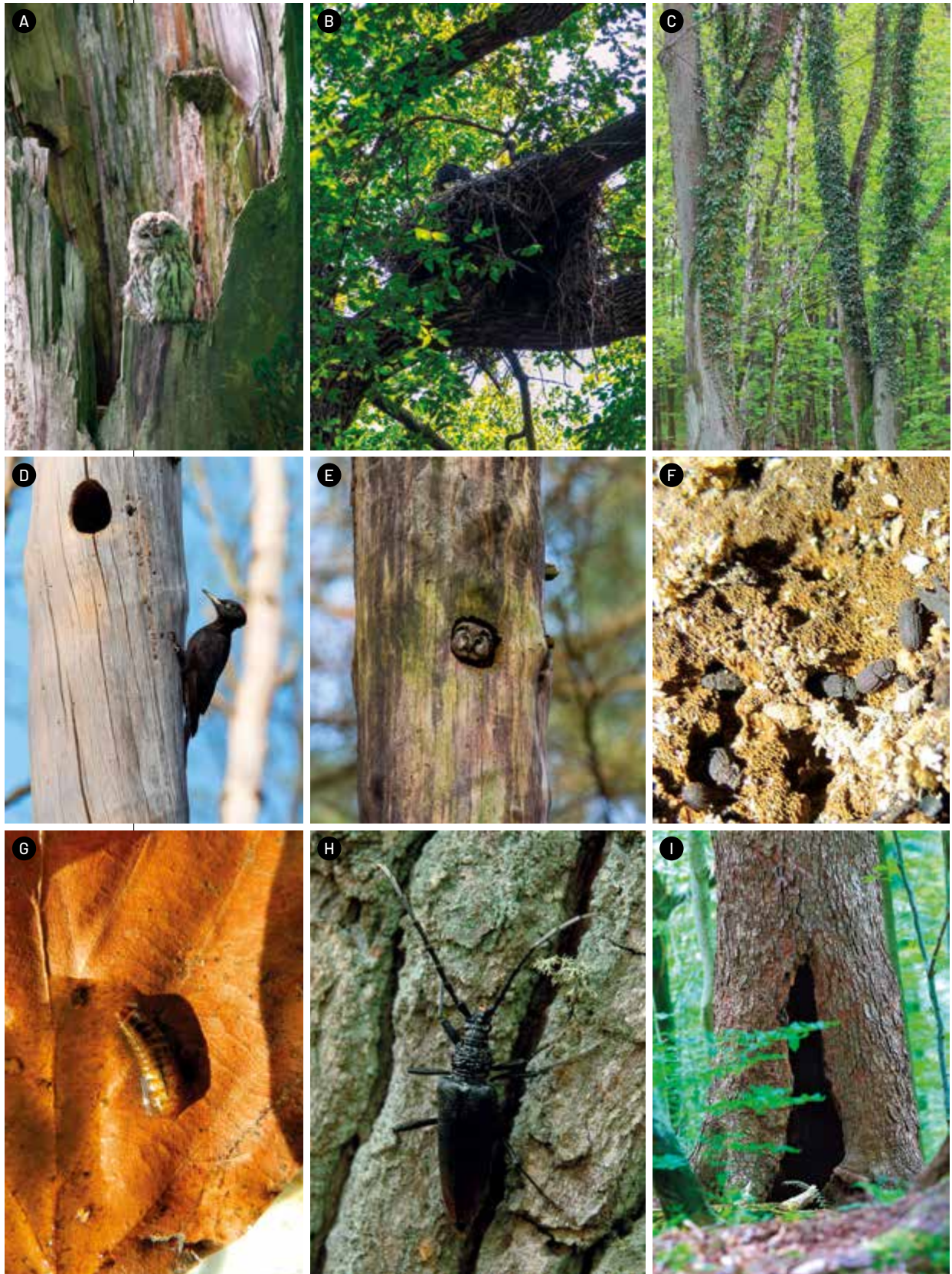
Znaczenie w procesie powstawania mikrosiedlisk nadrzewnych ma także działalność niektórych gatunków – inżynierów ekologicznych – które mogą silnie wpływać na kształt i funkcjonowanie ekosystemu. Znaczenie w kształtowaniu nadrzewnych mikrosiedlisk ma np. występowanie średnich i dużych ssaków, takich jak bóbr europejski *Castor fiber*, łos *Alces alces* czy żubr *Bison bonasus* (Fot. 14), których aktywność życiowa prowadzi często do powstawania specyficznych uszkodzeń. Ptaki budujące i utrzymujące swoje gniazda, dzięcioły niemal corocznie wykuwające dziuple na potrzeby lęgów, a także owady drążące obszerne korytarze larwalne, jak np. kozioróg dębosz *Cerambyx cerdo*, również tworzą specyficzne nadrzewne mikrosiedliska. Szczególna rola przypada grzybom: rozkładając drewno biorą one udział w rozwoju próchnowisk, przyczyniają się do powstawania złomów i obłamań, niektóre gatunki mogą zabić całe drzewa lub powodować zamieranie ko-

narów, a owocniki nadrzewnych grzybów same stanowią ważny typ mikrosiedliska.

Liczba nadrzewnych mikrosiedlisk i zróżnicowanie ich zespołu jest oznaką stopnia naturalności i złożoności ekologicznej lasu oraz stanowi wiarygodny wskaźnik stanu różnorodności biologicznej ekosystemu. Zagęszczenie mikrosiedlisk w lasach jest bardzo zróżnicowane i zależy od typu ekosystemu, gatunków drzew, ich wieku i rozmiarów, formy ochrony, historii gospodarowania oraz aktualnej gospodarki. W półnaturalnych lasach gospodarczych zagęszczenie nadrzewnych mikrosiedlisk wynosi ok. 100 na hektar, podczas gdy w lasach naturalnych lub podlegających długotrwałej ochronie biernej ich liczba może dochodzić do 1000 na hektar. W umiarkowanej strefie klimatycznej najbardziej zasobne w mikrosiedliska nadrzewne wydają się być naturalne górskie lasy bukowe i bukowo-jodłowe, a nieco uboższe są nizinne lasy bukowe. Rekordowe wartości zagęszczeń mikrosiedlisk nadrzewnych notowane są w lasach o najwyższym stopniu naturalności, np. w grądach Puszczy Białowieskiej jest to przeszło 1300 mikrosiedlisk na hektar. W łęgach w Środkowej Dolinie Wisły stwierdzono ponad 800, a w buczynach projektowanego rezerwatu „Mała Puszcza Kleszczowska k. Krakowa” – ponad 500 mikrosiedlisk na hektar. Z drugiej strony, w większości polskich lasów, nawet na obszarach chronionych, w tym w rezerwach, parkach narodowych, parkach krajobrazowych i obszarach Natura 2000, udaje się znaleźć zaledwie kilkadziesiąt mikrosiedlisk na hektar, zaś w lasach gospodarczych na niżu Polski – nie więcej niż kilka na hektar.

Dla poznania takich prawidłowości szczególne znaczenie mają lasy od dłuższego czasu nieużytkowane; tylko tam bowiem można oczekiwać, że liczba mikrosiedlisk osiągnęła „stan nasycenia”. Niektóre, choć niestety nieliczne, lasy w Polsce mogą stanowić takie obiekty referencyjne dla dużej części europejskich lasów strefy klimatu umiarkowanego. Puszcza Białowieska, wybrane obszary Karpat czy też rozsiane po kraju drobne fragmenty lasów podlegających długotrwałej ochronie rezerwatowej stanowią unikatowe laboratoria, w jakich można poznać sieć zależności między lasem a nadrzewnymi mikrosiedliskami i zasiedlającymi je organizmami.

Związek między gospodarką leśną a różnorodnością i liczebnością nadrzewnych mikrosiedlisk jest bardzo silny. Gospodarka leśna ma na celu wytworzenie drewna o pożądanym cechach jakościowych, promując w efekcie drzewa o prostych i regularnych kształtach, pniach pozbawionych gałęzi oraz wszelkich uszkodzeń – czyli o cechach przeciwnych niż cechy drzew biocenotycznych. Drzewa biocenotyczne to w większości drzewa uszkodzone lub „chore” – a więc te, które tradycyjnie są usuwane w cięciach pielęgnacyjnych. W lesie gospodarczym drzewa pozyskiwane są w określonym wieku dojrzałości rębnej, który jest znacznie niższy od możliwego do osiągnięcia przez dany gatunek



Fot. 12 Przykłady gatunków powiązanych ze specyficznymi nadrzewnymi mikrosiedliskami: **A** – puszczyk *Strix aluco* gniazdujący w wypróchniałym pniu (M. Ciach); **B** – gniazdo bociana czarnego *Ciconia nigra* stanowiące miejsce występowania licznych organizmów saproksylicznych (M. Miłkowski); **C** – bluszcz zwyczajny *Hedera helix* obrastający pnie drzew (M. Ciach); **D** – dzięcioł czarny *Dryocopus martius* i jego dziupla (A. Wajrak); **E** – dziupla wykuta przez dzięcioła czarnego, zasiedlona przez włośchatkę *Aegolius funereus* (A. Wajrak); **F** – mykofilny chrząszcz *Eledonoprius armatus* na owocniku pniarka *Fomitopsis* (R. Ruta); **G** – larwa chrząszcza *Prionocyphon serricornis*, rozwijającego się w dendrotelmach (zagłębieniach w nabiegach korzeniowych wypełnionych wodą) (R. Ruta); **H** – kozioróg dębosz *Cerambyx cerdo*, jako przykład gatunku tworzącego na pniach dębów liczne otwory wyjściowe postaci dorosłych (J.M. Gutowski); **I** – gawra niedźwiedzia *Ursus arctos* w pniu jodły (B. Pirga)



Fot. 13 Przykłady gatunków inżynierów ekosystemowych oraz efekty ich działalności: **A** – liczne spałowania przez jelenie *Cervus elaphus* prowadzące do powstania odsłonięć łyka na krzewach leszczyny (M. Ciach); **B** – zgryzy bobrów *Castor fiber* (J.M. Gutowski); **C** – dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos* kujący dziuplę (A. Wajrak)

wieku biologicznego i niższy od wieku, w którym najliczniej wytwarzają się mikrosiedliska na drzewie. Zwykle popierane są gatunki o istotnej wartości ekonomicznej, przez co ograniczane jest występowanie gatunków mniej cennych gospodarczo, lecz cennych biocenotycznie – np. grabu czy osiki *Populus tremula*. W ten sposób znaczna część nadrzewnych mikrosiedlisk jest usuwana, albo po prostu nie ma możliwości wytworzenia się w lasach gospodarczych. W konsekwencji, lasy gospodarcze charakteryzują się znacznie obniżonym poziomem bogactwa nadrzewnych mikrosiedlisk, a im mniej ich jest, tym trudniej powstają nowe.

Wykorzystanie wiedzy na temat związku pomiędzy mikrosiedliskami nadrzewnymi i organizmami z nich korzystającymi może pozwolić na bardziej efektywną ochronę wybranych gatunków lub grup organizmów w lasach gospodarczych. Współcześnie rozwija się dobra praktyka wyszukiwania i pozostawiania tzw. drzew

biocenotycznych (por. rozdz. 5.1), do których należą m.in. drzewa z mikrosiedliskami. Są to zazwyczaj drzewa duże, niekiedy w części zamierające, czasem posiadające rozbudowaną koronę lub widoczne nadrzewne mikrosiedliska, głównie dziuple lub wieloletnie owocniki grzybów. Na świecie niekiedy stosuje się procedury „weteranizacji” drzew, czyli celowego ich uszkodzenia, by wytworzyć pewne typy mikrosiedlisk (por. rozdz. 5.2).

Pozostawianie drzew biocenotycznych jest dziś w polskich lasach powszechnie deklarowaną zasadą, choć do rzadkości należy jeszcze troska, by takie drzewa mogły powstawać. Praktyka pozostawiania drzew biocenotycznych bywa jednak różna. Często pozostawiane są tylko wybrane, nieliczne drzewa o najbardziej wydatnych cechach biocenotycznych. Bywa też, że drzewa biocenotyczne są usuwane pod pretekstem troski o bezpieczeństwo (por. rozdz. 5.4).

Drzewo biocenotyczne: pojedyncze drzewo o cechach sprawiających, że ma ono, lub potencjalnie może mieć, szczególne znaczenie dla zachowania różnorodności biologicznej. Najczęściej jest to związane z bogactwem wykształconych na tym drzewie mikrosiedlisk nadrzewnych. W Polsce Instrukcja Ochrony Lasu zaleca pozostawianie drzew biocenotycznych do śmierci i naturalnego rozkładu, wyliczając, że obejmuje to w szczególności drzewa: miejscowo lub całkowicie spróchniałe, z widocznymi owocnikami grzybów, z koroną w ponad 1/3 obumarłą, z dziuplami lub próchnowiskami, pozbawione korony na skutek złamania, o nietypowym pokroju lub formach morfologicznych, wyraźnie wyróżniające się wiekiem lub rozmiarami i inne (por. rozdz. 5.1).



Fot. 14 (J.M. Gutowski) Żubry *Bison bonasus* i ich miejsce czochrania, przekształcające wykrot

2.2. Martwe drzewa w lasach

Kiedy drewno życie zaczyna...

Martwe drewno występuje w postaci obumarłych fragmentów żyjących osobników (np. zmurszałe części pni, suche gałęzie i konary, obumarłe korzenie, wypróchnienia wewnętrzne) oraz martwych stojących i leżących całych drzew. Z badań przeprowadzonych w USA wynika, że leżące na dnie lasu martwe drewno może zajmować do 25% powierzchni terenu. Podlegające rozkładowi drewno spełnia niezastąpioną w ekosystemie rolę mikrosiedliska. O ile zdrowe drewno żywych drzew, stanowiące materiał konstrukcyjny drzewostanu, broni się przed zasiedleniem przez obce ustroje, śmierć drzewa lub jego części oznacza udostępnienie drewna całej rzeszy czekających na taką sposobność organizmów. A w lesie naturalnym jest co zasiedlać...

Średni roczny przyrost masy drewna, odkładający się w żywych drzewach lasu naturalnego Puszczy Białowieskiej, wynosi około 3,3 m³/ha. Zakładając, że jest to las znajdujący się w stanie dynamicznej równowagi, można przyjąć, że taka sama ilość drewna obumiera. Tyle drewna „mieści się” w świerku o grubości 45 cm (na wysokości piersi dorosłego człowieka) i wysokości 40 m lub w grabie o grubości 55 cm i wysokości 23 m. Oznacza to, że przeciętnie na obszarze 1 km² rocznie obumiera 100 takich drzew (Fot. 15). W rzeczywistości, wywróceniu lub złamaniu ulega znacznie więcej drzew, bo jak wykazały badania, najczęściej powalane są drzewa cieńsze.

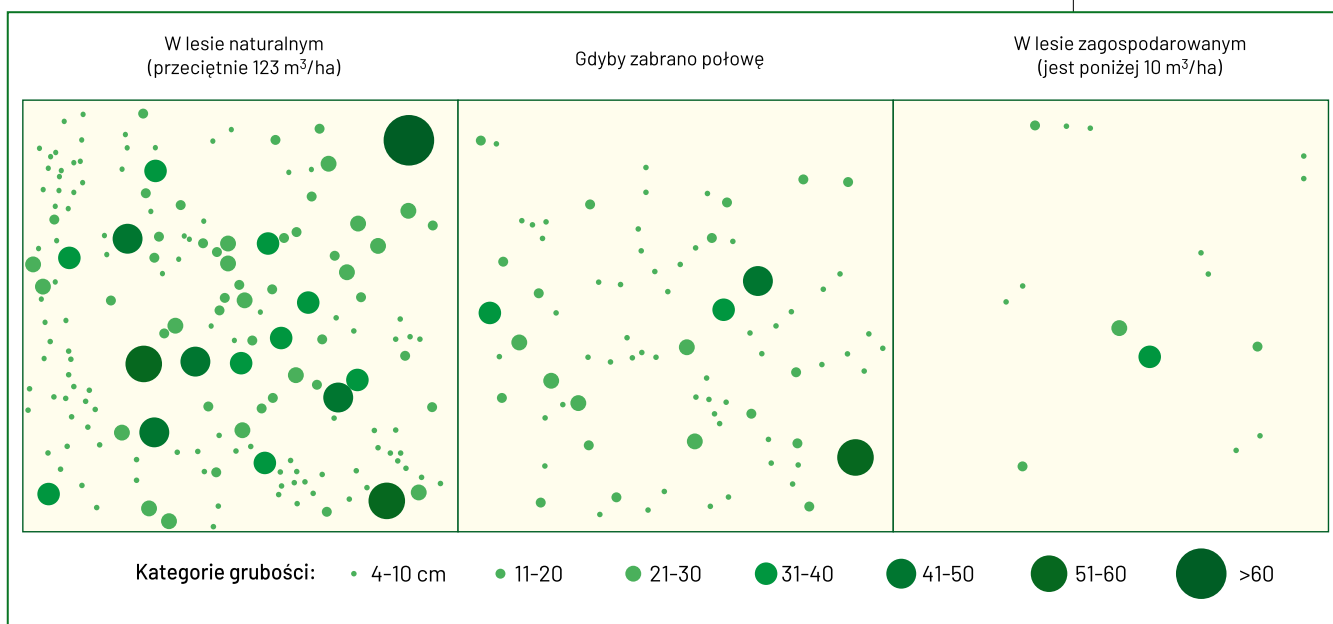


Fot. 15 (J. Walencik)
Martwa sosna
w Puszczy Białowieskiej.
Na powierzchni 1 km²
lasu naturalnego co roku
obumiera ponad 100 drzew

Gdyby drewno po obumarciu nie ulegało dalszemu rozkładowi, dno lasu zostałyby w końcu zupełnie przykryte przez nagromadzone kłody. Prawidłowe funkcjonowanie ekosystemu leśnego oznacza zachowanie równowagi między procesami przyrostu, obumierania i rozkładu drewna. W efekcie to co zastajemy na dnie lasu, to – kontynuując przykład z Puszczy Białowieskiej – owe 3,3 m³/ha świeżego – „tegorocznego” – martwego drewna oraz coraz mniejsze „porcje” z lat ubiegłych, stopniowo ulegające rozkładowi. Jak powiedziano we wstępie, najstarsze w warunkach Puszczy Białowieskiej i rozpoznawalne na powierzchni gleby szczątki drewna mogą liczyć do 100 lat. Takie tempo rozkładu zapewnia stałą obecność przeciętnie ponad 120 m³ leżącego martwego drewna na 1 hektar lasu (Ryc. 2).

W przytaczanym tu przykładzie z Puszczy Białowieskiej, przeciętna miąższość rozkładanego przez różne organizmy drewna, wraz ze stojącymi martwymi drzewami oraz fragmentami pni, wynosi 130-140 m³/ha. Oznacza to, że w lesie naturalnym martwe drewno stanowi przeciętnie ponad jedną piątą całej naziemnej biomasy (a lokalnie może stanowić nawet jej połowę lub więcej). Czym ono jest dla ekosystemu? Nieprzebranym bogactwem przeróżnych nisz ekologicznych i mikrosiedlisk. Wyobraźmy sobie jak gładki wałek drewna, położony na płaskiej powierzchni dna lasu, może urozmaicić warunki mikroklimatyczne takiego „siedliska”. Tworzy się strefa styku wałka i gleby, strefa cienia – podwyższonej wilgoci i względnego termicznego spokoju (w cieniu wałka), strefa intensywnego nasłonecznienia – znacznych wahań temperatury i silnego parowania. A przecież to tylko gładki wałek, będący zaledwie bardzo uproszczonym modelem kawałka leżącego drewna. Prawdziwy „wałek” drewna stanowi w rzeczywistości skomplikowaną mikrorzeźbę szczelin, listew, sęków, dziupli i żerowisk. Każda z takich form posiada swoje odrębne zróżnicowanie i mikroklimat. Sama jednak powierzchnia, choć tak niezwykle urozmaicona, nie wyczerpuje wszystkich „zasobów lokalowych” martwego drewna. Jego wnętrze, miąższ, stanowi równie interesujące i zróżnicowane środowisko. Jest również pokarmem dla wielu organizmów. Jedne z nich drążą swoje chodniki i komory w twardym, nierozłożonym drewnie, inne (grzyby) powodują jego rozkład, a jeszcze inne wymagają do swojego rozwoju materiału będącego efektem takiego procesu – od pozornie twardego drewna, w które już wniknęły strzępki grzybni, po suchy, syjący się mursz lub pełną wody „gąbkę” rozłożonych włókien drzewnych.

Jeśli leżące martwe drewno potraktować jedynie jako gładkie wałki o różnych średnicach,

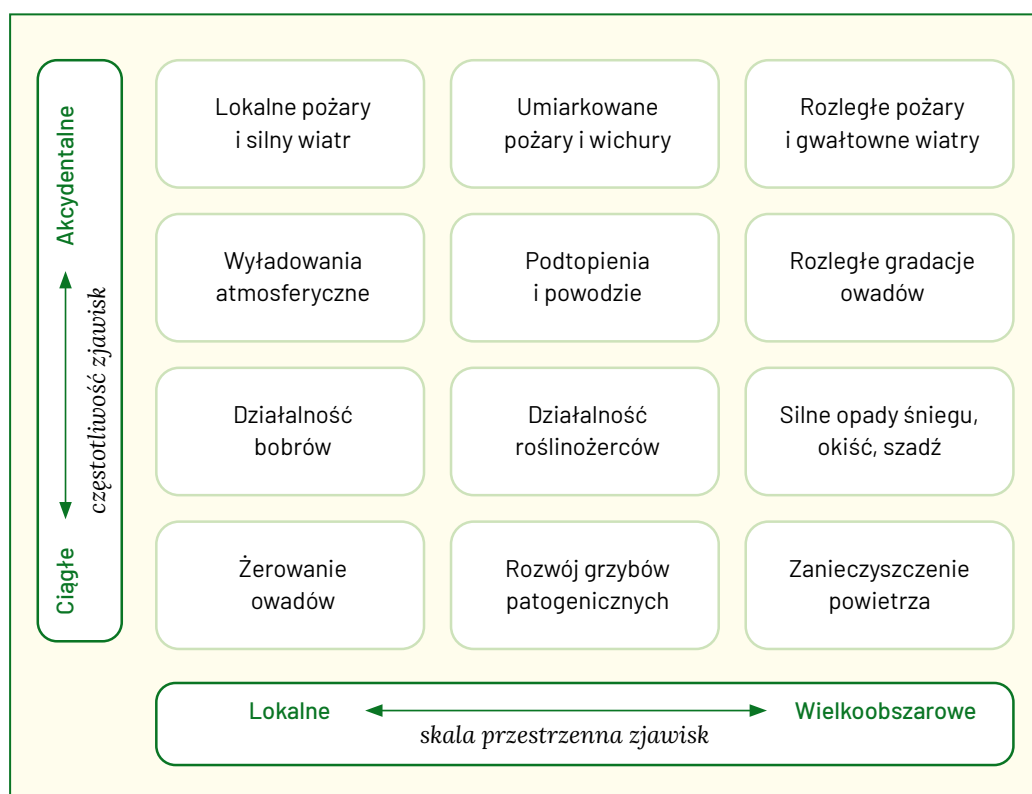


Ryc. 2 Gdyby leżące martwe drewno pociąć na kawałki o długości 1 m, to tak wyglądałby 1 ar (100 m²) powierzchni lasu (wg Bobiec 2002)

stanowiąc one będą około 65 m² dodatkowej, zróżnicowanej powierzchni na każde 100 m² dna lasu. A gdyby uwzględnić tę całą zewnętrzną i wewnętrzną porowatość martwego drewna? Trudno sobie wyobrazić jak wielkiego bogactwa pozbywamy się usuwając z lasów martwe drewno.

W innych lasach Europy tempo powstawania martwego drewna jest zróżnicowane – zwykle od ułamków m³/ha do kilku m³/ha rocznie. Bardzo zgrubna, szacunkowa wartość, dająca tylko wyobrażenie o rzędzie wielkości przeciętnego natężenia procesu, to w starodrzewach Europy Środkowej ok. 1 m³/ha rocznie.

W rzeczywistości proces obumierania drzew w lesie prawie nigdy nie jest liniowy i równomierny (por. także niżej). Charakterystyczne są raczej chwile nagłej śmiertelności drzew (np. związane z epizodami wiatrołomów, śniegołomów) lub dłuższe okresy wzmożonej śmiertelności (związane np. z gradacjami owadów). Pojawianie się martwego drewna jest jednak wynikiem procesów i zjawisk zachodzących w środowisku leśnym w różnych skalach czasowych i przestrzennych (Ryc. 3). Poszczególne czynniki prowadzące do śmierci drzewa mają odmienny charakter – zachodzą w sposób



Ryc. 3 Zróżnicowanie czasowe i przestrzenne zjawisk i procesów prowadzących do powstania martwego drewna (M. Ciach)

Zaburzenie ekologiczne:

trudne do przewidzenia, względnie nagłe i krótkotrwałe zdarzenie polegające na częściowym lub całkowitym zniszczeniu/naruszeniu żywej pokrywy roślinnej. Obserwowane na określonym obszarze zaburzenia tworzą pewien przestrzenny i dynamiczny wzorzec, odznaczający się takimi parametrami jak: typ zaburzenia, jego rozległość przestrzenna i intensywność, powtarzalność i częstotliwość. Choć bezpośrednim czynnikiem sprawczym zaburzenia jest zwykle zjawisko zewnętrzne (np. wiatr, pożar, powódź, lawina, żerowanie zwierząt, roślinożerne owady, choroby grzybowe, gospodarka człowieka), na wzorzec zaburzeń bardzo istotny wpływ ma sam charakter biocenozy, jej cechy decydujące o podatności bądź odporności na określone typy zaburzeń. Wynika stąd, że nieustanny rozwój roślinności, rozwój lasów oznacza jednocześnie zmiany wzorców zaburzeń.

Faza rozwoju drzewostanu:

etap życia drzewostanu; w uproszczeniu wyróżnia się m.in.: fazę odnowienia, fazę optymalną, fazę terminalną (starzenia się). W lesie naturalnym występuje zwykle mozaika różnych faz rozwojowych drzewostanu.

Czyszczenia:

zabieg pielęgnacyjny stosowany w leśnictwie, polegający na usuwaniu drzewek z upraw i młodników, mający na celu skorygowanie składu gatunkowego, formy zmieszania i struktury odnowienia oraz uregulowanie stopnia zagęszczenia i poprawę warunków wzrostu młodych drzewek.

Trzebieże:

cięcia pielęgnacyjne wykonywane w drzewostanie gospodarczym po jego wyjściu z okresu młodocianego; przerzedzanie drzewostanu; usuwanie drzew uznanych za wadliwe lub drzew przeszkadzających we wzroście drzewom uznanym za przyszłościowe. Mogą też w pewnym stopniu korygować strukturę gatunkową drzewostanu.

niemal ciągły lub występują jedynie okresowo, jednocześnie w skali bardzo lokalnej lub przeciwnie – obejmują swym zasięgiem rozległe obszary. Zamieranie pojedynczych drzew, a tym samym lokalne, niemal punktowe pojawianie się zasobów martwego drewna jest procesem następującym nieustannie w skali drzewostanu.

Żerowanie owadów, działalność patogenów grzybowych, wirusów i organizmów jednokomórkowych, konkurencja między- i wewnątrzgatunkowa, lokalne czynniki abiotyczne prowadzą zazwyczaj do śmierci pojedynczego drzewa, jego fragmentu – konaru, gałęzi, fragmentu pnia – lub grupy kilku sąsiadujących drzew. W efekcie miejscowo duża ilość martwych drzew, w przeliczeniu na rozległy płat drzewostanu, może wskazywać niską miąższość martwego drewna na jednostkę powierzchni. Z drugiej strony następstwem okresowo pojawiających się zjawisk, głównie abiotycznych, może być jednoczesne zamieranie drzew na dużej powierzchni, a co za tym idzie – jednorazowy, bardzo znaczny wzrost liczby martwych drzew. Wówczas przeliczenie lokalnej ilości martwego drewna na płat drzewostanu wykaże wysoką miąższość jego zasobów, równą niekiedy miąższości uprzednio rosnącego drzewostanu. Choć wielkoobszarowe zjawiska niszczące drzewa występują w ostatnich latach coraz częściej, to jednak rozległe zaburzenia, efektem których jest całkowite zamarcie drzew na dużej powierzchni, są wciąż zjawiskiem relatywnie rzadkim. Warto jednak wspomnieć, że w dobie zmieniających się warunków klimatycznych, zjawiska takie jak ekstremalne susze czy huraganowe wiatry mogą stawać się coraz powszechniejsze, a tym samym jednoczesne zamieranie drzew na znacznych powierzchniach i wysoka podaż martwych drzew mogą występować coraz częściej.

Następstwem zróżnicowania czasowego i przestrzennego procesów i zjawisk zachodzących w środowisku leśnym jest duża zmienność ilości zdeponowanej w ekosystemie biomasy martwego drewna. W warunkach Europy Środkowej, w lasach od dawna nieużytkowanych, przeciętna miąższość martwego drewna wynosi od ok. 30 do ok. 300 m³/ha, a lokalnie, zazwyczaj w następstwie silnych zaburzeń, może osiągać nawet do 500–700 m³/ha. W niemieckich rezerwach bukowych notowano: w Serahn średnio 94 m³/ha, co odpowiadało tam 1/3 miąższości żywego drzewostanu, w rezerwie Heilige Halle 193 m³/ha, na wyspie Vilm 149 m³/ha. W rumuńskich nieużytkowanych lasach górskich w Karpatach notowano ok. 100 m³/ha. W Polsce, według najnowszych pomiarów w Puszczy Białowieskiej (stan na 2017 r.), w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego stwierdzono średnio 157 m³/ha

martwego drewna. W rezerwach przyrody Puszczy Białowieskiej było średnio 125 m³/ha, a w pozostałych lasach – 74 m³/ha. Średnio, w całej polskiej części Puszczy Białowieskiej, miąższość martwego drewna wynosiła 94 m³/ha. Jest to prawie 12 razy więcej niż średnia krajowa (8 m³/ha).

Ilość zdeponowanej biomasy martwych drzew zależy jednak od wielu czynników, takich jak typ lasu (liściasty, mieszany, iglasty), lokalizacja (nizinny, górski), skład gatunkowy, stadium rozwoju drzewostanu (drzewostan młodociany, drzewostan w fazie rozpadu), czy też od produktywności danego siedliska, w tym całkowitej miąższości drzew żyjących, jaka może zostać osiągnięta na jednostce powierzchni w danych warunkach siedliskowych. Z reguły więcej martwego drewna zalega w lasach w chłodniejszych strefach klimatycznych, gdzie tempo rozkładu jest niższe. Przeciętnie miąższość martwych drzew w warunkach naturalnych stanowi od 20 do 50% miąższości drzew żyjących, choć lokalnie w wyniku nagromadzenia biomasy martwego drewna może przekraczać, niekiedy znacząco, sumaryczną miąższość drzew żyjących.

Istotną konsekwencją zmienności w czasie i przestrzeni dużej części zjawisk i procesów prowadzących do pojawu lub zaniku martwego drewna jest ich nieprzewidywalność – losowość. Innymi słowy, w lesie naturalnym nie jesteśmy w stanie dokładnie przewidzieć jak będą zmieniać się zasoby martwego drewna w aspekcie ilościowym, jakościowym i przestrzennym, choć można określić prawdopodobieństwa takich zmian. Organizmy związane z martwym drewnem są zmuszone do nieustannej kolonizacji nowych miejsc, w których pojawiają się nowe zasoby martwego drewna, kompensujące wyczerpywanie się zasobów w innych miejscach. Dynamika populacji organizmów saprotylicznych przypomina dobrze znany w ekologii model metapopulacji, w którym populację rozpatruje się jako kompleks wysp zasiedlanych przez populacje cząstkowe (subpopulacje). Część wysp jest wówczas aktualnym miejscem występowania, inne są miejscem potencjalnym; przy czym możliwe jest swobodne przemieszczanie się poszczególnych osobników między wyspami zajętymi i wolnymi. Taki model funkcjonowania populacji gatunków związanych z martwym drewnem ma dwie poważne konsekwencje dla prób ochrony tych gatunków. Po pierwsze, wymusza konieczność przyszłego zapewnienia zasobów martwego drewna w miejscach, gdzie aktualnie go brakuje, a w drugiej kolejności wymaga zapewnienia możliwości przemieszczeń między aktualnymi i przyszłymi (potencjalnymi) miejscami występowania gatunku.

Sposoby „dostawy” martwych drzew

O rodzaju, ilości i rozmieszczeniu martwego drewna w lesie decydują sposoby jego „dostawy”. Te z kolei zależą od dynamiki drzewostanu – fazy jego rozwoju i, często z nią powiązanych, czynników wpływających na śmiertelność drzew.

Rozwój drzewostanu od wczesnej fazy młodocianej wiąże się z koniecznością konkurencji pomiędzy młodymi drzewami o zasoby pokarmowe i światło. Szybciej rozwijające się osobniki zagłuszają gorzej dostosowane drzewa, które stopniowo obumierają (wydzielają się). Takie samoprzerzedanie młodego drzewostanu odpowiada stosowanym w gospodarce leśnej czyszczeniom i trzebieżom. Różnica polega na tym, że w lesie naturalnym sama przyroda „wyznacza” drzewa do eliminacji, a przede wszystkim, że szczątki tych drzew pozostają w lesie.

Stopniowemu rozwojowi drzewostanu towarzyszy zamieranie drzew i zaopatrzenie ekosystemu w martwe drewno. Po osiągnięciu maksymalnego nasilenia wydzielania się młodych drzew (w wieku 20-60 lat, w zależności od gatunku), coraz większy udział w martwym drewnie zaczynają stanowić obłamujące się gałęzie. Z czasem, źródłem wielkowymiarowego, martwego drewna stają się pojedyncze, umierające w sposób naturalny drzewa (Fot. 16, 17).

Stan takiej względnej, dynamicznej równowagi może miejscami utrzymywać się dość długo (prawdopodobnie ponad 200 lat). Charakteryzuje się on stosunkowo małą ilością martwego drewna (przeciętnie 40-80 m³/ha) oraz tym, że skład gatunkowy martwego drewna

w określonym czasie odpowiada składowi gatunkowemu drzewostanu. Wyjątek stanowią przebudowujące się tzw. drzewostany pionierskie, powstałe w wyniku samorzutnego odnowienia się światłożądnych i szybko rosnących gatunków (głównie brzoź, topoli osiki i wierzby iwy *Salix caprea*) na porzuconych dawnych zrębach czy gruntach porolnych, pożarzyskach i terenach pohuraganowych. Jako stadium przejściowe, w wieku ok. 80 lat, ulegają one intensywnemu procesowi zamierania, ustępując rozwijającemu się docelowemu drzewostanowi, złożonemu z gatunków znoszących ocienienie (w grądach białowieskich głównie z grabu i lipy). W takim przypadku, na pewnym etapie rozwoju drzewostanu, struktura gatunkowa martwego drewna nie odzwierciedla aktualnego składu gatunkowego warstwy drzew (Fot. 18).

Nieodłącznym elementem dynamiki lasów są różnego typu zaburzenia. Polegają one na miejscowym zniszczeniu istniejącej roślinności (przede wszystkim drzew) przez czynnik zewnętrzny (biotyczny lub abiotyczny). Trudno przecenić rolę zaburzeń w rozwoju i funkcjonowaniu lasu. Stanowią zarówno czynnik odmładzający, dynamizujący, jak i wprowadzający przestrzenne zróżnicowanie leśnej biocenozy. Proces mozaikowego zamierania drzewostanu, a później wypełniania zwolnionej przestrzeni przez następne pokolenia drzew decyduje o trwałości lasu jako całości. Paradoksalnie więc las żyje dzięki temu, że giną poszczególne składające się nań drzewa. Zaburzenia mogą być naturalne (np. wywracanie drzew przez wiatr, masowy pojaw owadów) lub powodowane przez człowieka (np. zręb, spowodowany przez człowieka pożar). Zaburzenia naturalne charakteryzują się nieregularnością i nieprzewidywalnością

Grąd:

wilgotny las liściasty lub mieszany z dominującym grabem, dębem i lipą oraz bogatym runem leśnym, występujący na żyznych glebach.

Czynniki abiotyczne

(nieożywione): czynniki niezwiązane z działaniem organizmów żywych, najczęściej opady, wiatr, mróz.

Czynniki biotyczne

(ożywione): działanie organizmów żywych: np. owadów, grzybów, bakterii.



Fot. 16 (K. Zub).
Martwe sosny
w Puszczy Białowieskiej

Fot. 17 (A. Bobiec)
Puszcza Białowieska.
Fragment lasu grądowego
w stanie względnej
równowagi – stosunkowo
niewielka ilość martwego
drewna pochodzi ze
stopniowego „oczyszczania się” drzew z gałęzi
i obumierania
(„wydzielania się”)
pojedynczych drzew



Fot. 18 (A. Bobiec)
Naturalne przekształcanie się drzewostanu ze
stadium brzoźowo-
osikowego w drzewo-
stan grabowo-lipowy
skutkuje obfitym
zaopatrzeniem eko-
systemu w martwe
drewno





Fot. 19 (K. Zub)
Puszcza Białowieża:
naturalne zaburzenia jako
źródło lokalnych, dużych
zapasów martwego
drewna

występowania. Jeśli zaburzenie dotyczy drzewostanu, jego efektem jest powstanie luki oraz nagromadzenie dużego, miejscowego zapasu martwego drewna (Fot. 19). Odpowiada on, oczywiście, masie obumarłych w wyniku zaburzenia drzew. Nierzadko wzorzec obecnie obserwowanych zaburzeń zależy od historii ekosystemu. Na przykład, wielkoobszarowy rozpad drzewostanów świerkowych w Beskidach nie mógłby mieć miejsca, gdyby nie wcześniejsze wycięcie typowych dla regla dolnego lasów bukowo-jodłowych, na których miejscu posadzono świerk. Analogicznie, zamieranie atakowanych przez kornika drukarza *Ips typographus* drzewostanów świerkowych w Puszczy Białowieżskiej ma m.in. związek z... zakazem wypalania dna lasu wprowadzonym przez carską administrację Puszczy w pierwszej połowie XIX w. Zaniechanie wypalania, które przez kilkaset lat faworyzowało odporną na ogień sosnę, stworzyło świerkowi możliwość kolonizacji rozległych sosnowych borów, w których po kilkadziesiąt lat zdominował drzewostan.

Zaburzenia w lasach naturalnych mogą mieć bardzo różną skalę przestrzenną: od wyrócenia z korzeniami pojedynczego drzewa po wielkie wiatrołomy. Przypadki zaburzeń o dużej skali przestrzennej – takie jak wiatrołomy na Mazurach w 2002 r., na Pomorzu i Kujawach w 2017 r. czy niektóre wielkoobszarowe gradacje kornika – postrzegane są jako „katastrofy naturalne”. Rzeczywiście, niszczą one na znacznej powierzchni las taki, jaki istniał dotychczas. Stanowią istotne zakłócenie funkcjonowania ekosystemu leśnego i przynajmniej czasowe ograniczenie wielu jego funkcji. Zniszczenie drzewostanu przez pożar (Fot. 21) czy wiatr (Fot. 22) oznacza zniszczenie podstawowego elementu strukturalnego siedlisk przyrodniczych, siedlisk flory, fungi i fauny; może to również oznaczać śmierć cennych drzew, w tym

drzew pomnikowych, biocenotycznych itp. Jednak, zniszczenie zwykle nie jest całkowite. Część drzew przeżywa, nawet gdy jest silnie uszkodzona. W przypadku zniszczeń powodowanych przez masowe żery owadów lub choroby grzybowe, przeżywające drzewa mogą być nośnikami cech odporności, a tym samym ich przetrwanie jest ważne dla ewolucji tej cechy. Tak dzieje się np. w przypadku masowego zamierania jesionów *Fraxinus excelsior* trwającego obecnie w Europie. Badania w Ameryce Północnej wykazały, że sosny wydumowe *Pinus contorta* przeżywające gradację kornika *Dendroctonus ponderosae* cechują się silniej rozwiniętymi przewodami żywicznymi. Pozostałości żywych i martwych drzew tworzą wysoką różnorodność



Fot. 20 (P. Pawlaczyk)
Na siedliskach
bagiennych przyczyną
masowego zamierania
drzew mogą być zmiany
poziomu wody

Fot. 21 (J.M. Gutowski)
Na dużym pożarzystku
w Puszczy Augustowskiej
(Nadl. Płaska, 2019 r.)
pozostawiono kilka kęp
spalonego lasu dla ochrony
bioróżnorodności



mikrosiedlisk na terenie po zaburzeniu. W ekologii to wszystko, co pozostaje, określa się jako „dziedzictwo zaburzenia” (*disturbance legacy*) – w wielu badaniach wykazano, że jest to bardzo ważny element, determinujący późniejsze odtworzenie się ekosystemu.

Według współczesnych badań wielkoskalowe zaburzenia nie są zjawiskiem wyjątkowym, a raczej normalnym czynnikiem ekologicznym kształtującym las. Poszczególne rodzaje ekosystemów leśnych mogą różnić się jednak pod względem częstotliwości, charakteru i rozległości występujących w nich zaburzeń. Reżim takich zaburzeń może determinować funkcjonowanie ekosystemów. Niektóre typy lasów (np.

górskie bory świerkowe) są wręcz od nich zależne; tj. okresowe zaburzenia wpisane są w ich naturalną dynamikę. Wielkoobszarowe zaburzenia zdarzają się w lasach całego świata, a dodatkowo wydaje się, że wskutek zmian klimatycznych stają się coraz częstsze. Nie ma sposobu, by skutecznie im zapobiegać.

Gdy już do takiego wielkoskalowego zniszczenia drzew w lasach dojdzie, to naturalną i zrozumiałą reakcją ludzką na „katastrofę ekologiczną” jest zwykle chęć „uprzątnięcia” jej skutków i odtworzenia „zniszczonego ekosystemu”. W przypadku lasów oznacza to zwykle wycięcie i wywiezienie pozostałości martwych drzew i posadzenie młodych drzewek na upo-

Fot. 22 (P. Pawlaczyk)
Krajobraz po nawałnicy
w Borach Tucholskich
(okolice Rytle). Choć
uprzątnięto pozostałości
połamanych drzew
z większości terenu
i posadzono nowe
pokolenie drzew,
pozostawiono grupę
połamanych sosen



rządkowanej powierzchni. Postępowanie takie jest zrozumiałe z punktu widzenia jak najszybszego odtwarzania produkcyjnych – gospodarczych funkcji ekosystemu. Długofalowy, albo rozważany w większej skali przestrzennej, wpływ wielkoobszarowych zaburzeń na różnorodność biologiczną i funkcjonowanie ekosystemu leśnego, nie jest jednak oczywisty. Wiele badań sugeruje, że zaburzenia mają zazwyczaj przejściowy negatywny wpływ na funkcję ekosystemów, ale zwykle pozytywny wpływ na różnorodność biologiczną – mimo, że na zaburzonym obszarze wiele elementów tej bioróżnorodności ulega zniszczeniu. W niektórych przypadkach lasy zaburzone i „zniszczone” przez wiatrołomy czy gradacje okazują się głównymi ostojami zagrożonych gdzie indziej gatunków. Dzieje się tak m.in. z powodu powstania znacznych zasobów martwych drzew. Przede wszystkim zaś, usunięcie „dziedzictwa zaburzenia” często szkodzi ekosystemowi bardziej niż samo zaburzenie, utrudniając i spowalniając procesy regeneracji. Takie przykłady przedstawimy bliżej w rozdziale 5.1.

Jakość martwego drewna – zróżnicowanie w warunkach naturalnych

Kluczowe znaczenie dla ekologii lasu i występowania związanych z martwymi drzewami gatunków ma nie tyle sumaryczna ilość drewna zdeponowanego na określonym obszarze, ale jego jakość, zwłaszcza forma występowania, stopień rozkładu, wielkość pojedynczych fragmentów oraz ich rozmieszczenie przestrzenne.

Ważnym aspektem jakości martwego drewna są także warunki mikroklimatyczne panujące w sąsiedztwie zalegających fragmentów. Znaczne ocienienie lub/i uwilgotnienie z jednej strony, a także silne nasłonecznienie lub/i przesuszenie z drugiej powodują, że martwe drzewa i ich fragmenty mogą z czasem nabierać bardzo odmiennych właściwości, co z kolei determinuje ich przydatność dla różnych grup saproksylicznych organizmów. Mówiąc o warunkach środowiskowych w pierwszej kolejności należy mieć na uwadze warunki troficzne, a więc zawartość pierwiastków i związków chemicznych niezbędnych do wzrostu organizmów saproksylicznych i saprobiontycznych. Istotne są także warunki mikroklimatyczne, czyli termika i uwilgotnienie substratu oraz zmiany tych parametrów. Wszystko to powoduje, że konsekwencją dużego zróżnicowania jakościowego martwego drewna w lesie naturalnym jest znacząca różnorodność warunków, w jakich mogą żyć i ewoluować organizmy korzystające z tego substratu.

Stopniowy proces rozkładu drewna prowadzi do długotrwałej sukcesji specyficznych warunków mikrosiedliskowych – od drewna twardego, obecnego zwłaszcza na drzewach wciąż stoją-

cych, po mursz często przechodzący w poziom próchniczny gleby, powstały w końcowych etapach rozkładu drewna (por. też rozdz. 3). Tempo rozkładu martwego drewna zależy jednak od szeregu czynników, takich jak uwilgotnienie/nasłonecznienie, gatunek drzewa z jakiego pochodzi fragment martwej tkanki, czy wreszcie wielkości pojedynczego fragmentu drewna oraz zasiedlających go organizmów powodujących rozkład.

W wyniku korzystnego stosunku powierzchni do objętości, fragmenty martwego drewna o dużych rozmiarach rozkładane są zwykle wolniej niż małowymiarowe. Wydłużony proces dekompozycji pozwala na dłuższe wykorzystanie danego fragmentu drewna przez organizmy je zasiedlające, co może mieć istotne znaczenie zwłaszcza dla gatunków owadów o długim okresie rozwoju oraz dla tych, które posiadają ograniczone zdolności mobilne. W przypadku tych ostatnich, powolny rozkład pojedynczego fragmentu martwego drewna daje szansę na długotrwałe występowanie kolejnych pokoleń organizmów w danym miejscu. Okres, przez jaki zmarłe drzewa nadal pozostają w środowisku w formie stojącej, to zazwyczaj kilkanaście-kilkadziesiąt lat. W skrajnych przypadkach okres ten może przekraczać nawet 100 lat, jak ma to miejsce w przypadku świerków pospolitych tworzących lasy strefy borealnej. Czas rozkładu powalonych kłód może być jeszcze dłuższy. Zwykle jest to kilkadziesiąt lat, ale niekiedy okres od upadku do całkowitego rozkładu drewna bywa szacowany nawet na około 200 lat. Dość szybko rozkładane jest drewno buka: w środkowych Niemczech stwierdzono, że utrata 50% objętości przeciętnej kłody bukowej trwa ok. 50 lat, a całkowity jej rozpad – ok. 85 lat. W lasach Szwajcarii stwierdzono szybszy rozkład kłód bukowych, zajmujący 27-54 lat. Niemal dwa razy wolniej rozkładane są zwykle kłody dębowe. Długo trwa też zwykle rozkład kłód iglastych, np. sosnowych lub świerkowych.

Ponieważ w klimacie umiarkowanym najeffectywniejszym dekompozytorem drewna są grzyby, zasadniczym czynnikiem wydłużającym proces rozkładu martwego drewna są warunki klimatyczne niesprzyjające rozwojowi saproksylobiontycznej mykobioty: niskie temperatury w okresie zimowym i suchy okres wegetacyjny. Zławszcza w takich warunkach może dochodzić do postępującej akumulacji słabo rozłożonego martwego drewna; w wielu takich ekosystemach naturalnym czynnikiem jego redukcji są pożary.

W następstwie długotrwałego procesu rozkładu, zamierające lub martwe drzewa albo ich fragmenty oferują zasiedlającym je organizmom duże zróżnicowanie form i jakości nekromasy drzewnej. W efekcie szereg gatunków saproksylicznych należy do organizmów wysoce wyspecjalizowanych, tj. posiadających wąskie wymagania odnośnie tak ilości, jak i formy występowania, stopnia rozkładu czy też jednostkowej wielkości fragmentów tworzących zasoby martwego drewna.

Gatunek saprobiontyczny
(saprobiont): gatunek żyjący w martwej materii organicznej.

Gatunek kambiofagiczny:
gatunek odżywiający się tykkiem i miazgą (kambium), żyjący pod korą i w korze drzew lub krzewów.

Gatunek saproksyliczny
(saproksylobiont; rodzaj saprobionta): gatunek żyjący w martwym drewnie.

Gatunek drzewa zamierającego – rola źródła martwego drewna

Zamierające drzewo jest źródłem martwego drewna o cechach specyficznych, właściwych danemu gatunkowi. Różnorodne charakterystyki, takie jak cechy fizyczne, zwłaszcza gęstość i twardość drewna, skład chemiczny, w tym zawartość poszczególnych pierwiastków, czy też specyfika budowy anatomicznej drewna prowadzą do silnego zróżnicowania zasobów martwego drewna. W efekcie gatunek zamierającego drzewa ma istotne znaczenie dla możliwości występowania na nim poszczególnych organizmów saproksylicznych i saprobiontycznych. Samo zróżnicowanie martwego drewna na pochodzące z drzew liściastych lub iglastych obrazuje silne zróżnicowanie zespołu gatunków, jakie mają zdolność zasiedlania danego substratu. Martwe drewno pochodzące z poszczególnych gatunków drzew może być zasiedlone przez pulę gatunków, wśród których znajdują się zarówno polifagi – organizmy o szerokim spektrum wymagań, czyli mogące występować na wielu gatunkach drzew, jak i gatunki wyspecjalizowane – monofagi, rozwijające się w martwych tkankach konkretnych gatunków drzew.

Analizy wykorzystania martwego drewna przez organizmy saproksyliczne i saprobiontyczne wykazują istotne różnice pomiędzy różnymi gatunkami drzew. W wielu pracach podkreślana jest istotna rola martwych dębów, będących miejscem występowania szczególnie cennego zespołu gatunków bezkręgowców. Również martwe drewno pochodzące z grabów ma nadzwyczaj duże znaczenie dla bogactwa gatunkowego zasiedlających go organizmów. Tak więc martwe drewno pochodzące z niektórych gatunków drzew jest w stanie zaspokoić potrzeby siedliskowe większej liczby saproksylobiontów. Znaczenie gatunku drzewa jako źródła martwego drewna może być jednak nieco odmienne w różnych kontekstach siedliskowych czy nawet geograficznych. Badania skandynawskie i polskie wskazują, że drewno gatunków liściastych cechuje się większą różnorodnością zasiedlających je organizmów, niż pochodzące z gatunków iglastych. W lasach liściastych, domieszka drzew iglastych reprezentowanych także przez drzewa martwe może jednak sprzyjać pojawieniu się dodatkowych gatunków. Ważnym aspektem jest zatem możliwość występowania w siedliskach leśnych szerokiej gamy gatunków drzew, które będą dostarczycielem martwej biomasy drzewnej. W tym kontekście istotna jest rola gatunków pionierskich, których udział w dojrzałych lasach, zwłaszcza grądach lub buczynach, w przypadku braku występujących zaburzeń jest znikomy. Źródłem specyficznego martwego drewna są wierzby, topole, trześnie, jarzęby, grusze, jabłonie – drzewa rzadko dziś spotykane

w lasach, specyficzne raczej dla krajobrazów półnaturalnych i stref ekotonowych.

Jednocześnie należy jednak pamiętać, że rola martwych drzew nie powinna być mierzona wyłącznie liczbą gatunków organizmów jakie je zasiedlają. Czasem martwe drewno pochodzące z niektórych gatunków drzewiastych jest atrakcyjne dla małej liczby organizmów, ale są to gatunki unikatowe, tj. takie, które nie występują na martwym drewnie pochodzącym z innych drzew. W tym przypadku znaczenie mają specyficzne relacje troficzne między danym gatunkiem drzewa a organizmami z niego korzystającymi. Przykładem takich relacji jest związek siochrawy karpackiej *Pseudogauritina excellens* – endemicznego gatunku chrząszcza zasiedlającego zaledwie kilka pasm górskich Karpat Zachodnich – z drewnem jedynej rośliny żywicielskiej jego larw – wiciokrzewem czarnym *Lonicera nigra*. Badania prowadzone na grzybach wskazują, że część gatunków, choć może zasiedlać martwe drewno pochodzące z różnych gatunków drzew, swoje owocniki wytwarza wyłącznie na określonym gatunku rośliny-gospodarza. Specyficzność szeregu relacji troficznych wymaga dalszych badań, a martwe drewno pochodzące z gatunków krzewów czy nawet pnączy, takich jak bzy, derenie, porzeczeki, irgi, cis, bluszcz zwyczajny może mieć znaczenie dla występowania niektórych gatunków.

Postaci martwego drewna

Martwe drewno występuje w środowisku leśnym w wielu postaciach, które są odzwierciedleniem długotrwałego procesu zapoczątkowanego osłabieniem i zamieraniem drzewa, aż po całkowity rozkład zalegającej biomasy drzewnej. W efekcie martwe drewno obecne jest w ekosystemie leśnym w formie zamarłych drzew stojących w całości, często określanych jako tak zwana suszka, złomów – czyli wciąż stojących części drzew, zazwyczaj pni, od których odłamały się gałęzie i konary, pniaków – krótszych dolnych odcinków pni ściętych lub złamanych drzew, jak i martwych drzew leżących – zalegających na gruncie w całości lub też niejednokrotnie w formie mniejszych części pofragmentowanych w wyniku upadku (tzw. leżaniny). Martwe drewno występuje również w formie konarów i gałęzi, zarówno pozostających na żywych drzewach, jak i odłamanych i leżących na gruncie.

Zaburzenia, zwłaszcza oddziaływanie wiatru, mogą prowadzić do wywracania się drzew wraz z ich korzeniami. Powstające w ten sposób wywroty (wykroty) stanowią specyficzną formę martwego drewna, gdyż pomiędzy wyniesioną nad powierzchnię gruntu płataniną korzeni znajdują się czasem znaczne ilości gleby mineralnej. Mieszanka butwiejących korzeni otoczonych gliną, piaskiem lub kawałkami skał, często wystawionych na bezpośrednie działanie światła słonecznego, stanowi unikatowe mikrosie-

dlisko. W przypadku drzew żywych nieustannie dochodzi do zamierania części systemu korzeniowego, który to proces jest źródłem martwej materii organicznej w glebie. W przypadku śmierci całego drzewa w glebie jednorazowo pojawia się znaczna ilość biomasy, także w formie grubych korzeni, które rozkładane są podobnie jak martwe drewno leżące na gruncie i są siedliskiem dla specyficznych organizmów saprobiontycznych.

Stopień rozkładu martwego drewna

Do cech jakościowych martwego drewna mających znaczenie dla występowania na nim organizmów saproksylicznych i saprobiontycznych należy także stopień rozkładu substratu. Procesy dekompozycji drewna i ich zależność od rozmaitych czynników omówiono bliżej w rozdziale 3. Interakcja właściwości drewna, warunków środowiskowych, w jakich zalegają jego fragmenty oraz postępu rozkładu drewna (zmiana właściwości fizycznych i chemicznych drewna) powoduje zmiany w składzie i liczebności organizmów kolejno zasiedlających poszczególne fragmenty martwego drewna. Wraz z postępującym procesem rozkładu pojawiają się na martwym drewnie kolejne organizmy lub ich całe grupy, których występowanie jest uzależnione od stanu rozkładu oraz obecności innych organizmów. Przykładem takich relacji jest występowanie na drewnie saproksylicznych gatunków owadów, uzależnionych od obecności specyficznych grzybów, których bogate w składniki odżywcze strzępki są źródłem pokarmu dla żerujących larw.

Stopień rozkładu drewna, determinując możliwości rozwoju bezkręgowców saproksylicznych i saprobiontycznych, wpływa pośrednio także na występowanie organizmów zjadających te bezkręgowce, zwłaszcza ptaków i ssaków. Wyniki badań nad wyborem miejsc żerowania wskazują na istnienie preferencji zależnych od składu diety właściwej dla danego gatunku. Dla części gatunków kluczową rolę odgrywa obecność osłabionych i świeżo zamierających drzew, które stanowią miejsce licznego występowania i dynamicznego rozwoju owadów kambiofagicznych (zazwyczaj korników), tak jak ma to miejsce w przypadku dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus*, preferującego osłabione i zamierające świerki. Dla innych drapieżników (konsumentów wyższego rzędu) istotne znaczenie ma obecność larw owadów ksylofagicznych, a więc występujących w drewnie rozłożonym w różnym stopniu – od drewna twardego po drewno zmurszałe. Z kolei dla innych organizmów ważna może być obecność saprobiontów zasiedlających silnie rozłożone drewno.

Ptaki, które samodzielnie drążą dziuple niezbędne im do złożenia jaj i późniejszego wychowu młodych, wykazują silne i zróżnicowane preferencje w zakresie stopnia rozkładu drewna



Fot. 23 (K. Zub)
Grube, stojące martwe sosny to rzadko spotykana, a ważna dla różnorodności biologicznej forma występowania martwego drewna

drzewa wybieranego na dziuplę. W przypadku dzięciołów, preferowany stopień rozkładu jest uzależniony od gatunku i jego zdolności kucia dziupli w twardym drewnie, a także od gatunku drzewa gniazdowego. Dziuple w gatunkach drzew cechujących się miękkim drewnem, jak np. wierzb i topól, mogą być z łatwością wykuvane w drewnie nierozłożonym. Natomiast podczas kucia dziupli w drzewach cechujących się twardym drewnem, jak np. buk, dąb, preferowane są drzewa, które przynajmniej częściowo zostały rozłożone przez grzyby.

Wielkość pojedynczych fragmentów martwego drewna

W wielu przeprowadzonych dotychczas badaniach stwierdzono, że dla leśnej różnorodności biologicznej podstawowe znaczenie mają martwe drzewa o dużych rozmiarach. Obecność dużych fragmentów martwego drewna warunkuje występowanie niektórych gatunków grzybów, mchów czy też owadów saproksylicznych, które nie zasiedlają fragmentów zbyt małych. Wpływ ten może być spowodowany warunkami panującymi we wnętrzu fragmentów drewna o różnych rozmiarach, np. ich mikroklimatem i wilgotnością. Ponadto, martwy pień, kłoda czy duży konar to możliwość występowania w ich wnętrzu zacisznych, dobrze izolowanych komór i dziupli – środowisk, których powstanie w drobnych kawałkach martwego drewna nie jest możliwe. Dla saproksylicznych gatunków wymagających dla swojego rozwoju takiego środowiska, a szczególnie dla tych

Fot. 24 (J.M. Gutowski)
Puszcza Białowieża;
dziupla w wypróchniałej
kłodzie dębu



z nich o długim okresie osobniczego rozwoju, wielkowymiarowe drewno jest dobrem niezastąpionym. Badania prowadzone na grzybach wskazują, że część gatunków, choć może zasiedlać fragmenty drewna o różnych rozmiarach, to jest w stanie wytwarzać owocniki wyłącznie na fragmentach dużych. Co więcej, niektóre gatunki grzybów rozkładających drewno zasiedlają żywe jeszcze drzewa i do swojego rozwoju potrzebują drzew w wieku 60 i więcej lat. Obecność wielkowymiarowych martwych drzew ma także kluczowe znaczenie dla występowania ptaków z grupy dziuplaków pierwotnych, które częściej wybierają drzewa o dużej pierśnicy jako miejsca wykuwania dziupli. Również nietoperze preferują jako miejsca schronienia lub rozrodu dziuple powstałe w drzewach o dużych rozmiarach. Zwierzęta korzystające z dziupli chętniej wybierają zamierające bądź martwe drzewa stojące o dużych rozmiarach, ponieważ dziuple umiejscowione w pniach o większej średnicy zapewniają korzystniejsze warunki mikroklimatyczne (Fot. 24). W tym przypadku zwiększona grubość ścian dziupli zapewnia izolację od warunków panujących na zewnątrz, co jest istotne zarówno podczas okresu lęgowego, jak i w czasie zimowania, kiedy dziuple stanowią schronienie. Dobowe i roczne wahania temperatury i wilgotności są mniej dotkliwe dla organizmów zasiedlających dziuple znajdujące się w dużych drzewach.

Wśród ptaków żerujących na drzewach także wyraźna jest preferencja martwych drzew stojących o dużych rozmiarach, co jest podyktowane obecnością bogatych zasobów pokarmowych w formie larw ksylo- i kambiofagów skoncentrowanych w jednym miejscu. Możliwość wykorzystania skupionych przestrzennie zasobów

pokarmowych wpływa korzystnie na wielkość rewiru, budżet czasowy i wysiłek energetyczny przeznaczony na żerowanie i utrzymanie terytorium. W tym wypadku mniejsza liczba dużych drzew skupionych na małej powierzchni jest preferowanym układem nad ten, w którym wiele drobnych drzew rozproszonych jest na znacznym obszarze. W efekcie obecność dużych drzew skraca czas przeznaczony na efektywne żerowanie oraz optymalizuje całkowity bilans energetyczny, co może wpływać na przeżywalność i sukces reprodukcyjny gatunku. Wyniki wielu badań dostarczają dowodów potwierdzających, że mniejsza liczba wielkowymiarowego martwego drewna nie może być zastąpiona dużą liczbą małowymiarowych fragmentów, ponieważ szereg gatunków nie może występować na martwym drewnie, którego jednostkowy rozmiar jest mniejszy niż określony próg niezbędny do zasiedlenia przez dany gatunek.

Należy jednak podkreślić, że w niektórych warunkach istotną część zasobów martwego drewna stanowią fragmenty małowymiarowe. Badania skandynawskie wskazują, że blisko połowa zalegającej biomasy martwych drzew może być utworzona przez małe, lecz liczne kawałki. Biorąc pod uwagę fakt, że małowymiarowe martwe drewno jest zwykle środowiskiem rozwoju eurytopowych gatunków saproksylicznych, obecność i istotny udział takich fragmentów w ogólnej masie martwego drewna może mieć kluczowe znaczenie dla rozpowszechnienia i całkowitej liczebności takich organizmów. Dzięki licznej obecności drewna małowymiarowego, niektóre mniej wymagające gatunki saproksylobiontów mogą być rozpowszechnione i liczne, co ma znaczenie dla organizmów, dla których stanowią one źródło pokarmu.

Warunki mikroklimatyczne

Bardzo duży wpływ na zasiedlenie fragmentów martwego drewna ma miejsce, w którym się one znajdują. Główne znaczenie mają tu czynniki mikroklimatyczne. Wysoka wilgotność i temperatura sprzyjają dekompozycji. Zatem, miejsca obfitujące w opady atmosferyczne, zlokalizowane w sąsiedztwie wód powierzchniowych, silnie ocienione sprzyjają wzrostowi uwilgotnienia drewna i przyspieszają jego rozkład. Z drugiej strony zwiększony dopływ światła poprzez wystawienie na bezpośrednie działanie słońca powoduje poprawę warunków termicznych podłoża, wpływając na wzrost aktywności mikrobiologicznej, co może w efekcie poprawiać warunki rozwoju niektórych bezkręgowców. Zbyt silne nasłonecznienie może jednak prowadzić do przesuszenia materiału, co może spowalniać tempo jego rozkładu. Zróżnicowanie czynników klimatycznych jest przyczyną dalszej zmienności właściwości poszczególnych fragmentów martwego drewna, co w połączeniu z gatunkiem drzewa oraz formą występowania prowadzi do silnego zróżnicowania jakościowego zasobów martwego drewna.

Duża grupa rzadkich i zagrożonych gatunków chrząszczy preferuje martwe drewno znajdujące się w miejscach przynajmniej częściowo nasłonecznionych, tj. wykazuje pewną termofiliję. Są to przede wszystkim gatunki, które były historycznie związane z okresowo przepasanymi, otwartymi lasami i ekotonami leśnymi. Przypuszcza się, że dawniej obecność silnie prześwietlonych lasów była efektem lokalnych zaburzeń oraz działalności dużych dzikich roślinożerców – jak tury *Bos primigenius*, żubry, jeleniowate. W czasach historycznych czynniki te zostały zastąpione powszechnym wypasem zwierząt hodowlanych w lasach, głównie bydła. Obecnie luźno zadrzewione, a tym samym silnie nasłonecznione lasy stały się siedliskiem ginącym, a lasy pastwiskowe stanowią reliktowy element krajobrazu (por. rozdz. 2.3). Specyficzne mikrosiedlisko nasłonecznionego, grubego martwego drewna jest kluczem do ochrony tej grupy organizmów, a zagwarantowanie jego obecności niekiedy może wymagać ochrony czynnej (por. rozdz. 5.2).

Wśród gatunków związanych z martwym drewnem istnieje jednak duże zróżnicowanie wymagań względem nasłonecznienia. Część gatunków wyraźnie preferuje miejsca silnie nasłonecznione, inne wybierają miejsca umiarkowanie oświetlone, a jeszcze inne w ogóle unikają bezpośredniej ekspozycji na promieniowanie słoneczne, najlepiej czując się w miejscach silnie ocienionych. Dodatkowo preferencje względem nasłonecznienia martwego drewna mogą różnić się między grupami systematycznymi, a przeważające wymagania w jednej grupie, np. wśród owadów, mogą kontrastować z wymaganiami w innej, np. grzybów. Niektóre gatunki uważane za termofilne wcale takie nie są – do niedawna sądzono np. że pachnica próchniczka *Osmoderma barnabita* preferuje próchnowiska

w drzewach na otwartym terenie, ale okazało się, że radzi sobie także doskonale w zwartych lasach, gdy tylko są w nich odpowiednio wypróchniałe drzewa.

Ilość i jakość martwego drewna w lesie gospodarczym

Oczywistym następstwem gospodarki leśnej jest wycinanie drzew, zwłaszcza tych, które osiągnęły duże rozmiary. W konsekwencji, w tradycyjnie zagospodarowanym lesie niemal nie występują duże martwe drzewa. Aby dochować się drzew dojrzałych do wyrębu, w tradycyjnym leśnictwie „pielęgnuje się” młodsze drzewostany, usuwając drzewa stanowiące domniemaną przeszkodę we wzroście drzew dorodnych (preferowanego finalnego produktu tradycyjnej gospodarki leśnej). Przy tej okazji często wycinane są drzewa, które w wyniku oddziaływania różnorodnych czynników zamarłyby w sposób naturalny i wpływały na wzrost zasobów martwego drewna. Choć wytyczne dla gospodarki leśnej dopuszczają możliwość pozostawiania tzw. posuszu jałowego, to jednak tzw. posusz czynny jest bezwzględnie usuwany. Mówiąc w sposób prosty: dopuszczamy pozostawienie drzew dawno zamarłych, nie dopuszczając do pojawienia się drzew osłabionych lub niedawno zamarłych. Prowadzi to do przerwania ciągłości dopływu nowych zasobów martwego drewna.

Wyżej wymienione cechy tradycyjnej gospodarki leśnej powodują, że najbardziej zagrożoną grupę organizmów leśnych stanowią gatunki, których obecność jest ściśle związana z obecnością martwych, zamierających i butwiejących drzew, a szczególnie te, które wymagają martwych drzew o specyficznych cechach (np. o dużych rozmiarach).

Przeciętna ilość martwego drewna w lasach gospodarczych w Polsce wynosi zaledwie kilka metrów sześciennych na hektar. Dodatkowo istotną część wykazywanej miąższości martwego drewna stanowią fragmenty małowymiarowe (takie jak czuby drzew, gałęzie pozostawiane w lesie po ścince), a więc formy o ograniczonym znaczeniu dla zachowania gatunków saproksylicznych i saprobiontycznych, zwłaszcza tych o wysokich wymaganiach względem jakości i dostępności martwego drewna.

Paradoksalnie, w niektórych lasach użytkowanych gospodarczo, zwłaszcza w górach, ilości martwego drewna mogą być znaczne. W Rumunii w gospodarczych lasach karpacckich notowano ok. 47 m³/ha. W Polsce, na terenie RDLP Krosno, średnie zasoby martwego drewna w lasach gospodarczych przekraczają 24 m³/ha. Przykłady te pokazują, że możliwe jest pogodzenie gospodarki leśnej z utrzymaniem znacznych zasobów martwego drewna. Często w ubogich pod względem martwego drewna

Posusz:

w żargonie leśnictwa to drzewa martwe lub zamierające w drzewostanie wskutek chorób (w tym wskutek opanowania przez „szkodniki”, tj. pod wpływem niektórych gatunków owadów lub patogenicznych grzybów) albo konkurencji między poszczególnymi osobnikami drzew, czy też zmian w środowisku. Leżące kłody określa się zwykle jako leżaninę, jednak w praktyce rozróżnianie między posuszem a leżaniną nie zawsze jest konsekwentne.

Posusz czynny: drzewa zamierające lub martwe, zasiedlone przez „szkodniki”, które rozmnażając się w takim drzewie mogą opanować inne drzewa i doprowadzić do ich śmierci.

Posusz jałowy: drzewa martwe już opuszczone przez „szkodniki”; zasiedlone przez inne organizmy, nie stwarzające ryzyka dla sąsiednich drzew.

Gatunek stenotopowy: gatunek o wąskich wymaganiach ekologicznych, mogący żyć tylko w ściśle określonych warunkach środowiska; bardzo wymagający pod względem np. wilgotności lub innych abiotycznych i biotycznych właściwości środowiska, o wąskim zakresie tolerancji na czynniki środowiska.

Przeciwnieństwem gatunku stenotopowego jest **gatunek eurypopowy**, kosmopolityczny, odznaczający się szerokim spektrum tolerancji.

lasach gospodarczych istnieją znacznie bogatsze pod tym względem fragmenty – np. w drzewostanach trudniej dostępnych (stroma zbocza, jary, wąwozy), zabagnionych (olsy, miejsca podtopione przez bobry). W lasach gospodarczych znaczne ilości martwego drewna mogą się także pojawiać w wyniku rozmaitych zaburzeń – np. wiatrołomów, gradacji owadów.

Współczesne leśnictwo na świecie dąży do odtwarzania i utrzymywania znaczących zasobów martwego drewna także w lasach gospodarczych, co omawiamy szerzej w rozdziale 5. Strategie wzbogacania lasów zachowujących charakter gospodarczy w martwe drewno (i zbliżania ilości martwego drewna w takich lasach do wartości naturalnych) są możliwe, choć zwykle kosztem intensywności użytkowania.

Często pada pytanie o ilość martwego drewna, jaka musiałaby być zapewniona w lasach gospodarczych, by umożliwić zachowanie przynajmniej większej części ich bogactwa przyrodniczego lub odtworzenie różnorodności zubożonej przez dotychczasową gospodarkę. Takie wartości progowe próbowano ustalić analizując statystycznie wyniki wielu badań nad korelacją różnorodności biologicznej poszczególnych grup organizmów leśnych i ilości martwego drewna. W zależności od rodzaju lasu (iglaste, mieszane, liściaste, górskie, nizinne), a także w zależności od rozpatrywanej grupy gatunków, w lasach Europy takie progi identyfikowano na poziomach od 10 do 150 m³ na hektar, przy czym najczęściej pojawiającymi się wartościami były te z zakresu od 20 do 50 m³ na hektar.

Jak już wskazano w poprzednich rozdziałach, sama ilość to jednak nie wszystko. Związek bogactwa przyrodniczego lasu z zasobami butwiejącego drewna – choć niewątpliwie istotny, jest bardziej złożony. Od samej ilości ważniejsze jest zróżnicowanie form martwego drewna, jego rozmiarów, gatunku, położenia, czy też stadium rozkładu. Istotne jest też jego rozmieszczenie w krajobrazie leśnym. Kilkadziesiąt metrów sześciennych martwego drewna niezbędnych dla występowania jednego taksonu nie musi być tym samym drewnem, które jest potrzebne dla występowania innego gatunku. Elementem różniącym obie objętości może być jakość substratu. Wielu badaczy uważa wręcz, nie bez racji, że ilość jest drugorzędna, a ważna jest obecność martwego drewna o odpowiednich cechach jakościowych. Szczególne znaczenie mają np. drzewa i fragmenty drzew stojących, martwe grube drzewa, martwe drzewa w położeniach nagrzewanych przez słońce, leżące kłody w wilgotnych warunkach mikroklimatycznych.

Łatwiejsza do zmierzenia ilość w m³/ha ma jednak znaczenie, ponieważ zwykle istnieje silna pozytywna zależność między całkowitą ilością martwego drewna a jego zróżnicowaniem. W przypadku akumulacji dużych objętości martwego drewna można zakładać wysokie jego zróżnicowanie jakościowe, które pozwoli na występowanie całej puli gatunków saproksylicznych i saprobiontycznych.

Kluczowym problemem jest zachowanie w lasach gospodarczych gatunków stenotopowych, czyli posiadających wysokie wymagania w zakresie ilości i jakości zasobów martwego drewna. Zatem w kolejnym kroku planowania wielkości i jakości zasobów martwego drewna powinna być wykorzystana wiedza o wymaganiach siedliskowych poszczególnych gatunków rzadkich i zagrożonych. Obecność takich taksonów w ekosystemie nie zawsze jednak jest dowodem, że obecne gospodarowanie i stan zasobów martwego drewna są właściwe – często jest ona tylko reliktem dawniejszego stanu lasu.

Istotnym zagadnieniem jest przestrzenne rozmieszczenie zasobów martwego drewna. Uwzględnienia wymaga mobilność poszczególnych gatunków saproksylobiontów: dystans między płatami dogodnych siedlisk musi dawać możliwość ich dynamicznego zasiedlania, tj. musi być mniejszy niż dystans, na jaki gatunek skutecznie potrafi się przemieszczać. Odległość, na jaką może dochodzić do zasiedlania nowych siedlisk, determinuje potrzebne zagęszczenie obszarów z koncentracją większych ilości martwego drewna oraz lokalizację korytarzy, którymi przemieszczenia mogłyby się odbywać. Warto zatem zauważyć, że bardzo lokalna, a tym samym zazwyczaj izolowana, koncentracja zasobów martwego drewna, może nie przynosić oczekiwanych rezultatów. Część badań wskazuje, że dopiero wysoka podaż martwego drewna na dużej powierzchni wpływa na bogactwo organizmów saproksylicznych. Zależność ta jest silniejsza w przypadku gatunków rzadkich, posiadających zazwyczaj specyficzne wymagania siedliskowe. Lokalne nagromadzenie zasobów martwego drewna wpływa pozytywnie na gatunki relatywnie częstsze, natomiast taksony rzadkie wymagają obecności bogatych zasobów martwego drewna, nagromadzonych zarówno lokalnie, jak i w dużych skalach przestrzennych. W praktyce zapewnienie możliwości występowania całego zespołu gatunków saproksylicznych oznaczałoby konieczność zaplanowania przeplatającej lasy gospodarcze sieci możliwie dużych obszarów chronionych oraz łączących je korytarzy.

2.3. Martwe drzewa poza lasem: w parkach, zadrzewieniach i innych środowiskach

Znikający krajobraz ekotonów leśnych i lasów pastwiskowych...

Las, do którego współcześnie się udajemy, bez względu na to czy jest częścią parku narodowego, stanowi obszar rezerwatu przyrody, czy jest to „zwykły las gospodarczy”, nie jest takim samym lasem, do jakiego udawali się nasi przadkowie. Zmiana, jaka dokonała się w wyniku rozwoju nowoczesnego leśnictwa i związanej z nim „twardej” separacji lasów od gruntów rolniczych, doprowadziła niemal do zupełnego zaniku szerokich stref ekotonowych, wzajemnego przenikania się środowiska leśnego ze środowiskiem sąsiadujących muraw, łąk i pastwisk. Strefy takie przez stulecia służyły mieszkańcom wsi za pastwisko i obszar zaspokajania wielu innych potrzeb związanych z tradycyjną gospodarką wiejską. Tu zbierano chrust i pozyskiwano „gałęziówkę” (podrost, odrosła, gałęzie większych drzew), doraźnie wycinano pojedyncze większe drzewa, przygotowywano „liściarkę” (paszę z ulistnionych pędów drzew i krzewów), wygrabiano ściółkę (wykorzystywaną jako materiał izolacyjny w domostwach i oborach). Dzięki takiemu wielorakiemu wykorzystaniu lasu, objęte nim ekosystemy zachowywały względnie niski poziom zadrzewienia (tj. stopień wykorzystania potencjału produkcyjnego siedliska przez drzewostan), a przez to odznaczały się bardzo korzystnym fotoklimatem. Sylwetki drzew rozwijających się w takich warunkach, w znacznym stopniu wolnych od

konkurencji ze strony dość odległych sąsiadów, przy niemal nieograniczonym dostępie do promieniowania słonecznego, znacznie odbiegały od ideału „współczesnego” drzewa leśnego, na który składa się jak największa smukłość, wysokość pnia i jak najmniejsze ugałęzienie. W przeciwieństwie do zdecydowanej większości drzew współczesnych lasów, drzewa dawnych „gajów” ekotonowych były przysadziste, stosunkowo niskie, o rozłożystych, nisko osadzonych koronach. Liczne spośród nich, gromadząc ślady różnych praktyk ówczesnej gospodarki (takich jak ogławianie, podkrzesywanie, nieregularne obcinanie gałęzi, zdzieranie kory i obgryzanie jej przez zwierzęta, miejscowe zwęglenia), nabywały cech „weteranów” – drzew niezwykle bogatych w mikrosiedliska nadrzewne – blizny, dziuple i półdziuple, pęknięcia, martwice, próchnowiska... Może to się wydać paradoksalne, ale przy pełnym dostępie drzewa do światła, nawet częste jego okaleczanie nie powodowało osłabienia żywotności, bo drzewa w takich warunkach szybciej regenerują i zblizniają uszkodzone tkanki. Co więcej, niższy wzrost, szczególnie drzew ogłowionych i regularnie przycinanych, sprzyja znacznie większej długowieczności w porównaniu z przedstawicielami tego samego gatunku rosnącymi w zwartym lesie. Na przykład, o ile wiek najstarszych dębów Puszczy Białowieskiej szacuje się



Fot. 25 (M. Ciach)
Buki pastwiskowe w Beskidzie Niskim – relikty gospodarki pasterkiej, w efekcie której pozostały w krajobrazie wiekowe drzewa o unikatowych kształtach, obfitujące w nadrzewne mikrosiedliska

Fot. 26 (A. Bobiec)
Próchno poza lasem:
szwedzki wiąz –
„weteran”



na 400 lat, to setki najstarszych dębów Europy są pozostałościami dawnych, podobnych do wyżej opisanych gajów, pastwisk czy parków.

Drzewa „weterani” stanowią najtrwalsze, żyjące „fabryki” i ostoje martwego drewna w postaci i formie niemal niespotykanej w środowisku współczesnego lasu. Wynika to przede wszystkim z faktu, że znaczna część ich pni i konarów wyeksponowana jest na bezpośrednie oddziaływanie oświetlającego i nagrzewającego promieniowania słonecznego. Nierzadko „weterani” są, mimo sędziwego wieku, drzewami

bardzo żywotnymi, co sprawia, że udostępniane przez nie dziuple i inne saproksyliczne mikrośrodowiska odznaczają się znacznie większą trwałością niż analogiczne twory obecne na szybko zamierających lub martwych drzewach leśnych.

Istnieje wiele badań potwierdzających dominujące i niezastąpione znaczenie biocenotyczne „weteranów” dla wielu saproksylicznych, szczególnie ciepłolubnych, owadów. W skali całej Eurazji za prawdziwy raj takich organizmów uchodzą dębowe lasy-pastwiska płaskowyżu Taşeli w górach Taurus (południowa Turcja). Pokraczne drzewa od setek lat regularnie przycinane i podkrzesywane przez zamieszkującą płaskowyż pasterską ludność są domem dla wielu gatunków saproksylicznych owadów, w tym licznych wymienianych na tureckich i okołosródziemnomorskich czerwonych listach gatunków zagrożonych. Wciąż liczne są tu gatunki, które w niedalekiej Europie zaliczane są dziś do ginących. Niestety, temu krajobrazowi, „zdegradowanemu” przez człowieka i jego kozy, z pokalczonymi, technicznie bezwartościowymi drzewami, zagraża plan „przebudowy” w kierunku produktywnych drzewostanów sosnowych.

W całej Europie Zachodniej i w obszarze śródziemnomorskim do najcenniejszych siedlisk dla organizmów związanych z martwym drewnem należą właśnie tradycyjnie zadrzewione pastwiska, ponieważ drzewa na nich często osiągnęły sędziwy wiek i są bogate w mikrosiedliska. Takie obszary stanowią niepowtarzalny element tradycyjnego krajobrazu Anglii czy południowej Szwecji (Fot. 26). W próchnie tych śródpolnych „weteranów” zdeponowana jest dziś najcenniejsza spuścizna biologiczna dawnych lasów. We Włoszech bardzo cennymi siedliskami są stare, pełne drzew z mikrosiedliskami „sady” kasztana jadalnego *Castanea sativa*. Wszędzie jednak takie ekosystemy dziś zanikają, ponieważ tradycyjne systemy gospodarowania, które je ukształtowały, odchodzą w przeszłość. Nie inaczej jest w krajobrazie Polski, zwłaszcza w Karpatach, gdzie zachowały się płyty dawnych lasów pastwiskowych, ale w większości znalazły się one obecnie w kręgu gospodarki leśnej, czego skutkiem jest wycinka skupień drzew biocenotycznych, i ich stopniowe zastępowanie przez młodniki.

Czy rozdział długiej historii „drzew-weteranów” dzielnie stojących wśród pastwisk i zapraszających pod przyjazny baldachim ekotonowego gaju stada bydła został definitywnie zamknięty i czy takie krajobrazy definitywnie znikną? Rosnące zainteresowanie historią krajobrazów kulturowych Europy, a przede wszystkim olbrzymi sukces takich inicjatyw jak „Ancient Tree Forum” (ATF) pozwalają mieć nadzieję, że nie. Coraz więcej pisze i mówi się o pozytywnej roli, jaką może także w klimacie umiarkowanym spełnić agroleśnictwo, którego najstarszą przeciwieństwem jest gospodarka leśno-pastwiskowa. Ekologiczna i estetyczna pustka powstała po eliminacji starych „weteranów” powinna być

Fot. 27 (J.M. Gutowski)
Obumarły dąb
w Rogalinie



stopniowo wypełniana przez młode pokolenie powoli przysposobiane do tej roli. Warto, by służby i stowarzyszenia działające na rzecz ochrony przyrody wykorzystywały bogate opracowania i instrukcje wypracowane przez specjalistów, dotyczące ochrony starych „weteranów” i „weteranizacji” młodszych drzew.

Parki

W tradycyjnie utrzymanych parkach miejskich i wiejskich generalnie prawie nie ma martwego drewna. Wszystkie usychające drzewa i krzewy, obumierające konary, czy też leżące gałęzie usuwa się jako nieestetyczne lub zagrażające bezpieczeństwu ludzi. Oczywiście nie zawsze człowiek nadaje z uprzątnięciem. Tak więc w praktyce, nawet w takich środowiskach zdarzają się stojące przez jakiś czas usychające lub uschnięte drzewa i obumarłe konary. Wiele gatunków o krótkich cyklach rozwojowych ma szansę zasiedlić takie środowiska i z powodzeniem wyprowadzić nowe pokolenie. Stąd nasze parki nie są całkowitą pustynią, np. faunistyczną (w odniesieniu do gatunków związanych z drewnem) – spotkać tam możemy różne gatunki owadów i innych bezkręgowców. Stosunkowo lepiej jest z zachowaniem części podziemnej obumarłych roślin drzewiastych. Pniaków pozostawionych po ścięciu na ogół się nie karczują, a stanowią one cenne środowisko życia i bazę pokarmową dla różnych gatunków organizmów saproksylicznych.

Począwszy od końca XX w. w sztuce ogrodniczej silnie rozwija się jednak nurt „naturalistyczny”, polegający na szerszym uwzględnieniu naturalnych procesów przyrodniczych w kształtowaniu zieleni komponowanej. Jego przejawem jest większa akceptacja dla martwych drzew w niektórych parkach – wyznaczanie „dzikich” części parków, w których zamierające i martwe drzewa pozostawia się; a także pozostawianie



Fot. 28 (P. Pawlaczyk)
Martwy dąb wyeksponowany w „Parku Miłości im. Wisławy Szymborskiej” w Lubniewicach

lub wręcz eksponowanie pojedynczych martwych drzew (Fot. 28), pod warunkiem, że nie stwarzają one zagrożeń dla korzystających z parku ludzi. Takie podejście staje się ostatnio coraz częstsze. Prace z zakresu psychologii środowiskowej sugerują, że względna dzikość terenów rekreacyjnych jest istotna dla ludzi, którzy z nich korzystają, nawet jeżeli nie jest to proces w pełni uświadomiony. Obraz przynajmniej pojedynczych martwych drzew jest istotnym elementem postrzegania tej dzikości. W USA od kilkudziesięciu już lat zaleca się pozostawianie



Fot. 29 (M. Miłkowski)
Martwy klon zwyczajny w parku im. T. Kościuszki w Radomiu służy ludziom oraz jest miejscem rozwoju różnych gatunków bezkręgowców i grzybów

Fot. 30 (S. Jakimiuk)
W Białymstoku zdecydowano, że w parkach i na skwerach miejskich fragmenty niektórych drzew wyrwanych i złamanych przez burze pozostaną do naturalnego rozkładu. Wykorzystano je także do edukacji na temat znaczenia martwego drewna



martwych drzew stojących i leżących nawet na polach golfowych, aby, obok zapewnienia środowiska życia dla organizmów saproksylicznych, edukować golfistów i kibiców w tej dziedzinie. Także w europejskich, w tym polskich, parkach pozostawianie niektórych martwych, pomnikowych drzew staje się powoli normą. Jeden z takich pozytywnych przykładów można znaleźć w Radomiu. Gdy w 2014 r. uszły dwa pomnikowe klony zwyczajne *Acer platanoides* w parku im. T. Kościuszki, z inicjatywą pozostawienia ich na gruncie wystąpił Klub Przyrodników Regionu Radomskiego. Po ścięciu (ze względu na bezpieczeństwo spacerujących ludzi) wspomniane drzewa zostały objęte badaniami dotyczącymi sukcesji bezkręgowców



Fot. 31 (J.M. Gutowski)
Stara dziuplasta wierzba nie przynosi ujemny parkowi, a dla porastających ją porostów i zamieszkujących jej próchnowiska bezkręgowców stanowi bezpieczny „dom”

(Fot. 29). Podejście takie jest coraz częstsze także w innych miastach. W Białymstoku pozostawia się w parkach część drzew wyrwanych lub połamanych przez burze (Fot. 30). Wiele martwych pni drzew pozostawiono także w parku na poznańskiej Cytadeli. W Grabowie nad Prosną przewrócony pomnikowy dąb przekształcono w rzeźbę – pomnik historii miasta.

Parki i zadrzewienia dostarczają też środowiska brakującego czasem w gospodarczych lasach – starych drzew dziuplastych (Fot. 31, 32). Takie okazałe drzewa, jeżeli tylko pozostają żywe, spotykane są jeszcze w tych środowiskach stosunkowo często. Istniejące w nich dziuple z próchnowiskami stanowią unikatowe miejsce dla rozwoju wielu stenotopowych gatunków bezkręgowców. Czasem w trosce o takie pomnikowe drzewa „leczy się” je poprzez usuwanie całego zawartego w dziuplach substratu i impregnację tkanki drzewnej za pomocą środków chemicznych. Niestety, po takim „leczeniu” giną wszystkie organizmy zamieszkujące dziuple bądź martwice boczne. Często są to gatunki zagrożone wyginięciem w całym swoim zasięgu. Strata dla przyrody jest niepowetowana, zwłaszcza że owo „leczenie” rzadko bywa skuteczne i raczej nie przedłuża życia drzewom. Współczesna arborystyka odchodzi na szczęście od takich praktyk, coraz powszechniej uznając mikrosiedliska nadrzewne, w tym próchnowiska, za wartość godną zachowania, a niekiedy nawet inicjowania i stymulowania ich rozwoju (por. rozdz. 5.2).

Wiele strat przyrodzie parków mogą przynieść także – niekiedy niezbędne, ale czasem podejmowane nadmiernie – ingerencje w imię troski o bezpieczeństwo, np. usuwanie drzew z gniazdami szerszenia *Vespa crabro*. Złożone zagrożenie ważenia ryzyka dla ludzi i wartości biocenotycznych drzew i mikrosiedlisk nadrzewnych omówiliśmy bliżej w rozdziale 5.4.

Szczególnie cenne okazują się często dawne parki, dziś zdziczałe. „Las Bielański” – położony w obrębie Warszawy, mający status rezerwatu, jest przykładem parku, w którym zachowały się stare dziuplaste drzewa, a wraz z nimi interesujące, rzadkie, a nawet ginące gatunki bezkręgowców (np. kozioróg dębosz *Cerambyx cerdo*, pachnica próchniczka *Osmoderma barnabita*, szczyrolotek dwubarwny *Rhamnusium bicolor*, zacznik kropkowany *Gnorimus variabilis*, kwietnica okazała *Protaetia speciosissima* (=aeruginosa), tęgosz rdzawy *Elater ferrugineus*). Jest ich tam, na tym stosunkowo niewielkim obszarze, więcej niż w większości ujednoliconych i zubożonych przez człowieka lasach gospodarczych. Występuje w tym parku również wiele rzadkich gatunków ptaków, np. dzięcioł czarny *Dryocopus martius*, dzięcioł białostrzbioty *Dendrocopos leucotos*, siniak *Columba oenas*.

Wartym rozważenia jest postulat, by w parkach i zadrzewieniach, o ile nie zagraża to istotnie bezpieczeństwu ludzi, w jeszcze szerszym zakresie pozostawiać martwe drzewa, krzewy i ich fragmenty do całkowitego rozkładu. Dotyczy to także martwych fragmentów na żywych jeszcze drzewach (tzw. mikrosiedliska nadrzewne, por. rozdz. 2.1). Szczególnie zaś należy dbać o stare drzewa dziuplaste i pod żadnym pozorem nie naruszać mieszczących się w nich próchnowisk. Podobnie troski i zachowania wymagają drzewa w krajobrazach zadrzewionych pastwisk, których niewielkie fragmenty wciąż spotykane są w granicach lub w sąsiedztwie miast.



Fot. 32 (A. Bobiec)
Stare i obumierające dęby to unikatowe środowisko dla wielu organizmów saproksylicznych, południowa Szwecja

Zadrzewienia

Ważnymi miejscami koncentracji martwych drzew i związanych z nimi mikrosiedlisk okazują się niekiedy zadrzewienia. Nie podlegają one gospodarce leśnej, a legalne wycięcie większego drzewa (także martwego) z zadrzewienia wymaga procedury administracyjnej i uzyskania zezwolenia gminy, w konsekwencji więc wiele zadrzewień, choć nie wszystkie, jest pozostawianych bez ingerencji. Zadrzewione brzegi jezior, cieków, strome zbocza czy wyspy zadrzewień śródpolnych mogą więc okazać się miejscami, w których martwych drzew będzie

Zadrzewienia:

pojedyncze drzewa i krzewy lub ich zgrupowania poza lasem i obszarami miejskimi pełniące funkcje ekologiczne i estetyczne, a niekiedy (coraz rzadziej) także produkcyjne przez dostarczanie surowca drzewnego, owoców; wyróżniane są zadrzewienia: jednostkowe, rzędowe, grupowe, pasowe i powierzchniowe, jak też: przydrożne, śródpolne, śródłąkowo-pastwiskowe, przywodne.



Fot. 33 (P. Pawlaczyk)
Dla niektórych torfowisk charakterystyczne są cykle pojawu, wzrostu i zamierania drzew, dzwierciedlające cykle zmiennego uwodnienia torfowiska. Prowadzi to do okresowego pojawiania się większych zasobów martwego drewna

więcej niż w lesie, niekiedy ponad 100 m³/ha. Szczególnie dużo martwego drewna bywa w bagiennych zadrzewieniach, w których wzrósł poziom wody (np. wskutek zablokowania odpływu przez bobry *Castor fiber* albo przez wyjątkowo mokrych latach), co doprowadziło do śmierci drzew.

Dla wielu gatunków – zwłaszcza bezkręgowców i porostów – związanych z mikrosiedliskami nadrzewnymi, np. dziuplami i próchnowiskami, ważnymi ostojami we współczesnym krajobrazie są, paradoksalnie, siedliska antropogeniczne – stare aleje przydrożne. Niekiedy bowiem w alejach wciąż zachowały się drzewa biocenotyczne, jakich próżno byłoby szukać we współczesnych lasach.

W krajobrazie zurbanizowanym, w alejach przydrożnych i w zadrzewieniach intensywnie penetrowanych przez ludzi, quasi-parkowych, martwe drzewa są zwykle usuwane, choćby ze względów bezpieczeństwa. I tu zdarza się jednak, że pojedyncze drzewa, zwłaszcza dęby, które nawet uschnięte mogą zwykle stać jeszcze wiele lat nie stwarzając niebezpieczeństwa, są pozostawiane nawet po śmierci.

Natomiast wiele mniej odwiedzanych przez ludzi zadrzewień to miejsca, gdzie martwego drewna może być dużo. Często jest tak w niektórych trudniej dostępnych zadrzewieniach śródpolnych czy śródłąkowych, w zadrzewieniach na stromych zboczach, w zadrzewionych zabagnieniach itp. Dla gatunków ksylobiontycznych miejsca takie mogą być niekiedy cenniejszymi ostojami niż dzisiejsze lasy.

Wody i ich sąsiedztwo

Paradoksalnie, miejscem w którym gromadzą się martwe drzewa i ich części mogą być wody – przede wszystkim koryta cieków i strefy brzegowe jezior. Miejsca te formalnie należą do zarządcy wód, niezainteresowanego gospodarką w zadrzewieniu i pozyskaniem drewna, co sprzyja naturalnym procesom wzrostu i naturalnej śmierci drzew, a w konsekwencji gromadzeniu się ich szczątków. Procesy zachodzące na styku wody i łądu często generują śmiertelność drzew (np. w wyniku okresowego, lecz dłużej trwającego zalewu, podmywania korzeni drzew, ścinania drzew przez bobry), a w środowisku wodnym rozkład drewna może być spowolniony. Martwe drzewa lub ich fragmenty mogą być transportowane przez ciek, zwłaszcza podczas wezbrań, formując skupienia i zwały. Martwe drewno w leśnej strefie Europy i Ameryki ma kluczowe znaczenie dla ekologii naturalnych ekosystemów wodnych, o czym szerzej piszemy w rozdziale 4.3.

Naturalne ilości tzw. rumoszu drzewnego w ekosystemach wodnych są bardzo zróżnicowane, a ilościowe opisanie i charakterystyka rumoszu drzewnego w ciekach jest znacznie trudniejsze niż w lasach. Stosowane są różne wskaźniki, np. objętość martwego drewna na jednostkę powierzchni ciek (m³/ha), masa na jednostkę powierzchni ciek (t/ha), objętość na objętość wody (m³/m³), objętość martwego drewna na jednostkę długości ciek (m³/km), liczba kłód przekraczających określone rozmiary



Fot. 34 (P. Pawlaczek)
Martwe drzewa są ważnym elementem ekosystemów śródleśnych cieków

na jednostkę powierzchni lub długości ciek (szt./ha, szt./km), co utrudnia bezpośrednie porównywanie danych z różnych publikacji. Niezależnie od różnorodności stosowanych metod pomiaru i ich ograniczeń, sam badany element cechuje się bardzo wysoką zmiennością. Ołbrzymie jest zróżnicowanie wskaźników w różnych rzekach, zależne od wielu czynników: charakteru rzeki, kształtu koryta, relacji między szerokością koryta a długościami kłód (od czego zależy mobilność fragmentów drewna), leśnego otoczenia ciek (w tym struktury gatunkowej, wiekowej i zdrowotnej drzewostanów na brzegach), procesów dostawy martwego drewna do ciek (ciągłe procesy zamierania drzew vs. procesy katastroficzne), reżimu hydrologicznego kształtującego transport, obecności miejsc potencjalnej akumulacji drewna napławionego, tempa rozkładu drewna (zależnego np. od gatunku drzewa, ale i od parametrów omywającej go wody), historii przekształceń antropogenicznych ciek. Inaczej kształtują się ilości rumoszu drzewnego w wąskim strumieniu, zupełnie inaczej w większej rzece o wartkim nurcie i podłożu żwirowym, inaczej w średniej rzece o podłożu piaszczystym, a jeszcze inaczej w wielkiej rzece nizinnej. W różnych naturalnych ciekach świata wykazywano zwykle od 10 do 4000 m³ martwego drewna/ha powierzchni ciek; 20-600 kłód/km biegu ciek. Niekiedy wartości te bywały znacznie wyższe. Duże ilości martwego drewna, typowe choćby w ciekach pacyficznej Ameryki Północnej, częściowo tłumaczone mogą być dominacją iglastych gatunków

drzew, o drewnie wolniej rozkładanym w wodzie. Naturalne ilości drewna w ciekach płynących przez krajobraz europejskiego lasu liściastego mogą być nieco mniejsze, choćby z tego powodu, że drewno liściaste rozkłada się szybciej.

Formy rumoszu drzewnego w rzekach są rozmaite – od całych drzew wraz z korzeniami, przez długie i grube kłody, fragmenty obłamanych konarów, mniejsze i krótsze fragmenty pni, po obłamane mniejsze gałązki i gałęzie. Dla różnych cieków charakterystyczna może być odmienna struktura rumoszu. Zależy to od otaczających ciek zadrzewień (wielkości i gatunku drzew – poszczególne drzewa różnią się podatnością na złamanie, obłamanie lub wywrócenie i wyrwanie), od siedlisk otaczających ciek (podatność drzew na różne czynniki niszczące zależy także od cech siedliska, w tym od cech gleby, w której są zakorzenione, procesów osuwiskowych itp.), czynników dostawy martwych drzew do rzeki (śmiertelność pojedynczych drzew vs. masowe procesy zamierania drzew, gradacje, wiatrołomy, procesy osuwiskowe) czy wreszcie mobilności poszczególnych fragmentów martwego drewna, bądź pozostających na miejscu, bądź transportowanych przez rzekę i osadzanych w innych miejscach. Istotne cechy to wielkość kłody, ewentualne rozgałęzienie, gatunek drzewa. Ważną cechą rumoszu drzewnego w ciekach jest jego usytuowanie względem koryta. Możemy mieć do czynienia z kłodami zawieszonymi ponad ciek (obustronnie opartymi na brzegach), kłodami jednostronnie opartymi na brzegu, a drugim końcem zanurzonym



Fot. 35 (P. Pawlaczyk)
Martwe drzewa na brzegu jez. Żabiak w Wielkopolskim Parku Narodowym

nymi w wodzie, pojedynczymi kłodami ułożonymi w nurcie poprzecznie lub skośnie, kłodami podwodnymi, kłodami całkowicie lub częściowo pogrzebanymi w aluwiach, całymi zatorami drzewnymi z naniesionych przez rzekę kłód, rozmaitymi fragmentami naniesionymi na odpisy brzegowe lub śródkorytowe. Istotny jest kąt, pod którym zalegają względem nurtu. Niektóre kłody mogą tylko okresowo znajdować się w cieku: złożone na równinie aluwialnej są poza zasięgiem przeciętnych stanów wody, ale przy przepływach i stanach wysokich znajdują się

w ich zasięgu. Ważne jest pierwotne lub wtórne położenie fragmentów martwego drewna.

Część zasobów to kłody zalegające wciąż w miejscu, w którym znajdowało się drzewo, z którego pochodzą; część natomiast – to fragmenty przetransportowane przez rzekę i wtórnie osadzone w nowych miejscach, niekiedy odległych. Każda rzeka jest specyficzna pod względem struktury swoich zasobów martwych drzew.

Ekologiczną rolę martwego drewna w ciekach przedstawiamy bliżej w rozdziale 4.3.

Polecana literatura do rozdziału 2:

- Ancient Tree Forum [<https://www.ancienttreeforum.org.uk/>].
- Asbeck T., Kozák D., Spínu A.P., Mikoláš M., Zemleřová V., Svoboda M. 2021. Tree-related microhabitats follow similar patterns but are more diverse in primary compared to managed temperate mountain Forests. *Ecosystems* [<https://doi.org/10.1007/s10021-021-00681-1>].
- Avgin S.S., Dertli I., Barševskis A. 2014. A review of Turkish saproxylic beetles from the European Red List. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.): International Journal of Entomology* 50, 1: 13–50.
- Bobic A. 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża Forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 125–140.
- Bobic A. 2020. Wpływ leśnictwa na przyrodę i ochronę przyrody. W: Gwiazdowicz D.J. (red.) – Korzystanie z zasobów przyrody oraz ich ochrona. *Polskie Towarzystwo Leśne, Poznań*: 128–152.
- Borowski J., Piętka J. 2014. Możliwości odtwarzania mikrośrodków bezkręgowców saproksylicznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4 (41): 232–239.
- Bull E.L., Holthausen R.S., Marx D.B. 1990. How to determine snag density. *WJAF* 5, 2: 56–58.
- Bunalski M., Sienkiewicz P., Wojtkowski K. 2012. Chronione chrząszcze dendrofilne zachodniej Polski. Zagrożenia – ochrona – kompensacja. *Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Poznaniu*, 200 s.
- Burakowski B. 1997. Uwagi i spostrzeżenia dotyczące chrząszczy (Coleoptera) żyjących w próchnowiskach. *Wiadomości Entomologiczne* 15, 4: 197–206.
- Burakowski B., Luniak M. 1982. Świat zwierząt. W: Baum T., Trojan P. (red.) – *Las Bielański w Warszawie – rezerwat przyrody*. PWN, Warszawa: 179–261.
- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L. 2020. Field Guide to Tree-related Microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory. *Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL*, 59 s.
- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L. 2020. Know, protect and promote habitat trees. *Swiss Federal Institute WSL Fact Sheet* 64: 1–12.
- Cálix M., Alexander K.N.A., Nieto A., Dodelin B., Soldati F., Telnov D., Vazquez-Albalade X., Aleksandrowicz O., Audisio P., Istrate P., Jansson N., Legakis A., Liberto A., Makris C., Merkl O., Mugerwa Pettersson R., Schlaghamersky J., Bologna M.A., Brustel H., Buse J., Novák V., Purchart L. 2018. *European Red List of Saproxylic Beetles*. Brussels, Belgium: IUCN, 12+15 s. [<https://portals.iucn.org/library/node/47296>].
- Çolak A.H., Kirca S., Rotherham I.D. (red.) 2018. *Ancient Woodlands and Trees: A Guide for Landscape Planners and Forest Managers*. IUFRO World Series 37: 1–272.
- Davies Z.G., Tyler C., Stewart G.B., Pullin A.S. 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation* 17: 209–234.
- Doerfler I., Gossner M.M., Müller J., Seibold S., Weisser W.W. 2018. Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation* 228: 70–78.
- Dujesiefken D., Fay N., de Groot J.-W., de Berker N. 2016. *Drzewa w cyklu życia. Europejscy praktycy na rzecz arborystyki*. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 136 s.
- Faliński J.B. 1976. Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderungen des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. *Phytocenosis* 5, 2: 85–108.
- Faliński J.B. 1978. Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. *Vegetatio* 38, 3: 175–183.
- García N., Numa C., Bartolozzi L., Brustel H., Buse J., Norbiato M., Recalde J.I., Zapata J.L., Dodelin B., Alcázar E., Barrios V., Verdugo A., Audisio P., Micó E., Otero J.C., Bahillo P., Viñolas A., Valladares L., Méndez M., El Antry S., Galante E. 2018. The conservation status and distribution of Mediterranean saproxylic beetles. *Malaga, Spain, IUCN*. 12+58 s. [<https://portals.iucn.org/library/node/47967>].

- Grove S., Meggs J. 2003. Coarse woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests. *Australian Forestry* 66, 4: 258-272.
- Gruszka W., Wojtkowski K., Grochowski P. 2012. Chronione porosty nadrzewne zadrzewień przydrożnych. Klucz do oznaczania i opisy gatunków. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Poznaniu, 44 s.
- Gutowski J.M., Sućko K., Borowski J., Kubisz D., Mazur M.A., Melke A., Mokrzycki T., Plewa R., Żmihorski M. 2020. Post-fire beetle succession in a biodiversity hotspot: Białowieża Primeval Forest. *Forest Ecology and Management* 461: 117893.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K., Zub K. 2010. Sukcesja saproksylicznych chrząszczy (Coleoptera) na powierzchniach pohuraganowych w drzewostanach sosnowych Puszczy Piskiej. *Leśne Prace Badawcze* 71, 3: 279-298 + aneks.
- Hararuk O., Kurz W.A., Didion M. 2020. Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems* 7, 1: 1-16.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Harmon M.E., Hua C. 1991. Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems. *BioScience* 41, 9: 604-610.
- Hoffmann A., Hering D. 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85, 1: 25-48.
- Horák J. 2017. Insect ecology and veteran trees. *Journal of Insect Conservation* 21: 1-5.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O., Chećko E., Wrzosek M. 2021. Predictors of diversity of deadwood-dwelling macrofungi in a European natural forest. *Forest Ecology and Management* 490: 119-123.
- Jonsson B.G., Krusys N., Ranius T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39, 2: 289-309.
- Kirby K.J., Webster S.D., Antczak A. 1991. Effects of forest management on stand structure and quality of fallen dead wood: some British and Polish examples. *Forest Ecology and Management* 43: 167-174.
- Konwerski S., Melke A., Miłkowski M., Ruta R., Sienkiewicz P. 2010. Nowe stanowiska *Velleius dilatatus* (Fabricius, 1787) w Polsce (Coleoptera: Staphylinidae) oraz uwagi o jego ochronie. *Chronimy Przyrodę Ojczystą* 66, 2: 111-115.
- Kraus D., Bütler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., Paillet Y., Rydkvist T., Schuck A., Winter S. 2016. Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. Integrate+ Technical Paper. European Forest Institute, Freiburg.
- Larrieu L., Cabanettes A. 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1433-1445.
- Larrieu L., Cabanettes A., Brin A., Bouget C., Deconchat M. 2014. Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research* 133: 355-367.
- Larrieu L., Cabanettes A., Gonin P., Lachat T., Paillet Y., Winter S., Bouget C., Deconchat M. 2014. Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: a life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334: 163-173.
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Bütler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A.K., Regnery B., Vandekerckhove K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194-207.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039.
- Lonsdale D. 2013. Ancient and other veteran trees: further guidance on management. The Tree Council, London, 202 s.
- Máčka Z., Krejčí L., Loučková B., Peterková L. 2011. A critical review of field techniques employed in the survey of large woody debris in river corridors: a central European perspective. *Environ Monit Assess* 181: 291-316.
- Müller J., Bütler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 6: 981-992.
- Müller-Using S., Bartsch N. 2009. Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research* 128: 287-296.
- Nilsson S.G., Niklasson M., Hedin J., Aronsson G., Gutowski J.M., Linder P., Ljungberg H., Mikusiński G., Ranius T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
- Paillet Y., Archaux F., du Puy S., Bouget C., Boulanger V., Debaive N., Gilg O., Gosselin F., Guilbert E. 2018. The indicator side of tree microhabitats: a multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55: 2147-2159.
- Parisi F., Lombardi F., Marziliano P.A., Russo D., De Cristofaro A., Marchetti M., Tognetti R. 2020. Diversity of saproxylic beetle communities in chestnut agroforestry systems. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 13, 5: 456-465.
- Pawlaczyk P. 2016. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody. W: Wikło A. (red.) – Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, Warszawa, 28 października 2015. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 59-86.

rozdział 2: Podsumowanie

- Pawlaczyk P. 2017. Funkcje przyrodnicze lasu po wielkoskalowych zaburzeniach. Przegląd literatury – przyczynek do wyboru strategii postępowania, Klub Przyrodników [https://www.kp.org.pl/pdf/stanowiska/kg/2017-08-28_przyroda_las_po_zaburzeniach.pdf].
- Pawlaczyk P. 2017. Martwe drewno jako element ekosystemu rzecznego. Przegląd Przyrodniczy 28, 4: 62-92.
- Pawlaczyk P. 2020. Drzewa martwe i mikrosiedliska nadrzewne w ocenie stanu i planowaniu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 17-32.
- Pawłowski J. 1961. Próchnojady blaszkorożne w biocenoze leśnej Polski. *Ekologia Polska* A, 9: 355-437.
- Piechnik Ł. 2020. *Carpinus betulus* a występowanie dziupli naturalnych w lasach gospodarczych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 33-43.
- Przepióra F., Ciach M. 2022. Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: An ultrarich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of the Total Environment* 803: 149881
- Ruiz-Villanueva V., Piégay H., Gurnell A.M., Marston R.A., Stoffel M. 2016. Recent advances quantifying the large wood dynamics in river basins: New methods and remaining challenges. *Reviews of Geophysics* 54: 611-652.
- Rykowski K. 2012. Huragan w lasach: klęska czy zakłócenie rozwoju? *Nadleśnictwo Pisz*, 4 lipca 2002 roku – studium przypadku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 191 s.
- Samuelsson J., Gustafsson L., Ingelög T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, 109 s.
- Seidl R., Rammer W., Spies T.A. 2014. Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications* 24, 8: 2063-2077.
- Siitonen J., Martikainen P., Punttila P., Rauh J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Szwagrzyk J. 2020. Zdrowy las potrzebuje chorych drzew. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 5-15.
- Thom D., Seidl R. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews* 91: 760-781.
- Thorn S., Bässler C., Brandl R., Burton Ph.J., Cahall R., Campbell J.L., Castro J., Choi Ch.Y., Cobb T., Donato D.C., Durska E., Fontaine J.B., Gauthier S., Hebert Ch., Hothorn T., Hutto R.L., Lee E.J., Leverkus A.B., Lindenmayer D.B., Obrist M.K., Rost J., Seibold S., Seidl R., Thom D., Waldron K., Wermelinger B., Winter M. B., Żmihorski M., Müller J. 2017. Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55, 1: 279-289.
- Thorn S., Bässler C., Svoboda M., Müller J. 2016. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management* 388: 113-119.
- Tykarski P., Kucharski D., Garbalińska P., Byk A. 2004. Porównanie fauny chrząszczy saproksylicznych terenów zurbanizowanych i pierwotnych na przykładzie rezerwatów warszawskich i Puszczy Białowieskiej. *Wiadomości Entomologiczne* 23, supl. 2: 213-216.
- Tyszko-Chmielowiec P. (red.) 2012. Aleje – skarbnice przyrody. *Praktyczny podręcznik ochrony alej i ich mieszkańców*. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 160 s.
- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F., Gosselin F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144: 441-450.
- Wesołowski T., Żmihorski M. 2018. Lasy po huraganach: uczmy się na błędach. *Forest Biology* 1: 1-7.
- Winter S., Möller G.C. 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255, 3-4: 1251-1261.

Drewno – w przeciwieństwie np. do łyka czy miazgi – jest tkanką nieożywioną. Tkanka ta, z biologicznego punktu widzenia, pozostaje zazwyczaj jałową tak długo, jak drzewu udaje się bronić przed obcymi organizmami. Paradoksalnie, drewno „ożywa” w momencie, gdy zewnętrzne czynniki patogeniczne przełamują mechanizmy obronne drzewa. Moment „ożywienia” wcześniej jałowego drewna oznacza „narodziny” martwego drewna. Zasadzające je organizmy powodują stopniowe zmiany jego właściwości – przez mechaniczne rozdrabnianie i związane z procesami fizjologicznymi przemiany chemiczne. Przydatność drewna jako mikrosiedliska rośnie w miarę zamierania drzewa. Osłabienie i ustąpienie naturalnych mechanizmów obronnych, utrudniających wnikanie różnych organizmów w tkankę drzewa, umożliwia zasiedlenie drewna przez liczne gatunki leśnej flory i fauny oraz grzybów, których życie związane jest z martwym drewnem.

Na żywych drzewach występują elementy martwego drewna (np. zasiedlona i rozkładana przez grzyby część pnia, próchnowisko, martwy konar, dziuple, wypróchnienia, obłamanie, raki drzewne) stanowiące większość tzw. mikrosiedlisk nadrzewnych. Mikrosiedliska wykształcają się tak na drzewach leśnych, jak i na drzewach poza lasem. Pełne ich bogactwo występuje głównie w lasach naturalnych. Tradycyjna gospodarka leśna zwykle bardzo zubaża ich zasoby. Obecność, różnorodność i zagęszczenie mikrosiedlisk nadrzewnych są w lasach kluczowe dla wykształcenia się i zachowania różnorodności biologicznej ekosystemu. Z reguły, im więcej takich mikrosiedlisk, tym cenniejsze przyrodniczo jest drzewo. Ich liczba i różnorodność zależy od wielu czynników, ale zwykle wzrasta skokowo po osiągnięciu przez drzewo dojrzałego wieku (co dla większości gatunków drzew leśnych oznacza orientacyjnie >150 lat) i okazałych rozmiarów (orientacyjnie >60-90 cm średnicy w zależności od gatunku). Drzewa szczególnie bogate w takie mikrosiedliska nazywane bywają w leśnictwie „drzewami biocenotycznymi”, a w dendrologii „weteranami”.

Ważnymi elementami ekosystemów są całe martwe drzewa, czyli martwe drewno „autonomiczne” (niezwiązane z żywym drzewem – np. całe martwe drzewo stojące, leżąca kłoda, gałąź). Martwe drzewa i krzewy, stojące fragmenty pni, leżące kłody i gałęzie, zwielokrotniają rzeczywistą powierzchnię siedliska leśnego. Jest to niezwykle różnorodne siedlisko – kombinacja kształtów, gatunków drewna, stopni rozkładu – umożliwiające współistnienie na stosunkowo niewielkim obszarze bardzo wielu gatunkom o różnych wymaganiach i sposobach życia. Martwe drewno jest siedliskiem niezwykle dynamicznym, ciągle zmieniającym swoje właściwości. Wynika to ze zmiany położenia (np. przewrócenie się drzewa) i z postępującego rozkładu martwych tkanek.

Niezbędnym warunkiem zachowania leśnej bioróżnorodności jest ciągła dostawa świeżego drewna, równoważąca proces jego rozkładu. Oznacza to, że w strefie klimatu umiarkowanego, na dnie lasu (takiego, jak np. Puszcza Białowieska) powinno zalegać średnio co najmniej 120 m³/ha martwego drewna, czyli 1/5 całej naziemnej biomasy drzew. Zmniejszenie tej ilości oznacza ryzyko utraty wielu gatunków związanych z martwym drewnem. Dostawą martwego drewna w lesie rządzą dwa podstawowe procesy: konkurencja między drzewami oraz pomiędzy gałęziami drzew, a także zaburzenia, czyli zjawiska o charakterze nieciągłym i stosunkowo gwałtownym przebiegu, powodowane przez czynniki biotyczne (np. kornik drukarz) i/lub abiotyczne (np. wiatr). Uważna obserwacja martwego drewna w lesie, pod kątem gatunku, ilości, stopnia rozkładu czy rozmieszczenia w przestrzeni i jego odniesienie do żyjącego drzewostanu, może stanowić dla nas niezwykle cenne źródło informacji o przeszłych i obecnych trendach rozwojowych lasu. W typowym cyklu rozwojowym drzewostanu naturalnego dynamika ilości martwego drewna stanowi „lustrzane odbicie” dynamiki zasobności drzewostanu: fazie inicjalnej drzewostanu towarzyszy zazwyczaj bardzo duża ilość martwego drewna stanowiącego pozostałość po uprzednio obecnym drzewostanie. Zasoby te, wraz z postępującym rozkładem drewna, kurczą się, osiągając minimum w czasie, gdy nowo wzrastający drzewostan znajduje się w tzw. fazie optymalnej, osiąga najwyższą zasobność. Wraz z postępującym procesem starzenia w fazie terminalnej, żywy drzewostan zmniejsza swoją zasobność na rzecz odnawianych zasobów martwego drewna, których maksymalna miąższość zostaje osiągnięta w fazie maksymalnego rozpadu i inicjacji kolejnego cyklu rozwoju lasu. W rzeczywistości znacznie większy wpływ na dynamikę martwego drewna mają zwykle skutki nieprzewidywalnych zaburzeń, powodowanych zarówno przez czynniki abiotyczne, jak i biotyczne (np. wiatrolomy, choroby drzew czy żery owadów). Niekiedy takie zaburzenia obejmują znaczne obszary – jednak nawet wówczas całkowite uprzątnięcie pozostałości zniszczonych drzew zwykle nie jest optymalnym ekologicznie rozwiązaniem, nawet w lasach gospodarczych.

Duża ilość martwego drewna jest jednym z podstawowych wskaźników naturalności lasu. W lesie naturalnym może stanowić ono nawet do 50% objętości drzew żywych. Lasy zniekształcone przez gospodarkę są zwykle znacznie uboższe w martwe drewno, choć znaczne jego ilości mogą się pojawiać po rozmaitych zaburzeniach. Podobnie, ilość i różnorodność mikrosiedlisk nadrzewnych w lasach naturalnych jest zwykle o jeden lub dwa rzędy wielkości większa, niż w lasach poddanych tradycyjnej gospodarce. Współczesne

leśnictwo na świecie dąży jednak do odtwarzania i utrzymywania znaczących zasobów martwego drewna i mikrosiedlisk nadrzewnych także w lasach gospodarczych.

Paradoksalnie jednak, współcześnie to poza lasem (w zadrzewieniach, alejach, wśród pastwisk) panują często warunki korzystniejsze dla długowieczności drzew, a ich rozwój nie jest ograniczony tak silną presją konkurencji, a przede wszystkim presją gospodarki leśnej. Choć niższe, znacznie grubsze, z rozłożystymi koronami, drzewa w takich miejscach mają większe szanse, niż drzewa leśne, dożycia sędziwego wieku jako „drzewa-weterani” i mogą często być bogatsze w mikrosiedliska niż drzewa w lasach gospodarczych. Wyeksponowane na bezpośrednie oddziaływanie promieni słonecznych martwe fragmenty pni i konarów zapewniają system wyjątkowo cennych mikrosiedlisk wielu rzadkim gatunkom ciepłolubnym.

W historycznym krajobrazie większość takich drzew związana była ze środowiskiem polno-leśnym, otwartym i półotwartym, kształtowanym przez tradycyjne formy wykorzystania ziemi, w tym głównie przez gospodarkę leśno-pastwiskową. Zaniechanie dawnych form użytkowania otoczenia takich drzew uruchomiło procesy sukcesyjne prowadzące do szybkiego obniżenia ich żywotności i śmierci, a tym samym do zaniku związanej z nimi wyjątkowej bioróżnorodności. Obecnie, zamiast takich środowisk są parki i zadrzewienia, stanowiące często bogate środowisko życia gatunków związanych z obumarłymi częściami żyjących starych drzew. Dotyczy to szczególnie zadrzewień na brzegach wód oraz w miejscach trudniej dostępnych (wyspy śródpolne i śródłukowe, grądziki wśród bagien, strome zbocza). Coraz częściej doceniane jest znaczenie martwych drzew także w sztuce kształtowania zieleni urządzonej – coraz powszechniej pozostawia się martwe drzewa w parkach miejskich, a drzewa pomnikowe chroni się także po śmierci. Popularna dawniej „chirurgia” starych drzew dziuplastych, polegająca na oczyszczaniu, impregnowaniu i „plombowaniu” próchnowisk, nie przedłuża istotnie życia tychże drzew, powoduje natomiast niepowetowane straty w zespołach rzadkich gatunków owadów i innych organizmów zależnych od tych środowisk. Współczesna arborystyka odchodzi dziś od takich praktyk.

Życie po śmierci

3



3.1. Etapy i konsekwencje zamierania drzew

Różne mogą być przyczyny śmierci drzewa: gwałtowne wiatry, które przewracają cały pień z korzeniami (wiatrował – Fot. 36, 37) bądź łamią drzewo na pewnej wysokości (wiatrołom), okiść śnieżna łamiąca konary i gałęzie lub całe pnie (śniegołom), długotrwałe susze powodujące ob-

niżenie poziomu wód gruntowych lub ogólny niedobór wilgoci w glebie, konkurencja o światło w gęstym zwartym drzewostanie, starość, pożar, powódź, okresowe podtopienie, uderzenie pioruna (Fot. 38), owady, grzyby, ssaki (np. bóbr – Fot. 39, dziki – Fot. 40).

Fot. 36 (J.M. Gutowski)
Wiatrowały



Fot. 37 (J.M. Gutowski)
Wiatrował; wykrot



Przyczyn może być jeszcze wiele. Każde takie drzewo – osłabione, obumierające, martwe (w różnym stopniu rozkładu) stanowi bazę pokarmową lub rozwojową (miejsce bytowania, polowania, schronienia, czy też realizacji innych czynności życiowych) dla wielu organizmów, zwłaszcza bezkręgowców, ale nie tylko.

Śmierć drzewa powoduje gwałtowną zmianę środowiska w najbliższym jego otoczeniu. Zwiększa się ilość światła i wody docierająca do dna lasu. Zmieniają się warunki życia organizmów rozkładających martwą materię organiczną na proste związki mineralne – bakterii, grzybów i zwierząt żyjących w glebie. Większa obfitość pokarmu, wynikająca z zaprzestania pobierania związków mineralnych przez korzenie obumarłego drzewa, jak i ze stopniowego rozkładu jego tkanek oraz zwiększony dopływ światła, powodują bujniejszy wzrost roślin. Otwierają się możliwości rozwoju młodego pokolenia drzew, które dotąd wskutek zacielenia nie miały szans na wejście do górnego piętra lasu.

Przyjrzyjmy się drzewu, które zostało wyrwane przez wiatr (Fot. 41). Już w pierwszych miesiącach ujawnia się działalność grzybów – pionierów rozkładu drewna. Początkowo widoczne są owocniki grzybów korzystających z substancji zgromadzonych bezpośrednio pod korą, w łyku. Sukcesywnie rozkładane są powierzchniowe warstwy drewna. Najpierw obłamaniu ulegają drobne gałązki, potem coraz grubsze gałęzie, wreszcie grube konary. Z tą chwilą drzewo, które dotąd nie stykało się z ziemią utrzymywane jak na szczydach owymi konarami, opada coraz niżej i wreszcie zalega na glebie. Następuje przyspieszenie rozkładu dzięki dodatkowemu uwilgotnieniu tkanek drzewnych i zwiększonej penetracji organizmów glebowych, które teraz już bez przeszkód mogą wnikać pod korę bądź w coraz bardziej miękkie drewno. Dodatkowo owady rozdrabniają mechanicznie



Fot. 38 (J.M. Gutowski)
Przyczyną śmierci drzewa
bywa czasem uderzenie
pioruna

drewno, ułatwiają też wnikanie do wnętrza pnia bakterii i grzybów. Proces rozkładu drewna przebiega w różnym tempie. Najszybciej rozkładane są zewnętrzne tkanki położone tuż pod korą, czyli łyko, następnie biel (drewno białe), najpóźniej natomiast rozkładane jest wnętrze pnia (twardziel) oraz kora, która pełniła



Fot. 39 (J.M. Gutowski)
Martwe drewno w takim
nadwodnym środowisku
dostarczane jest przez
bobry *Castor fiber*

Fot. 40 (J. Korbel)
Świerk przy babrzysku
(kąpielisku błotnym)
dzików *Sus scrofa*;
widoczne ślady
działalności dzięciołów
poszukujących wewnątrz
pnia mrówek gmachówek



Wątrobowce
(Marchantiophyta):
gromada roślin należących
do grupy mszaków;
występują najczęściej
w miejscach wilgotnych.

za życia drzewa funkcje ochronne i została wysycona toksycznymi dla wielu organizmów substancjami (garbniki, alkaloidy i inne). Szczególnie dobrze uwidocznia się to w przypadku sosen.

Bardzo istotną rolę w przyspieszeniu rozkładu drewna odgrywa w naszych szerokościach geograficznych mróz. Zwłaszcza w dalszych etapach rozkładu leżących kłód, gdy zawierają one stosunkowo dużo wilgoci, zamarzająca woda rozsadza powierzchniowe tkanki drzewne, zmiękcza je i zmienia ich strukturę. Przy dużych wahaniami temperatury i silnych mrozach może to być ważny czynnik ułatwiający dostęp do drewna różnym organizmom roślinnym i zwierzęcym oraz wzmagający penetrację głębszych warstw drewna przez strzępki grzybni.

Stosunkowo wyrównana i gładka powierzchnia kłody zostaje z czasem zróżnicowana na fragmenty o różnej twardości, miejscami bardziej rozmiękczone. Powstają w niej zagłębienia, w których osiadają zarodniki wątrobowców, mchów i paproci oraz nasiona roślin zielnych.



Fot. 41 (J.M. Gutowski)
Wiatrowały świerków
stanowią początek
sukcesji wielu orga-
nizmów rozwijających
się na korze, pod korą
i w drewnie



Fot. 42 (A. Bobiec)
Puszcza Białowieska:
martwy dąb – dom około
tysiąca różnych gatunków

Początkowo tylko niektóre gatunki radzą sobie z tak trudnymi warunkami bytowania.

W miarę pogrubiania się warstwy próchnięjącego drewna, kłodę zaczynają zasiedlać różne gatunki mchów i wątrobowców, które wcześniej narażone byłyby na wysychanie. Wypierają one częściowo pojawiające się wcześniej gatunki, a same po pewnym czasie są zastępowane przez paprocie i rośliny zielne oraz siewki drzew (Fot. 42). Pokrywające niektóre kłody zwarte „kożuchy” mszaków pomagają utrzymać w ich wnętrzu wysoką wilgotność, co przyczynia się do szybszego rozkładu drewna przez grzyby, zmienia także mikroklimat dna lasu w pobliżu kłód. Znacznie rozłożone drewno jest też bardziej odpowiednim podłożem dla porastających je roślin. Rozwój roślin zielnych jest w pełni możliwy dopiero wtedy, gdy warstwa próchna ma kilka centymetrów.

Z każdym rokiem kłoda coraz bardziej osiada – zagłębia się w glebę tracąc kształt i zmieniając konsystencję na rozpadający się w palcach wilgotny mursz (Fot. 43, 44), a po pewnym czasie na dnie lasu zauważa się tylko podłużne wywyższenie porośnięte nieco innymi roślinami niż te, które występują w otoczeniu (Ryc. 4).

Inaczej i znacznie wolniej przebiega proces rozkładu drzewa stojącego, jeszcze inaczej złomu itp. Zróżnicowanie to zależy też od gatunku, grubości drzewa, siedliska, wystawy terenu, nasłonecznienia i wielu innych czynników (Ryc. 5).

Całkowity rozkład drewna w warunkach niżu Europy Środkowej trwa zazwyczaj, jak już wspomniano, około kilkudziesięciu lat. Inaczej to wygląda w innych strefach klimatycznych. W warunkach suchych czy wysoko w górach proces ten może się rozciągać nawet na kilkaset lat. Przykładowo, stare daglezie w Ameryce Północ-



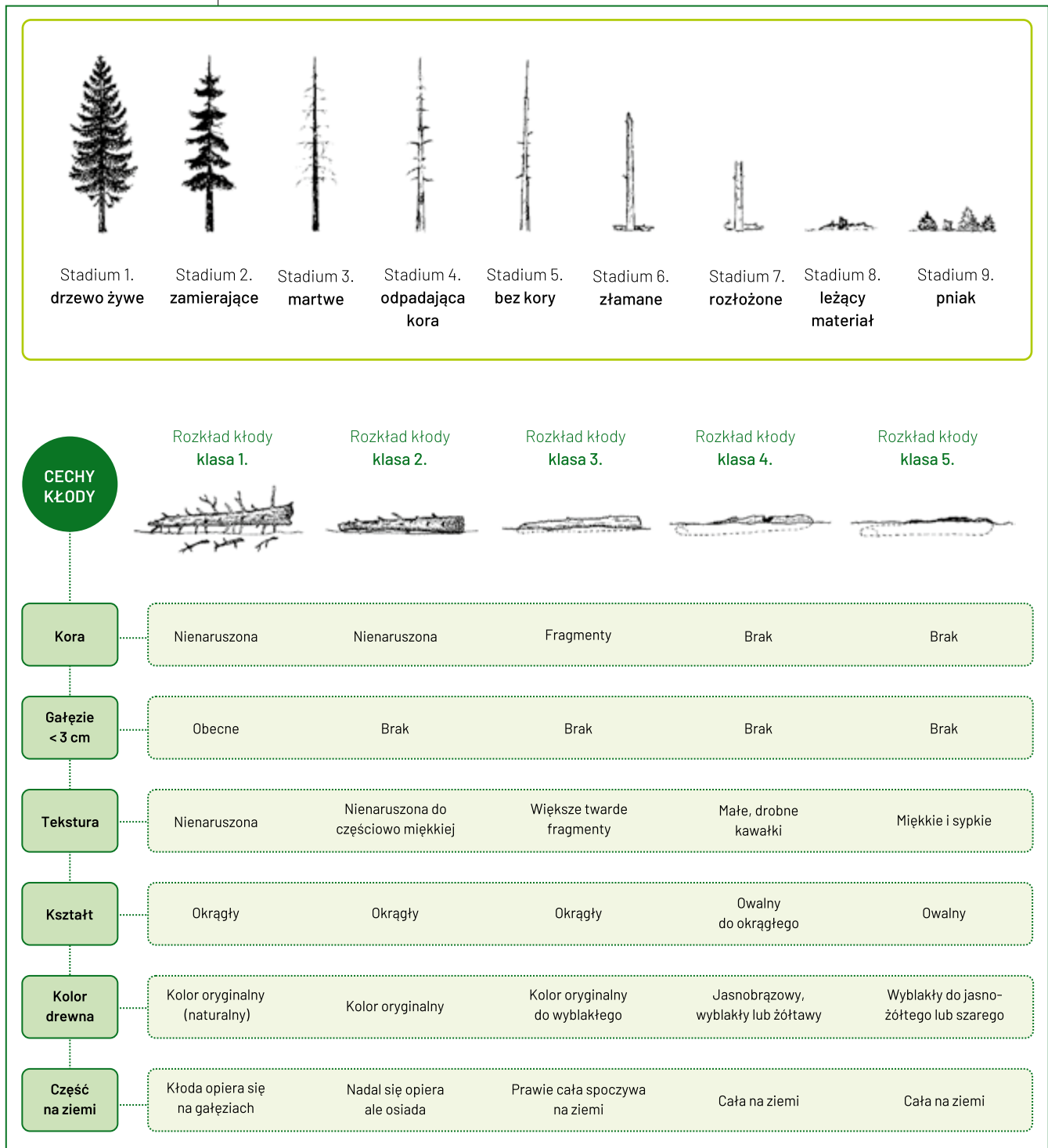
Fot. 43 (J. Walencik)
Wtapiający się w glebę martwy świerk, porozrywany przez dziki *Sus scrofa* poszukujące w nim larw owadów

nej mogą zalegać na dnie lasu do 250 lat. Bardzo wolno przebiega też proces rozkładu drewna zanurzonego w wodzie – z powodu niedostatku tlenu i bardzo niekorzystnych warunków do rozwoju grzybni oraz życia bezkręgowców drążących chodniki i wspomagających rozkład. Interesujący eksperyment, zakładający dokładne badanie tempa rozkładu i wszelkich zjawisk towarzyszących temu procesowi (w tym w zależności od gatunku drzewa oraz udziału owadów itp.), rozpoczęto w 1985 r. w stanie Oregon w USA. Badania planuje się kontynuować przez 200 lat!

Wystawa terenu:
kierunek nachylenia terenu określony stronami świata.



Fot. 44 (J.M. Gutowski)
Ostatnia faza rozkładu leżącej kłody świerka



Ryc. 4 Stopniowy rozkład stojącego świerka i leżącej kłody – klasy rozkładu (M. Bobiec na podstawie Maser'a i in. 1979)

3.2. Jak martwe drzewa „ożywają”: kolonizacja martwych drzew i martwego drewna

Rozkład drewna jest w głównej mierze następstwem działalności różnorodnych organizmów, zwłaszcza bakterii, grzybów oraz bezkręgowców, które zasiedlając wewnątrz lub wykorzystując powierzchniowe fragmenty martwego drewna odżywiają się jego biomasą. W efekcie dochodzi do stopniowego uwolnienia zawartych w drewnie pierwiastków, czasowo deponowanych w wierzchnich warstwach gleby, skąd ponownie są pobierane przez rośliny. Tempo rozkładu martwego drewna zależy jednak od szeregu czynników. W pierwszej kolejności za tempo dekompozycji odpowiadają specyficzne właściwości drewna poszczególnych gatunków drzew. Skład chemiczny tkanek, w tym zawartość pierwiastków biogennych, żywic, gum, tanin, terpenów i ich pochodnych, a także właściwości ligniny, celulozy i hemiceluloz budujących komórki i tkanki drzew powodują zmiany w tempie rozwoju i aktywności grzybów rozkładających drewno. W efekcie drewno gatunków iglastych rozkładane jest zazwyczaj wolniej niż drewno gatunków liściastych. W grupie tych ostatnich przeciętne tempo rozkładu jest także silnie zróżnicowane. Wyniki badań wskazują, że na wstępnym etapie rozkładu, obejmującym okres kilku lat po śmierci drzewa, drewno dębów i jesionów rozkładane jest najwolniej, a drewno buka i grabu najszybciej. Pośrednie tempo rozkładu stwierdzono u lip, klonów, topól, brzoź i trześni. Na tempo rozkładu drewna wpływa szereg czynników, w tym obecność twardzieli, a także obecność i grubość pokrywającej drewno kory. Ponieważ, jak wcześniej zaznaczono, czynniki zewnętrzne (głównie miejscowy klimat) odgrywają ważną rolę w dynamice martwego drewna, rozkład drewna tego samego gatunku drzewa może się odbywać – w zależności od warunków środowiska – w bardzo różnym tempie.

Proces dekompozycji prowadzi do zmiany wytrzymałości mechanicznej drewna. W efekcie martwe drewno w zaawansowanych stadiach rozkładu w przeważającej mierze występuje w formie drzew leżących. W specyficznych warunkach, mimo silnego rozkładu, część drzew może jednak długo pozostawać w formie stojącej. Wraz z postępującym rozkładem drewna pni, udział drzew stojących silnie spada. Pozostają jedynie nieliczne, stanowiąc bardzo cenny element ekosystemu. Warto zaznaczyć, że szybkość rozkładu drewna nie jest stała. Zwykle np. we wczesnych stadiach rozkładu roczny ubytek masy martwego drewna jest większy niż ma to miejsce na późniejszych etapach dekompozycji. Drewno będące w inicjalnych stadiach rozkładu jest dostępne zaledwie przez pierwsze kilka lat po obumarciu, to nieco bardziej rozłożone dostępne jest przez kilka-kilkanaście lat, a fragmenty silnie rozłożone zalegają przez kilkadziesiąt lat.

Poza właściwościami samego drewna, tempo jego rozkładu jest silnie uzależnione także od czynników zewnętrznych. Główne znaczenie mają tu czynniki klimatyczne lub mikroklimatyczne, wśród których wysoka wilgotność i temperatura sprzyjają dekompozycji. Zatem, miejsca obfitujące w opady atmosferyczne, zlokalizowane w sąsiedztwie wód powierzchniowych, silnie ocienione sprzyjają wzrostowi uwilgotnienia drewna i przyspieszają jego rozkład. Z drugiej strony zwiększony dopływ światła poprzez wystawienie na bezpośrednie działanie słońca powoduje poprawę warunków termicznych podłoża, wpływając na wzrost aktywności mikrobiologicznej, co może w efekcie poprawiać warunki rozwoju bezkręgowców. Zbyt silne nasłonecznienie może jednak prowadzić do przesuszenia materiału, co może spowalniać tempo jego rozkładu. Zróżnicowanie czynników klimatycznych jest przyczyną dalszej zmienności właściwości poszczególnych fragmentów martwego drewna, co w połączeniu z gatunkiem drzewa oraz formą występowania prowadzi do silnego zróżnicowania jakościowego zasobów martwego drewna. W odniesieniu do znaczenia czynników klimatycznych i podnoszonej coraz częściej roli nasłonecznienia w rozwoju organizmów saproksylicznych należy zaznaczyć, że wśród gatunków związanych z martwym drewnem istnieje duże zróżnicowanie wymagań względem nasłonecznienia. Część gatunków wyraźnie preferuje miejsca silnie nasłonecznione, inne wybierają miejsca umiarkowanie oświetlone, a jeszcze inne w ogóle unikają bezpośredniej ekspozycji na promieniowanie słoneczne, najlepiej czując się w miejscach silnie ocienionych. Dodatkowo preferencje względem nasłonecznienia martwego drewna mogą różnić się między grupami systematycznymi, a przeważające wymagania w jednej grupie, np. wśród owadów, mogą kontrastować z wymaganiami w innej, np. grzybów.

Kolejnym czynnikiem determinującym tempo rozkładu drewna jest skład gatunkowy zbiorowisk organizmów zasiedlających poszczególne jego fragmenty. Właściwości samego drewna, jak i oddziałujące na nie czynniki zewnętrzne, zwłaszcza klimatyczne, powodują silne zróżnicowanie jego parametrów, a co za tym idzie tworzą określone warunki mikrosiedliskowe odpowiadające różnym organizmom żywym.

Zarówno na powierzchni, jak i wewnątrz obumierających, powalonych przez wiatr czy świeżo ściętych drzew powstają dobre warunki do rozwoju różnych organizmów (m.in. mikroorganizmów, grzybów wielkoowocnikowych, bezkręgowców) (Fot. 45). W tym zasiedleniu pomagają często owady, jak np. kornik drukarz *Ips typographus*, który przenosi na świerki zarodniki grzyba *Ceratocystis polonica* powodującego siniznę drewna. Wskutek działalności enzymów

Fot. 45 (J.M. Gutowski)
Wieleletnie owocniki
grzybów (tzw. huby)
to środowisko życia dla
wielu gatunków owadów



Sinizna drewna:
zmiana zabarwienia drewna
powodowana przez grzyby;
objawia się sinoniebieskimi
do prawie czarnej barwy
smugami i plamami (o różnej
wielkości i kształcie)
w części bielastej.

wydzielanych przez grzyby i zawartych w przewodzie pokarmowym larw wielu gatunków owadów, następuje rozkład celulozy i częściowo hemiceluloz, prowadzący do powstawania cukrów prostych służących owadom za pokarm. Zbadano, że ilość cukrów w drewnie złomów i pniaków sosnowych zwiększa się do około piętego roku od śmierci drzewa, po czym zaczyna maleć. Poza tym, w drewnie zachodzą, istotne dla zasiedlających je organizmów, zmiany mikroklimatyczne – wilgotności i temperatury. Zmieniające się warunki pokarmowe i mikroklimatyczne martwego drzewa lub jego fragmentu oferują szerokie spektrum nisz ekologicznych setkom gatunków owadów, pajęczaków, grzybów (w tym porostów), śluzowców i innych organizmów.

Przy tak różnorodnych wymaganiach ekologicznych poszczególnych organizmów związanych z drewnem, każda faza rozkładu znajduje swojego „amatora”. Następuje swoiste zastępowanie się w czasie kolejnych zespołów gatunków. Przykładowo, na wspomnianych pniakach sosnowych wyróżnić można co najmniej 5 stadiów sukcesyjnych, z których każde jest charakteryzowane przez nieco odmienne zgrupowanie owadów.

W I stadium, które trwa przez niecały rok, owady żerują pod korą i w korze (np. chrząszcz z rodziny kózkowatych – tycz cieśla *Acanthocinus aedilis* i przedstawiciel korników – cetyniec większy *Tomicus piniperda*), a tylko niektóre wgrzyżają się w drewno, jak np. ryteł pospolity *Elateroides dermestoides* (drwionkowate) i drwalnik paskowany *Trypodendron lineatum* (korniki). W owym stadium kora mocno przylega, a drewno jest twarde i nie wykazuje widocznych gołym okiem śladów rozkładu. Owady wgrzyżające się w drewno to często tzw. chrząszcze ambrozjowe – wcale nie żywiące się drewnem, ale grzybami.

Chrząższe ambrozjowe:
chrząszcze drążące korytarze
w drewnie, ale żywiące się
grzybami, które same
przenoszą na ścianki wydrążonych przez siebie korytarzy. Do gatunków tych należy m.in. pospolity w polskich lasach kornik – drwalnik paskowany, który odżywia się strzępkami grzybów. W podobny sposób odżywiają się inne gatunki drwalników, a także rozwiertki, wyrzynniki i ryteł pospolity.

W II stadium (od połowy pierwszego do czwartego roku) kora nie przylega już ściśle do drewna, miazga (kambium) ulega stopniowemu obumarciu. Wzrasta udział owadów żerujących w drewnie, zdolnych do jego trawienia dzięki obecności w ich przewodach pokarmowych odpowiednich enzymów lub symbiontów. Spośród owadów dominują w tym czasie przedstawiciele kózkowatych (np. wykarczak sosnowiec *Arhopalus rusticus*) i bogatkowatych (np. miedziak sosnowiec *Chalcophora mariana* i bogatek wiejski *Buprestis rustica* – Fot. 46). Wzrasta liczba gatunków owadów towarzyszących ksylofagom (drewnojadom), w tym ich drapieźców i parazytoidów.

W III stadium (5-6 rok po śmierci drzewa) występują owady preferujące drewno już nieco zmuszające, np. zmorsznik czerwony *Stictoleptura rubra*. Pod resztkami kory obserwować można mrówki, przede wszystkim hurtnicę pospolitą *Lasius niger*. Takie, dość miękkie już, drewno staje się też doskonałym miejscem do zimowania chrząszczy biegaczowatych.

W IV stadium (7-9 rok) rozkład drewna postępuje, biel jest już bardzo zmuszająca, ale pniak zachowuje jeszcze swój kształt. Zwiększa się wilgotność drewna. Typowymi przedstawicielami tego stadium są mrówki, chrząszcze z rodziny sprężykowatych i czarnuchowatych oraz larwy muchówek – łowików i koziułek. Wiele jest owadów drapieżnych.

W V stadium z drewna pniaków sosnowych pozostaje tylko twardziel. Wilgotność drewna jest bardzo wysoka. W faunie takich pozostałości dominują dżdżownice, wije i skoczogonki, a z owadów spotykane są skorki, chrząszcze z rodziny biegaczowatych, kusakowatych i inne.

W drewnie leżących pni dębowych wyróżnić można cztery stadia sukcesyjne bezkręgowców: I – kózkowe – występują chrząszcze z rodziny kózkowatych, np. paśnik niszczytel *Plagionotus*



Fot. 46 (J.M. Gutowski)
Bogatek wiejski *Buprestis rustica* związany jest z drewnem drzew iglastych

detritus i bogatkowatych, np. opiętek dwuplamkowy *Agrilus biguttatus*; II – jelonkowe – występują przedstawiciele rodziny jelonkowatych – dębosz żukowaty *Aesalus scarabaeoides* i kostrzeń baryłkowaty *Sinodendron cylindricum*, muchówki z rodziny ziemiorkowatych *Sciariidae*, chrząszcze-sprężyki, m.in. z rodzaju *Ampeplus*; III – mrówkowe, składa się głównie z mrówek; IV – dżdżownicowe, w którym rozkład i humifikacja drewna następuje głównie przy udziale dżdżownic i wijów.

Generalnie możemy wyróżnić 3 fazy rozkładu drewna:

- kolonizacyjną (zasiedlanie przez wyspecjalizowane organizmy twardego drewna z przylegającą korą, żywym łykiem i miazgą),
- dekompozycyjną (rozkładu; właściwe procesy rozdrabniania i rozkładu tkanki drzewnej przy współudziale wielu różnych organizmów związanych z martwym drewnem),
- humifikacyjną (dalszy rozkład i mineralizacja drewna przy zwiększającym się udziale orga-

nizmów glebowych, jak skoczogonki, wije, dżdżownice, wazonkowce, roztocze, bakterie, grzyby).

W naturalnym lesie można na martwym drewnie obserwować wiele, wykazujących między sobą znaczne różnice, szeregów sukcesyjnych (Ryc. 5, 6). Inaczej przebiega kolonizacja na drzewach stojących, inaczej na leżących, jeszcze inaczej na złomach czy pniakach lub leżących fragmentach drzew. Bardzo swoistą sukcesję można obserwować w próchnowiskach znajdujących się w dziuplach żywych drzew (Ryc. 8). Zróżnicowanie to wynika też z wymiarów drzewa, nawet w obrębie tego samego gatunku. Inna jest też kolejność gatunków na stanowiskach nasłonecznionych, a inna w miejscach zacienionych. Warto zaznaczyć, że rozkład drewna na stanowiskach nasłonecznionych, suchych, przebiega wolniej niż w miejscach, gdzie światło słoneczne bezpośrednio nie dociera. Drewno pewnych gatunków rozkładane jest szybko (np. lipa, grab), a innych bardzo

Kambium (miazga):

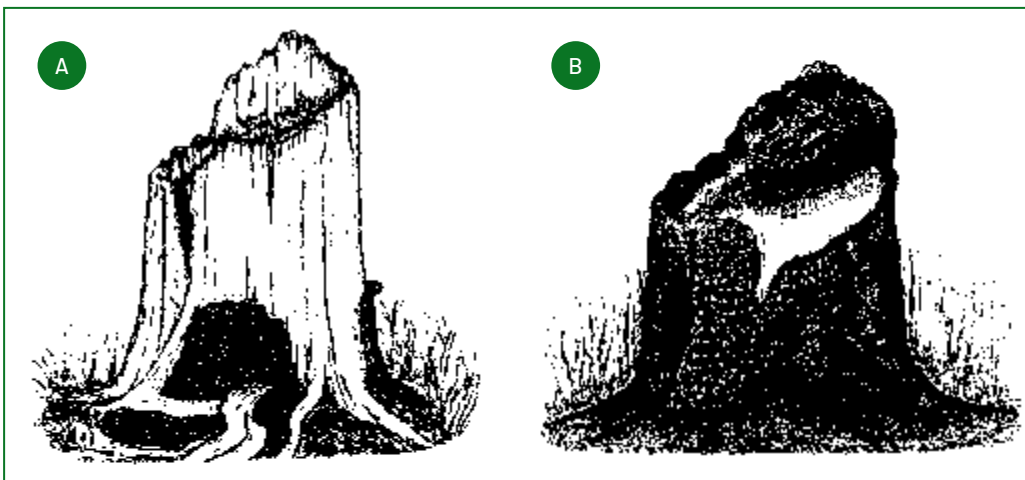
warstwa żywych komórek pod korą, między łykiem a drewnem, dzięki której rośliny przrastają na grubość; wytwarza do wewnątrz drewno, a na zewnątrz łyko.

Ksylofagi:

„ksylofagi” i inne pokrewne pojęcia objaśnione są w rozdziale 4.1.2 poświęconym bezkręgowcom.

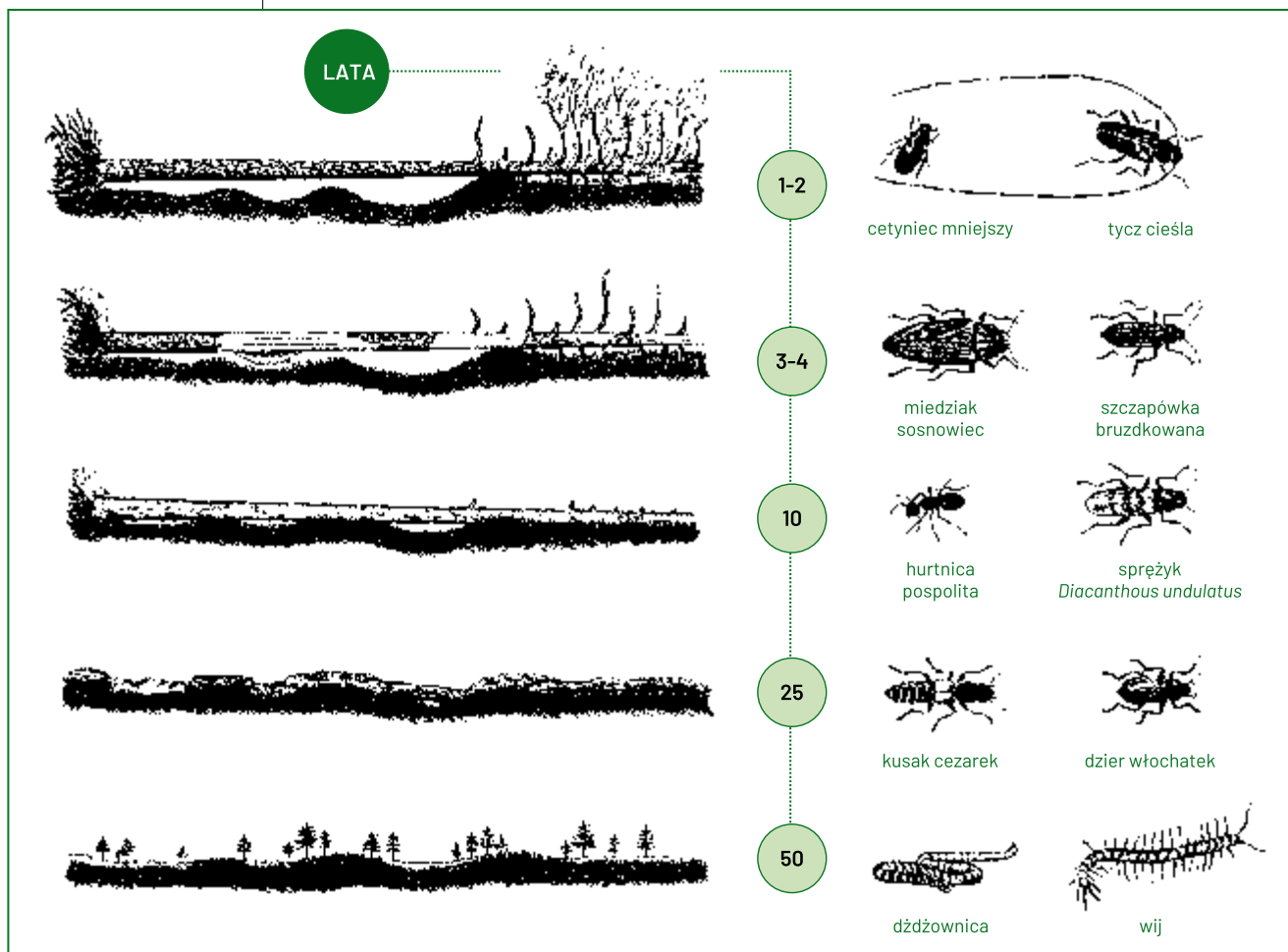
Parazytoid:

Pasożyt, który zawsze doprowadza do śmierci żywiciela; bardzo wiele parazytoidów znajdujemy w świecie owadów (np. błonkówki z rodziny gąsienicznikowatych, męczelkowatych, błęskotkowatych) – rozwijają się one zazwyczaj kosztem innych bezkręgowców.

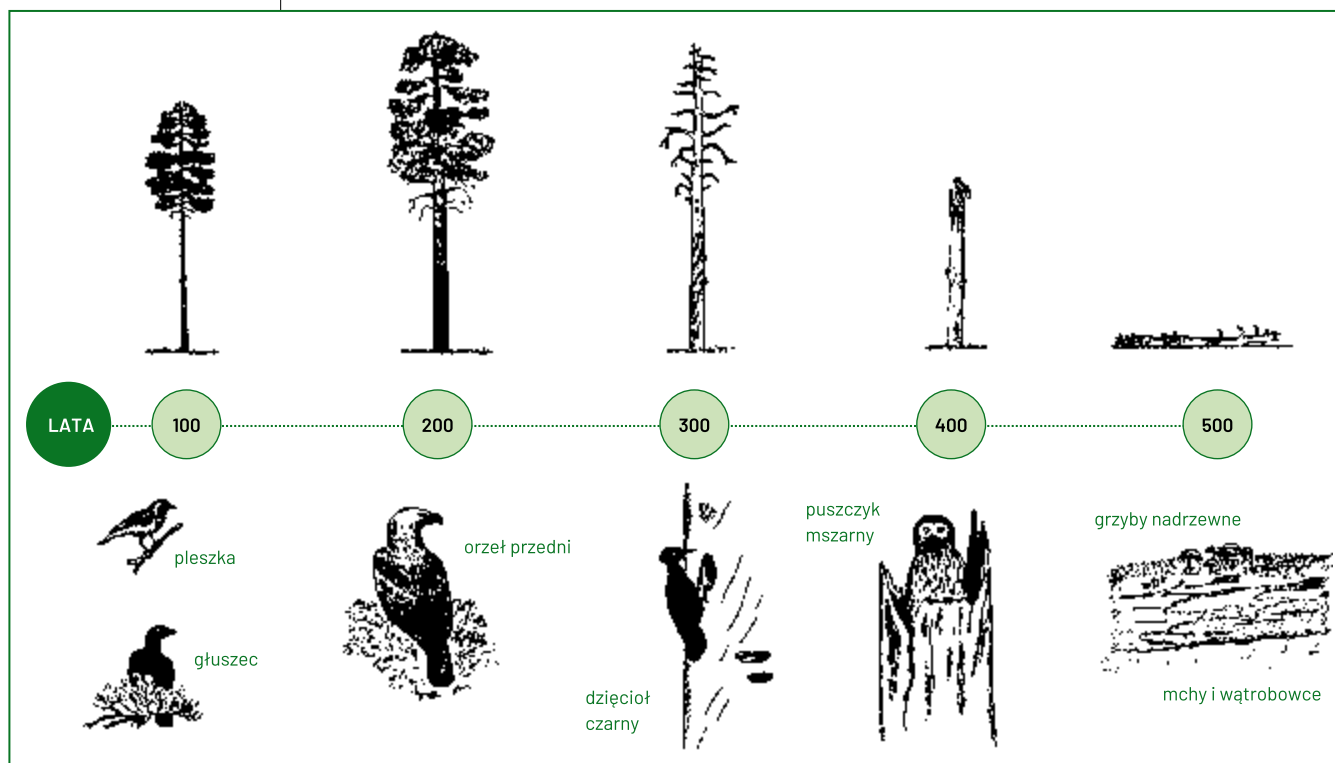


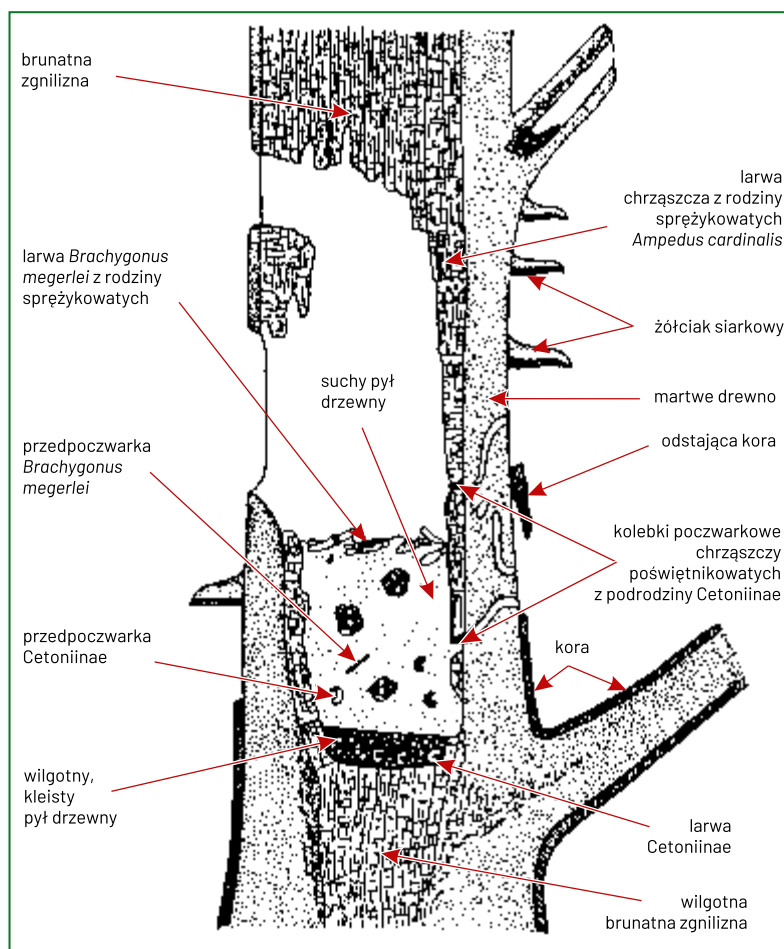
Ryc. 5 Murszejące pniaki drzew: **A** – w warunkach nasłonecznienia, **B** – w miejscu zacienionym (M. Bobiec)

Ryc. 6 Martwe drzewo leżące – środowisko pełne życia; stopniowy rozkład drewna i następstwo zasiedlających je organizmów (M. Bobiec na podstawie A richer forest, zmienione)



Ryc. 7 Żywe i martwe drzewo – środowisko pełne życia (M. Bobiec na podstawie A richer forest, zmienione)





Ryc. 8 Przekrój podłużny przez dziuplaste drzewo (M. Bobiec na podstawie Iablokoff'a 1943 w modyf. Speight'a 1989)

Polecana literatura do rozdziału 3:

wolno (np. dąb, stare sosny z dużym udziałem twardej). Zróżnicowanie przebiegu sukcesji jest ogromne, ale obserwuje się pewne podobieństwa i prawidłowości funkcjonalne kolejnych, następujących po sobie grup organizmów. Można np. zauważyć, że im bliżej końcowej fazy rozkładu drzew, nawet odrębnych gatunków, tym bardziej podobne są zespoły zasiedlających je organizmów.

Należy podkreślić, że grube pnie i kłody zapewniają bardziej stabilne warunki mikroklimatyczne i są preferowane przez wiele organizmów. Z grubowymiarowym drewnem związana jest też większość zagrożonych wyginięciem bezkręgowców.

Borowski J. 2006. Chrząszcze (Coleoptera) grzybów nadrzewnych – studium waloryzacyjne. Wyd. SGGW, Warszawa, 91 s.

Buchholz L., Ossowska M. 1995. Entomofauna martwego drewna – jej biocenotyczne znaczenie w środowisku leśnym oraz możliwości i problemy ochrony. *Przegląd Przyrodniczy* 6, 3-4: 93-105.

Dajoz R. 2000. *Insects and forests. The role and diversity of insects in the forest environment.* Londres – Paris – New York, 668 s.

Gutowski J.M., Błoszyk J. 2008. Różnorodność biologiczna leśnych zwierząt bezkręgowych. W: Grzywacz A. (red.) – *Zasoby przyrodnicze polskich lasów.* Polskie Towarzystwo Leśne, Cezdyna k. Kielc: 59-93.

Holeksa J. 1992. Las nie może żyć bez martwych drzew. W: Korbel J. (red.) – *Las według ekologa.* Zeszyty Edukacji Ekologicznej „Pracowni na rzecz Wszystkich Istot” 4: 17-23.

Iablokoff A.Kh. 1943. *Éthologie de quelques élatérides du Massif de Fontainebleau.* Mémoires du Muséum National D'Histoire Naturelle 18, 3: 81-160.

Jankowiak R. 2004. Interakcje między owadami kambiofagicznymi, grzybami i rośliną. *Kosmos* 53, 1: 39-50.

rozdział 3: Podsumowanie

- Lieutier F., Day K.R., Battisti A., Grégoire J.C., Evans H.F. (red.) 2004. Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 552 s.
- Maser C. 1992. O owadach toczących drewno, podziemnych grzybach i mysich odchodach. W: Korbel J. (red.) – Las według ekologa. Zeszyty Edukacji Ekologicznej „Pracowni na rzecz Wszystkich Istot” 4: 45–62.
- Maser C., Anderson R.G., Cromack K. jr., Williams J.T., Martin R.E. 1979. Dead and down woody material. W: Thomas J.W. (red.) – Wildlife habitats in managed forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington, USDA Forest Service, Agriculture Handbook No. 553, Portland – Washington D.C.: 78–95.
- Persson J., Manus S. 1990. A richer forest: state-of-the-art in the 1990s as regards nature conservation and ecology. National Board of Forestry, Jönköping, 133 s.
- Samuelsson J., Gustafsson L., Ingelög T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, 109 s.
- Seibold S., Rammer W., Hothorn T., Seidl R., Ulyshen M.D., Lorz J., Cadotte M.W., Lindenmayer D.B., Adhikari Y.P., Aragón R., Bae S., Baldrian P., Varandi B.H., Barlow J., Bässler C., Beauchêne J., Berenguer E., Bergamin R.S., Birkemoe T., Boros G., Brand R., Bruste H., Burton Ph.J., Cakpo-Tossou Y.T., Castro J., Cateau E., Cobb T.P., Farwig N., Fernández R.D., Firn J., Gan K.S., González G., Gossner M.M., Habe J.C., Hébert Ch., Heibl Ch., Heikkala O., Hemp A., Hemp C., Hjältén J., Hotes S., Kouki J., Lachat T., Liu J., Liu Y., Luo Y-H., Macandog D.M., Martina P.E., Muku S.A., Nachin B., Nisbet K., O'Halloran J., Oxbrough A., Pandey J.N., Pavlíček T., Pawson S.M., Rakotondranary J.S., Ramanamanjato J-B., Rossi L., Schmidl J., Schulze M., Seaton S., Stone M.J., Stork N.E., Suran B., Sverdrup-Thygeson A., Thorn S., Thyagarajan G., Wardlaw T.J., Weisser W.W., Yoon S., Zhang N., Müller J. 2021. The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature* 597: 77–81.
- Skubała P., Maślak M. 2009. Niewidoczny świat mikrostawonogów (Acari, Collembola) w martwym drewnie świerkowym w Babiogórskim Parku Narodowym. *Sylwan* 153, 5: 346–353.
- Szujecki A. 1980. Ekologia owadów leśnych. PWN, Warszawa, 604 s.
- Wiąckowski S. 1957. Entomofauna pniaków sosnowych w zależności od wieku i rozmiaru pniaka. *Ekologia Polska A* 5, 3: 13–140.
- Zaniewski P.T., Szczepkowski A., Gierczyk B., Kujawa A., Ślusarczyk T., Fojcik B. 2019. Pionowe różnicowanie bogactwa i składu gatunkowego myko-, lichen- i brioboty drzew powiatrolomowych w Kampinoskim Parku Narodowym. *Sylwan* 163, 12: 980–988.

Zamieranie drzew w lesie jest zjawiskiem najzupełniej naturalnym. Oprócz powstania martwego drewna, powoduje ono zwykle powstanie otwarć w drzewostanie, w wyniku czego zmieniają się warunki środowiska – ilość światła, wilgotność, dostępność związków mineralnych itp. W tych warunkach następuje stopniowy rozkład tkanek zmarłego drzewa i uwalnianie pierwiastków do gleby.

Na świeżo obumarłym drzewie zaczyna się sukcesja zasiedlających je organizmów: kolejno zmieniają się gatunki, ich liczebność oraz miejsca bytowania (żerowania, rozmnażania się, rozwoju, schronienia). Spośród owadów na początku osiedlają się te, które potrafią żyć pod mocno jeszcze przylegającą korą i drążyć chodniki w twardym drewnie, później stopniowo kolejne, preferujące coraz bardziej rozłożone i miękkie drewno, a w końcu rozpadające się próchno. Tempo tego procesu jest zróżnicowane i zależy zarówno od gatunku i rozmiarów drzewa, jak i od czynników otaczającego go środowiska, m.in. od wilgotności, temperatury, warunków geochemicznych, zespołów i aktywności mikro- i makroorganizmów uczestniczących w procesie rozkładu.

W zależności od gatunku drzewa, grubości kłody, warunków oświetlenia, wilgotności i usytuowania (drzewa stojące, leżące) różny jest przebieg sukcesji, ale można tu zaobserwować pewne wspólne prawidłowości. Jedno drzewo, od obumarcia do pełnego rozkładu (co trwa zwykle kilkadziesiąt lat), zasiedla kilkadziesiąt do kilkuset gatunków grzybów, roślin i zwierząt.

Zamierające i martwe drewno w żywym lesie

4



4.1. Zamierające i martwe drewno jako środowisko życia

Martwe drewno, poza najbardziej oczywistą, choć ciągle mało rozpoznaną rolą – jako mikrośrodowiska zamieszkałego i wykorzystywanego przez tysiące gatunków, od ssaków i ptaków poprzez bezkręgowce, grzyby, rośliny, pierwotniaki po bakterie, spełnia szereg innych, niezwykle istotnych funkcji. Niektóre z nich, jak na przykład przechowywanie w swoich tkankach i powolne, stopniowe uwalnianie do gleby składników mineralnych oraz wychwytywanie i czasowe wiązanie węgla w biosferze, nierozłącznie towarzyszą procesowi rozkładu i mineralizacji drewna w każdym ekosystemie leśnym. Są też funkcje specyficzne dla określonych typów ekosystemów, w których często procesy związane z martwym drewnem współdecydują o charakterze, tj. o strukturze i dynamice ekosystemu.

4.1.1. Kręgowce

Podobnie jak wiele jest przyczyn zamierania drzew oraz form występowania martwego drewna w lesie, tak samo wiele jest sposobów jego wykorzystania przez organizmy zwierzęce. Analogicznie, im liczniej reprezentowana jest jakaś grupa kręgowców w faunie danego terenu, tym więcej istnieje form wykorzystania przez nią martwego drewna. Może ono również odgrywać dużą rolę w życiu organizmów niezwiązanych bezpośrednio z ekosystemem leśnym, jakimi są ryby. Obumarłe drzewa, wpadające do wody, mogą stanowić miejsce ukrycia i rozrodu niektórych gatunków ryb, a rozkładana masa

drzewna użyźnia śródleśne wody. Dużo większe znaczenie martwe drewno ma jednak dla organizmów lądowych. Przykładowo w Blue Mountains (USA) stwierdzono aż 179 gatunków kręgowców w mniejszym lub w większym stopniu uzależnionych od martwych pni. Znaczenie martwego drewna dla ssaków, ptaków, gadów i płazów zostanie omówione na podstawie obserwacji i badań przeprowadzonych w Puszczy Białowieskiej oraz badań przeprowadzonych w lasach borealnych i lasach strefy umiarkowanej w Europie i Ameryce Północnej.

Wilgotna jaskinia czy słoneczna plaża – płazy i gady

Silnie rozłożone drewno służy płazom jako miejsce ukrycia i żerowania. Ropuchy (Fot. 48) znajdują tam liczne bezkręgowce, którymi się odżywiają. Inne gatunki, takie jak żaba moczarowa *Rana arvalis* i wszystkie polskie gatunki traszek (traszka zwyczajna *Lissotriton vulgaris*, traszka grzebieniasta *Triturus cristatus*, traszka górską *Mesotriton alpestris*, traszka karpacka *Lissotriton montandoni*), zimują w murszejących pniach i pniakach. Nie bez znaczenia jest również fakt, że leżące drewno zatrzymuje dużo wilgoci i silnie modyfikuje mikroklimat w swoim najbliższym sąsiedztwie. Sprzyja to występowaniu płazów, które są szczególnie uzależnione od stopnia uwilgotnienia środowiska życia. Jak wykazały eksperymentalne badania prowadzone w stanie Maine (USA), występowanie martwego drewna nie tylko stwarzało dogodne warunki do życia dojrzałym formom płazów, ale również sprzyjało dyspersji młodocianych osobników,

Fot. 47 (K. Kujawa)
Salamandra plamista
Salamandra salamandra
– górski gatunek płaza,
często szukający
schronienia pod
zwalonymi pniami,
odstającą wilgotną korą,
a także w rozłożonym,
wilgotnym drewnie



szczególnie w sytuacji, kiedy następowało gwałtowne odsłonięcie powierzchni w wyniku wycięcia starego drzewostanu.

W warunkach górskich i podgórskich wilgotne środowisko murszejącego drewna to ulubione miejsce przebywania salamandry plamistej *Salamandra salamandra* (Fot. 47). Uważa się, że dla wszystkich gatunków salamander obecność grubowymiarowego martwego drewna jest wręcz warunkiem koniecznym do życia. Takie pnie leżących drzew wykorzystywane są przez niektóre drapieżne salamandry z Oregonu (np. *Batrachoseps wrighti*, *Ensatina eschscholtzii* i *Aneides ferreus*) nie tylko do polowania, ale również jako miejsca rozrodu, w których składają jaja i rozwijają się ich larwy.

Gady nie są grupą zbyt licznie reprezentowaną w ekosystemach leśnych strefy klimatu umiarkowanego, zarówno pod względem liczby gatunków, jak i osobników. Dla tych ciepłolubnych zwierząt większe znaczenie mają tereny odsłonięte i dobrze nasłonecznione. Jednak, zwłaszcza w lasach liściastych o obfitym runie, leżące pnie drzew oferują gadom szczególnie korzystne warunki umożliwiające termoregulację. Najczęściej korzystają z tego jaszczurki, szczególnie chętnie wygrzewające się na pozbawionych kory kłodach. Luki, tworzące się w drzewostanie w wyniku zamierania drzew, są preferowane również przez inne gatunki gadów, takie jak padalec *Anguis fragilis*, zaskroniec *Natrix natrix* lub żmija zygzakowata *Vipera berus*. Poza możliwością „plażowania”, kłody i pniaki drzew oferują rozliczne kryjówki pozwalające na natychmiastową ucieczkę przed drapieżnikami. Stare, murszejące kłody mogą stanowić również miejsce zimowania. Występujący w południowo-wschodniej części Polski wąż eskulapa *Zamenis longissimus* wykorzystuje sterty butwiejącego drewna do składania jaj, a butwiejące pojedyncze złomy i kłody są wykorzystywane przez niego jako miejsca schronienia. Żół-

wie błotne *Emys orbicularis* chętnie wykorzystują leżące w wodzie pnie drzew jako miejsca do wygrzewania się.

Ptasie apartamenty

Ptaki są zazwyczaj najliczniej reprezentowaną grupą kręgowców w ekosystemach leśnych, np. w Puszczy Białowieskiej stwierdzono 251 gatunków ptaków, w tym 178 gatunków lęgowych, podczas gdy łączna liczba gatunków płazów, gadów i ssaków na tym obszarze nie przekracza 80. W polskiej części Puszczy aż 111 gatunków ptaków lęgowych jest ściśle związanych ze środowiskiem leśnym.

Na poziomie całych zespołów ptaków wykazano dosyć ścisłą zależność pomiędzy obecnością martwego drewna i starych drzew a bogactwem gatunkowym oraz liczebnością ptaków. W szczególności dotyczy to ptaków owadożernych i dziuplaków, które w Puszczy Białowieskiej są znacznie liczniejsze w lasach o charakterze naturalnym niż na tych samych siedliskach w lasach gospodarczych. Podobnie w mieszanych lasach w zachodniej części Węgier jednym z dwóch najważniejszych czynników wpływających na liczebność i bogactwo gatunkowe ptaków (obok udziału starych drzew) była objętość martwego drewna. Ten czynnik najsilniej wpływał na bogactwo gatunkowe i liczebność dziuplaków. Również na zachodnim wybrzeżu Kanady liczebność dziuplaków zwiększała się wraz z rosnącym zagęszczeniem martwych drzew stojących. Usuwanie martwych drzew, w szczególności stojących, prowadzi do istotnego spadku zagęszczenia wszystkich gatunków ptaków, ale najbardziej dotyka dziuplaki. Pokazują to zarówno badania eksperymentalne prowadzone w Ameryce Północnej, jak również badania porównawcze w Puszczy Białowieskiej. Badania przeprowadzone w lasach Karpat wskazują, że obecność nawet pojedynczego martwego



Fot. 48 (K. Kujawa)
Kryjówka ropuchy szarej
Bufo bufo w martwym
drewnie

Fot. 49 (J. Korbel)
 Dziuple wykute przez
 dzięcioła czarnego
Dryocopus martius –
 smakosza gmachówek,
 zakładających często
 swoje mrowiska
 wewnątrz starych,
 murszejących od
 wewnątrz świerków



drzewa może wpływać pozytywnie na bogactwo gatunkowe i liczebność awifauny.

Wiele gatunków ptaków jako miejsca gniazdowania wykorzystuje dziuple w martwych drzewach. Ogólnie ptaki lęgące się w dziuplach możemy podzielić na dziuplaki pierwotne (same wykuwające dziuple – przede wszystkim dzięcioły – Fot. 49) oraz dziuplaki wtórne (wykorzystujące dziuple naturalne, powstające wskutek rozkładu tkanki drzewnej, lub dziuple wykute przez dzięcioły).

Dzięcioły są grupą ptaków najsilniej związaną z drzewami, a także z martwym drewnem.

Wykazują one szereg przystosowań do nadrzewnego trybu życia. Ich dwa palce są skierowane do przodu, a dwa (w przypadku dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus* – jeden palec) do tyłu, co ułatwia poruszanie się po pniach drzew. Krótkie, sztywne sterówki (pióra ogona) stanowią doskonałą podporę podczas poruszania się i kucia. Szczególnym przystosowaniem jest budowa dzioba, czaszki i języka. Dziób dzięcioła jest na tyle mocny, że umożliwia kucie nawet w bardzo twardym, świeżym drewnie dębowym, a dzięki specjalnym poduszkom z tkanki łącznej, drgania wytwarzane podczas uderzania są tłumione i nie przenoszą się na resztę czaszki. Język dzięciołów jest zamocowany na wydłużonych kościach gnykowych, których przyczep znajduje się aż z tyłu czaszki. Dzięki temu może być on wysuwany na znaczną odległość, co umożliwia wydobywanie owadów i ich larw nawet z głębokich chodników. Zaostrzona końcówka języka, zaopatrzona w zadziory, działa jak harpun, na który nabijane są miękkie ciała larw owadów.

W Puszczy Białowieskiej występuje 9 lęgowych gatunków dzięciołów. Większość z nich to typowe dziuplaki pierwotne. Są to następujące dzięcioły: zielony *Picus viridis*, zielonosiwy *Picus canus* (Fot. 50), czarny *Dryocopus martius* (Fot. 12), duży *Dendrocopos major* (Fot. 51), średni *Dendrocoptes medius* (Fot. 52), biało-grzbiety *Dendrocopos leucotos* (Fot. 53), trójpalczasty (Fot. 54, 58) i dzięciołek *Dryobates minor* (Fot. 55). Tylko jeden gatunek – krętogłów *Jynx torquilla* – nie wykazuje przystosowania do kucia. Chociaż gnieździ się on w dziuplach, głównym jego pokarmem są poczwarki mrówek, do których dostaje się rozgrzebując mrowiska. Dziesiąty gatunek – dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus* – nie jest tak silnie związany



Fot. 50 (K. Zub) (lewa)
 Dzięcioł zielonosiwy
Picus canus, samica



Fot. 51 (K. Zub) (prawa)
 Dzięcioł duży
Dendrocopos major



Fot. 52 (K. Zub) (lewa)
Dzięcioł średni
Dendrocoptes medius



Fot. 53 (K. Zub) (prawa)
Dzięcioł białogrzbisty
Dendrocopos leucotos

z lasem jak pozostałe dzięcioły, gdyż zamieszkuje głównie zadrzewienia, parki i stare sady.

Prawdopodobnie mikroklimat panujący w dziuplach martwych drzew jest dla dzięciołów korzystniejszy, gdyż nawet gatunki, które mogą wykuwać dziuple w drzewach żywych, w warunkach lasu naturalnego wybierają często drzewa martwe.

Nie bez znaczenia jest również fakt, że martwe drzewa lub martwe części drzew żywych są również trudniej dostępne dla drapieżników. Spróchniałe pnie nie są często w stanie utrzymać

masy ciała drapieżnego ssaka, a pozbawione kory drewno nie daje oparcia dla łap. Nawet najpospolitszy w Puszczy Białowieskiej dzięcioł duży ok. 35% dziupli wykuwa w drzewach martwych. Ponad 70% dziupli dzięcioła średniego znajduje się w martwych pniach lub konarach. Prawie wyłącznie w martwych drzewach wykuwa dziuple dzięciołek i dzięcioł trójpalczasty. Ten ostatni gatunek w większości przypadków gniazduje w martwych i zamierających świerkach. Kolejnym gatunkiem, silnie związanym z martwymi drzewami, jednak prawie wyłącznie



Fot. 54 (A. Wajrak) (lewa)
Dzięcioł trójpalczasty
Picoides tridactylus



Fot. 55 (K. Zub) (prawa)
Dzięciołek *Dryobates minor*, samica

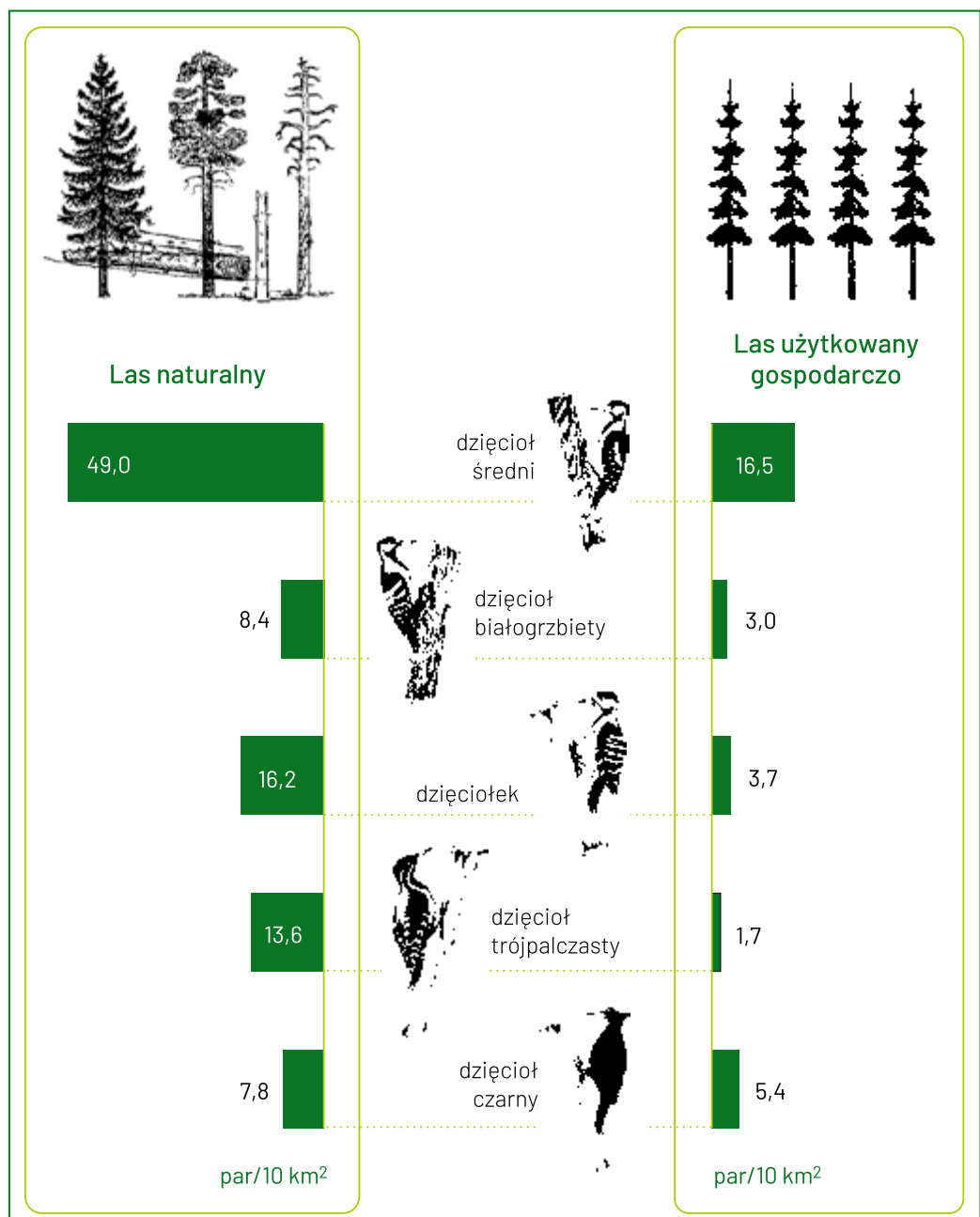
liściastymi, jest dzięcioł biało-grzbiety. Prawie połowa jego dziupli umieszczona jest w martwych pniach, a większość pozostałych ulokowana jest w martwych konarach żywych drzew. Potwierdzono znaczącą korelację rozmieszczenia tego gatunku w Puszczy Białowieskiej z zasobami martwego drewna w drzewostanach.

Również dzięcioł czarny i zielonosiwy chętnie wykuwają swoje dziuple w martwych drzewach. Biorąc pod uwagę fakt, że prawie wszystkie dziuple lęgowe dzięciołów są wykuwane corocznie na nowo, zapotrzebowanie tej grupy ptaków na martwe drzewa jest duże. Niedostatek martwych drzew może być czynnikiem poważnie ograniczającym ich liczebność. Nic więc dziwnego, że w lasach zagospodarowanych zagęszczenia dzięciołów związanych z martwym drewnem są ponad dwukrotnie niższe niż w la-

sach naturalnych Puszczy Białowieskiej (Ryc. 9). Podobne zależności zaobserwowano również w Europie Zachodniej i Ameryce Północnej. Z badań przeprowadzonych w USA (Oregon) wynika, że obszary leśne, w których martwe pnie zajmują więcej niż 10% powierzchni gruntu są wyraźnie preferowane przez dzięcioły.

Dane pochodzące ze środkowej Szwecji wskazują, że najbardziej preferowanym przez dzięcioły gatunkiem drzewa do wykuwania dziupli jest osika, w dalszej kolejności wierzba iwa i dąb szypułkowy.

Większość gatunków dzięciołów potrafi kuć dziuple w stosunkowo twardym drewnie (np. dzięcioł średni w dębach), jednak niektóre, jak np. pochodzący z Ameryki Północnej dzięciur różowobruchy *Melanerpes lewis*, kują dziuple w drewnie silnie rozłożonym.



Ryc. 9 Porównanie zagęszczeń dzięciołów bytujących na martwych i obumierających drzewach w lasach naturalnych i zagospodarowanych Puszczy Białowieskiej (wg Pugacewicza 1997; zmienione)

Tabela 2 Lokalizacja dziupli dzięcioła biało-grzbiatego *Dendrocopos leucotos* w Puszczy Białowieskiej [%] (wg Wesołowskiego 1995, zmodyfikowane)

Stan drzewa	Olsza	Grab	Dąb	Inne	Razem
żywe	28	64	70	69	52
martwe	44	21	10	15	27
martwy pień	28	14	20	15	21

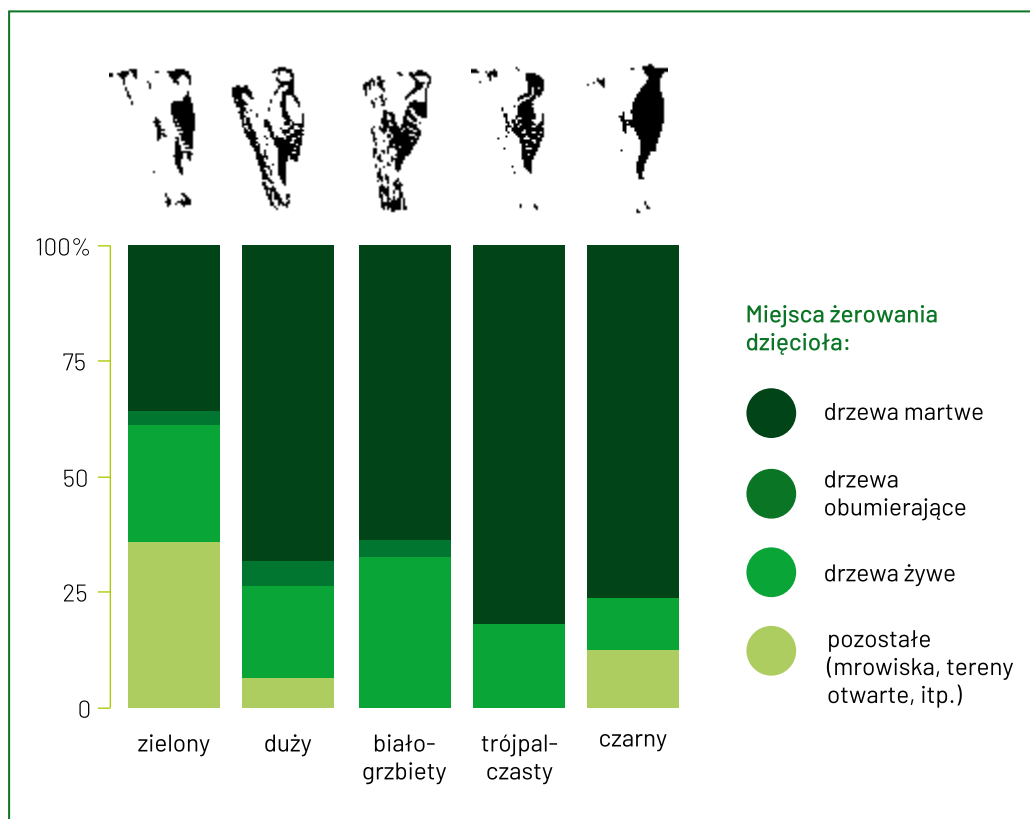
Martwe drzewa stanowią nie tylko miejsce lęgów, lecz również ważną bazę żerową dla dzięciołów. Jedynie dla krętogłowa i dzięcioła zielonego podstawę pokarmu stanowią mrówki. Pozostałe gatunki dzięciołów odżywiają się głównie owadami i ich larwami wydobytymi z drewna lub spod kory. Podczas obserwacji prowadzonych w Niemczech okazało się, że dla większości gatunków dzięciołów około 70% miejsc żerowania stanowią martwe drzewa lub martwe części drzew żywych. Szczególnie ważne są one dla dzięcioła trójpalczastego, który w ponad 80% przypadków żeruje na martwych drzewach (Ryc. 10). W Puszczy Białowieskiej dzięcioły: trójpalczasty, czarny i biało-grzbiety częściej żerują na martwym drewnie (60%) niż na drzewach żywych.

Również pozostałe gatunki dzięciołów (dzięcioł duży, średni i dzięciołek) w około 20% przypadków poszukują pokarmu w martwym drewnie. Nie bez znaczenia są też rozmiary martwych drzew. Okazuje się bowiem, że drzewa o większej średnicy stanowią znacznie atrakcyjniejszą bazę żerową niż drzewa cienkie

(Ryc. 11). Potwierdzają to również obserwacje z Puszczy Białowieskiej, gdzie dzięcioły preferują drzewa o pierśnicy ponad 20 cm. Nic więc dziwnego, że zagęszczenie dzięciołów pozostaje w ścisłym związku z ilością i jakością martwego drewna (Ryc. 12). Dla niektórych gatunków jednak równie ważne jest martwe drewno o mniejszych rozmiarach, np. dzięciołki oraz samice dzięcioła trójpalczastego chętnie żerują na zamierających, grubych gałęziach starych świerków.

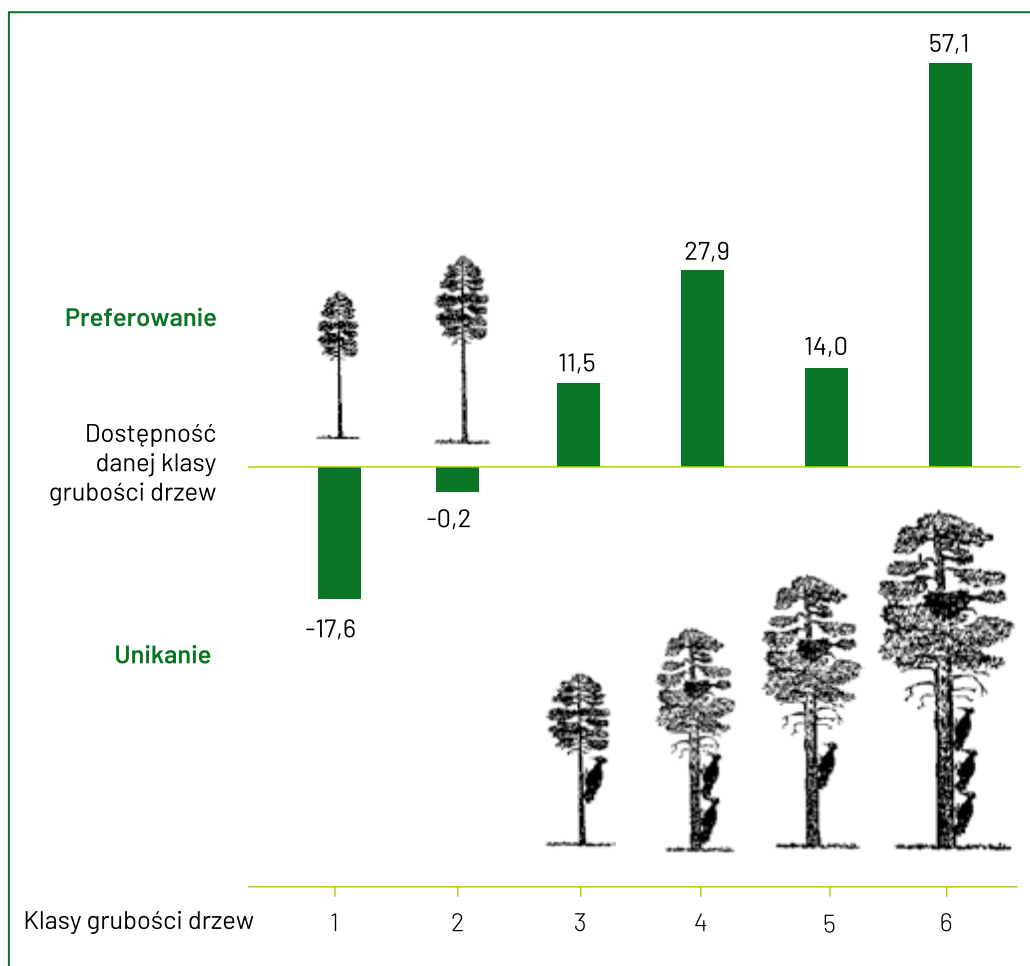
Nawet gdy latem dzięcioł średni żeruje najczęściej zbierając owady ze szczelin w korze dębów (co może czynić zarówno na drzewach martwych, jak i żywych), zimą to właśnie martwe drzewa okazują się preferowanym żerowiskiem, niezbędnym do przetrwania.

Okazuje się, że dzięcioły nie tylko korzystają z martwego drewna jako bazy żerowej, ale bezpośrednio kształtują jego podaż w lesie. Badania przeprowadzone w Oregonie pokazały, że w dziobach dzięciołów znajduje się dużo więcej strzępek i zarodników grzybów (w tym drożdży) niż w dziobach gatunków niekujących dziupli,



Ryc. 10 Preferencje dzięciołów podczas żerowania dla różnych rodzajów podłoża w Parku Narodowym Berchtesgaden (wg Pechacek'a 1995, za Scherzinger'em 1996; zmienione)

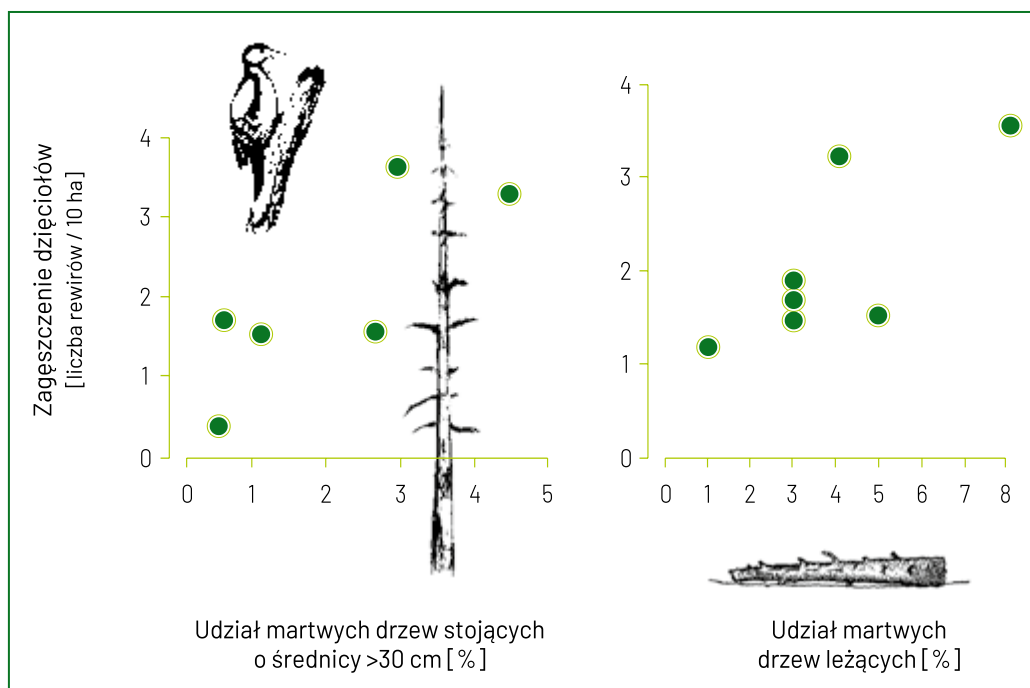
Ryc. 11 Preferencje dzięciołów podczas żerowania dla drzew o różnej grubości; słupki oznaczają wybieranie lub unikanie danej klasy grubości (w stosunku do jej dostępności w lesie) (wg Swallow'a i in. 1988, za Scherzinger'em 1996; zmienione)



a uszkodzenia pni powodowane przez dzięcioły przyspieszają rozkład drewna. Dzięcioły nie tylko mechanicznie osłabiają drewno zwiększając jego podatność na infekcje grzybowe, ale również przenoszą zarodniki i fragmenty grzybni gatunków kolonizujących drewno.

Martwe drzewa oraz suche konary stanowią jeszcze jeden istotny element w życiu dzięciołów, gdyż są one znakomitym miejscem do bębnienia. Bębnienie, powodowane przez szybkie rytmiczne uderzenia dziobem w rezonujące, suche, ale twarde części drzew, spełnia niezwy-

Ryc. 12 Zależność pomiędzy zagęszczeniem dzięciołów a udziałem martwych drzew w lesie (wg Komdeur i Vestjens 1983, za Scherzinger'em 1996; zmienione)



kle ważną rolę w zachowaniach godowych dzięciołów, służy również do komunikacji pomiędzy partnerami i do oznakowywania terytorium.

Dziuplaki wtórne w większości wykorzystują gotowe dziuple, jedynie czarnogłówka *Parus montanus* i kowalik *Sitta europaea* mogą samodzielnie wykuwać otwory w miękkim drewnie lub poprawiać gotowe dziuple. Dostępność dziupli w lasach naturalnych Puszczy Białowieskiej jest ogromna, wielokrotnie większa niż w lasach użytkowanych gospodarczo.

Poza wspomnianym kowalikiem, dziuple najczęściej zasiedlane są przez muchołówki, sikory i szpaki. Prawie połowa dziupli muchołówki żałobnej *Ficedula hypoleuca* i muchołówki białoszywej *Ficedula albicollis* znajduje się w martwych drzewach. Również około 25% dziupli szpaków *Sturnus vulgaris* i około 10% dziupli modraszki *Parus caeruleus* i sikory ubogiej *Parus palustris* znajduje się w martwym drewnie. Innymi gatunkami wykorzystującymi dziuple są muchołówki – szara *Muscicapa striata* i mała *Ficedula parva* oraz siniak *Columba oenas*. Wyjątkowo w warunkach Puszczy Białowieskiej w dziuplach potrafią gnieździć się gatunki, które zwykle budują otwarte gniazda, a są to: kos *Turdus merula*, rudzik *Erithacus rubecula* i pokrzywnica *Prunella modularis*. O ile to możliwe, ptaki te chętniej korzystają z dziupli naturalnych powstałych w wyniku rozkładu drewna, niż z tych wykutych przez dzięcioły, które potrafią wyjadać jaja lub pisklęta innych gatunków. W Europie najczęściej robi to dzięcioł duży, który ponadto potrafi rozkuwać budki lęgowe oraz dziuple naturalne, a w Ameryce Północnej – dzięcioł czerwono-brzuchy *Melanerpes carolinus*.

Duże gatunki dzięciołów, takie jak dzięcioł czarny i spokrewniony z nim, pochodzący z Ameryki Północnej, dzięcioł smugoszy *Dryocopus pileatus*, często wykuwają dziuple w wypróchniałych drzewach, otwierając tym samym dostęp do dużych przestrzeni wewnątrz pnia. Same dzięcioły wykorzystują takie dziuple jako noclegownie, a znacznie rzadziej wyprowadzają w nich lęgi, jednak chętnie korzystają z nich inne gatunki zwierząt, np. w Ameryce Północnej gryzonie: assapan północny *Glaucomys sabrinus* i sosnowiórka czerwona *Tamiasciurus hudsonicus*. W Puszczy Białowieskiej w takich dziuplach lęgną się puszczyki *Strix aluco* (zob. niżej), a w Ameryce Północnej kominiarczyki szarobrzuche *Chaetura vauxi*, bliscy krewni naszych jerzyków *Apus apus*. Również amerykańskie dzięcioły różowoszyje *Colaptes auratus* wykorzystują takie obszernie dziuple jako miejsca odpoczynku.

Kolejną grupą ptaków, silnie związaną z dziuplami, są sowy. W Puszczy Białowieskiej trzy gatunki sów są typowymi mieszkańcami dziupli – puszczyk, sóweczka *Glaucidium passerinum* (Fot. 56) i włochatka *Aegolius funereus*. W lasach naturalnych Karpat mieszkańcem dziupli jest puszczyk uralski *Strix uralensis*. Puszczyki, będące dość dużymi ptakami, najczęściej zasiedlają obszernie dziuple powstałe w wyniku długotrwałego rozkładu drewna,



Fot. 56 (J. Walencik)
Dziupla w starej, martwej
sośnie zamieszкана przez
sóweczkę *Glaucidium
passerinum*

podczas gdy sóweczka i włochatka – dziuple wykute przez dzięcioły. Włochatki rzadziej lęgną się w martwych drzewach, gdyż preferują dziuple wykute przez dzięcioła czarnego w żywych sosnach, natomiast sóweczki niejednokrotnie zajmują dziuple po dzięciole trójpalczastym bądź dużym, często ulokowane w martwym drewnie. W Ameryce Północnej gatunkiem wykorzystującym do lęgów opuszczone dziuple dzięciołów jest włochatka mała *Aegolius acadicus*.

Inne gatunki sów, np. puszczyk mszarny *Strix nebulosa*, lęgną się prawie wyłącznie w otwartych gniazdach, umieszczonych nierzadko na złamanych kikutach martwych drzew. W Skandynawii w podobnych warunkach gnieździ się puszczyk uralski i sowa jarzębata *Surnia ulula*.

Zarówno dzięcioły, jak i dziuplaki wtórne najczęściej zakładają swoje lęgi w dziuplach na drzewach stosunkowo grubych. Przykładowo w Puszczy Białowieskiej odnotowano następujące średnie pierśnice takich drzew (cm): dzięcioł biało-grzbiety – 59, dzięcioł średni – 91, dzięcioł trójpalczasty – 39, bogatka *Parus major* – 54, muchołówka żałobna – 48. W Ameryce Północnej dzięcioł smugoszy najczęściej żeruje na martwych pniach daglezi zielonej *Pseudotsuga menziesii* i modrzewia zachodniego *Larix occidentalis* o średnicy powyżej 38 centymetrów.

W związku z niedoborem martwego drewna w lasach gospodarczych w wielu rejonach świata zwiększa się sztucznie jego ilość poprzez obrączkowanie, ścinanie korony drzewa lub aplikowanie środków chemicznych powodujących zamieranie drzew (por. rozdz. 5.2). W większości przypadków powierzchnie, na których sztucznie zwiększono liczbę martwych

Tabela 3 Wykaz polskich gatunków ptaków gnieźdzących się w dziuplach oraz na wykrotach i złomach

GATUNEK ptaka	Wykuwanie dziupli	Gniazdowanie w dziupli	Gniazdowanie na wykrotach i złomach
Gągoł <i>Bucephala clangula</i>		+	
Nurogęś <i>Mergus merganser</i>		+	
Siniak <i>Columba oenas</i>		+	
Sóweczka <i>Glaucidium passerinum</i>		+	
Syczek <i>Otus scops</i>		+	
Pójdźka <i>Athene noctua</i>		+	
Włochatka <i>Aegolius funereus</i>		+	
Puszczyk <i>Strix aluco</i>		+	
Puszczyk uralski <i>Strix uralensis</i>		+	
Puszczyk mszarny <i>Strix nebulosa</i>			+
Jerzyk <i>Apus apus</i>		+	
Kraska <i>Coracias garrulus</i>		+	
Dudek <i>Upupa epops</i>		+	
Krętogłów <i>Jynx torquilla</i>		+	
Dzięcioł zielonosiwy <i>Picus canus</i>	+	+	
Dzięcioł zielony <i>Picus viridis</i>	+	+	
Dzięcioł czarny <i>Dryocopus martius</i>	+	+	
Dzięcioł duży <i>Dendrocopos major</i>	+	+	
Dzięcioł średni <i>Dendrocoptes medius</i>	+	+	
Dzięcioł biało-grzbiety <i>Dendrocopos leucotos</i>	+	+	
Dzięcioł białoszyi <i>Dendrocopos syriacus</i>	+	+	
Dzięciołek <i>Dryobates minor</i>	+	+	
Dzięcioł trójpalczasty <i>Picooides tridactylus</i>	+	+	
Strzyżyk <i>Troglodytes troglodytes</i>			+
Pokrzywnica <i>Prunella modularis</i>		+	+
Rudzik <i>Erithacus rubecula</i>		+	+
Pleszka <i>Phoenicurus phoenicurus</i>		+	
Kos <i>Turdus merula</i>		+	+
Śpiewak <i>Turdus philomelos</i>			+
Droździk <i>Turdus iliacus</i>			+
Muchołówka szara <i>Muscicapa striata</i>		+	+
Muchołówka mała <i>Ficedula parva</i>		+	+
Muchołówka żałobna <i>Ficedula hypoleuca</i>		+	
Muchołówka białoszyja <i>Ficedula albicollis</i>		+	
Sikora uboga <i>Parus palustris</i>		+	
Czarnogłówka <i>Parus montanus</i>	+	+	
Czubatka <i>Parus cristatus</i>		+	
Modraszka <i>Parus caeruleus</i>		+	
Bogatka <i>Parus major</i>		+	
Sosnówka <i>Parus ater</i>		+	
Kowalik <i>Sitta europaea</i>	+	+	
Pęczacz leśny <i>Certhia familiaris</i>		+	
Pęczacz ogrodowy <i>Certhia brachydactyla</i>		+	
Kawka <i>Corvus monedula</i>		+	
Szpak <i>Strurnus vulgaris</i>		+	
Mazurek <i>Passer montanus</i>		+	

drzew stojących, charakteryzowały się zarówno większą liczebnością ptaków, jak też ich większym bogactwem gatunkowym. Badania porównawcze przeprowadzone w Teksasie (USA) pokazały, że było to szczególnie ważne w przypadku dziuplaków, które występowały wyłącznie na takich powierzchniach. W lasach z daglezią zieloną w Oregonie, w których sztucznie zwiększono liczbę martwych drzew stojących, 20% wykorzystywane było jako miejsca lęgowe i aż w 88% z nich znaleziono dziuple. Rola takich drzew była większa w krajobrazach leśnych zagospodarowanych zrębami zupełnymi, niż w lasach użytkowanych rębnią przerębową.

Nie w każdym przypadku zabiegi sztucznego zwiększania podaży martwych drzew spełniają jednak nasze oczekiwania. Badania przeprowadzone w Szkocji pokazały, że po 5 latach żaden z pni sosny ściętych na wysokości ok. 1,0-1,2 m nad ziemią nie został zasiedlony przez czubatkę *Parus cristatus*, której miał służyć ten zabieg. Prawdopodobną przyczyną takiego stanu było to, że drewno nie było dostatecznie rozłożone, a pnie były zbyt niskie, gdyż średnia wysokość, na której ulokowane są dziuple tego gatunku to ponad 7 m. Podobnie obserwacje zasiedlenia po ponad 25 latach martwych pni daglezi zielonej wykazały, że zaledwie 11% drzew było wykorzystywanych przez 4 spośród dwunastu gatunków ptaków stwierdzonych na terenie badań (z czego ponad 90% stanowiła sikora brunatna *Poecile rufescens*). Przykłady te pokazują, że możliwości człowieka w zakresie naśladowania naturalnych procesów zachodzących w ekosystemach leśnych są nadal mocno ograniczone.

W zadrzewieniach różnego typu martwe i dziuplaste drzewa pełnią rolę równie ważną jak w lesie. Pojedyncze zamierające drzewa są wykorzystywane przez niektóre gatunki dzięciołów, np. dzięcioła zielonego i czarnego, jako miejsca wykuwania dziupli. Opuszczone dziuple tych

gatunków są chętnie wykorzystywane przez krasną *Coracias garrulus*, gatunek rzadki i ginący w naszym kraju, a także inne ptaki, np. pójdzkę *Athene noctua* (Fot. 59) lub dudka *Upupa epops*. Pójdzki i dudki chętnie zamieszkują też stare, dziuplaste wierzby przydrożne, coraz rzadsze w naszym krajobrazie. W parkach i sadach zamierające drzewa wykorzystuje dzięcioł biały. W podobnym środowisku występują chętnie niektóre gatunki dziuplaków wtórnych, w tym dosyć rzadkie, takie jak krętołów i pleszka *Phoenicurus phoenicurus*. Wiele z wymienionych tu gatunków ptaków zmniejsza swoją liczebność również ze względu na brak odpowiednich miejsc lęgowych, jakie oferują stare i zamierające drzewa.

Ptaki związane ze starymi, obumierającymi i martwymi drzewami to znacząca grupa zwierząt, nie tylko w polskiej faunie. Przykładowo w strefie borealnej Fennoskandii zarejestrowano 45 gatunków gnieźdzących się na takich drzewach, w środkowej i południowej Szwecji odnotowano 15 gatunków zasiedlających dziuple, a w Ameryce Północnej tych ostatnich występuje aż 86 gatunków.

Jeszcze jednym istotnym elementem martwego drewna są wykroty, a więc systemy korzeniowe wyrwanych drzew. Wykroty są ważnym miejscem lęgów wielu gatunków ptaków, m.in. drozdów, rudzika, pokrzywnicy, mucholówki szarej i małej oraz strzyżyka *Troglodytes troglodytes* (Fot. 57), który w bagiennych lasach Puszczy Białowieskiej około 80% gniazd umieszcza właśnie na wykrotach. Na nich czasem przysiadają też największa nasza sowa – puchacz *Bubo bubo* (Fot. 60). Niekiedy zdarza się, że w wykrocie, nawet położonym w znacznej odległości od wody, wykopuje norę lęgową zimorodek *Alcedo atthis*. Wykroty w pobliżu wody to częste miejsce gniazdowania nurogęsia *Mergus merganser*.



Fot. 57 (K. Zub)
Strzyżyk *Troglodytes troglodytes*

Fot. 58 (K. Zub)
Dzięcioł trójpalczasty
Picoides tridactylus
żerujący na martwym
świerku



Dla niektórych ptaków martwe drzewa, mimo że nie służą im do gniazdowania, są ważnym elementem biotopu wykorzystywanym do innych czynności życiowych. Bielik *Haliaeetus albicilla*, choć gniazduje na żywych drzewach (najchętniej na starych, ponad 120-letnich sosnach o parasolowatej koronie) potrzebuje w rewirze martwych stojących drzew, które wykorzystuje jako punkty obserwacyjne. Zimorodek, gnieźdzący się w norach, wykorzystuje rumosze drzewny w rzece jako miejsce obserwacyjne podczas polowania.

W wyniku wielkoskalowego zamierania drzew, np. w z powodu silnych wiatrów lub gra-

dacji owadów, w stosunkowo krótkim czasie pojawiają się ogromne ilości martwego drewna. Trwająca od 2012 roku wieloletnia gradacja koronika drukarza *Ips typographus* w Puszczy Białowieskiej sprawiła, że liczebność dzięcioła trójpalczastego (Fot. 58) na tym terenie wzrosła ponad dwukrotnie. Gatunek, który wcześniej gnieździł się głównie na obszarach chronionych, gdzie znajdował odpowiednią liczbę starych i zamierających drzew, zaczął przemieszczać się do zamierających drzewostanów w lasach gospodarczych. Jednoczesne zamieranie prawie wszystkich drzew na dużej powierzchni sprawia jednak, że baza żerowa dla dzięciołów



Fot. 59 (J. Baake)
Pójdźka *Athene noctua*
w dziupli drzewa
owocowego



Fot. 60 (J. Walencik)
Puchacz *Bubo bubo*
na wykrocie świerka

szybko ulega pogorszeniu i już po kilku latach dzięcioły trójpalczaste zaczynają unikać obszarów, gdzie nagromadziło się dużo martwego drewna. Podobnie dzięcioły biało-grzbiety w Puszczy Białowieskiej chętniej żerują i gniazdują w lasach o większym udziale martwych drzew liściastych, natomiast unikają terenów z dużą ilością martwego drewna świerkowego. Chociaż także ten gatunek, związany głównie z drzewami liściastymi, okazjonalnie żeruje na świerkach zaatakowanych przez korniki. Podobna sytuacja miała miejsce w Lesie Bawarskim – w borach świerkowych zaatakowanych przez kornika drukarza początkowo liczebność dzięciołów wzrosła, a następnie spadła, kiedy gradacja zaczęła wygasnąć.

Trzeba jednak pamiętać, że długofalowe skutki zaburzeń w lasach mogą mieć dodatkowy korzystny wpływ na populację wielu gatunków zwierząt poprzez zmiany struktury krajobrazu i tworzenie nowych nisz. Dzięki nagromadzeniu dużej ilości martwego drewna, poprawie mogą ulec warunki do gniazdowania dla jarząbka *Tetrastes bonasia* i innych ptaków lęgnących się na ziemi. Na takich powierzchniach pojawiają się także gatunki preferujące bardziej rozluźnione drzewostany, np. pleszka i świergotek drzewny *Anthus trivialis*.

Kryjówki i łowiska – ssaki

Spośród ssaków zamieszkujących Puszcze Białowieską szczególnie silnie z martwym drewnem związane są owadożerne, nietoperze, gryzonie i niektóre drapieżne.

W przypadku ssaków kopytnych, leżące pnie martwych drzew nie tylko ograniczają dostęp do bazy żerowej, jaką stanowią siewki i podrost drzew, ale są również istotnym elementem tzw. krajobrazu strachu (*fear landscape*), modyfikującego zachowanie tych zwierząt i zmniejszającego ich negatywny (w przypadku dużych liczebnie populacji) wpływ na odnowienie lasu. Leżące pnie drzew są postrzegane przez jelenie *Cervus elaphus* i inne ssaki kopytne zarówno jako miejsce zasadzki drapieżników, jak też przeszkoda w ucieczce przed nimi. Stąd też w obliczu podwyższonego zagrożenia ze strony drapieżników stają się one bardziej czujne i ograniczają żerowanie w pobliżu kłód (Fot. 61). Jak pokazały badania prowadzone w Puszczy Białowieskiej, na obszarach o niskim ryzyku drapieżnictwa (np. w pobliżu osiedli ludzkich) zasięg tego efektu wynosi 4–6 m od leżących pni i redukuje zgryzanie młodych drzew na poziomie poniżej 20%. W miejscach, gdzie wilki *Canis lupus* przebywają regularnie, zgryzanie jest zredukowane o ponad 35%, a efekt oddziaływania

Podrost:

młode pokolenie drzew, o wysokości ponad 50 cm, wzrastające pod osłoną górną drzewostanu, a ze względu na swój skład gatunkowy i stan, dobrze rokujące na utworzenie w przyszłości górnej warstwy drzewostanu.

Fot. 61 (J.M. Gutowski)

Leżące pnie drzew ograniczają dostęp ssakom kopytnym, umożliwiając wzrost nowego pokolenia drzew (tutaj: sosna zwyczajna, dąb szypułkowy i świerk pospolity w Puszczy Białowieskiej)



Krajobraz strachu:

przestrzeń, w której zachowania zwierząt są determinowane przez ryzyko drapieżnictwa, np. zwierzęta unikają miejsc lub zwiększają czujność w miejscach, gdzie są bardziej narażone na atak drapieżników.

leżących pni drzew sięga 16 m. Co ciekawe, podobne badania prowadzone na Pomorzu wykazały, że obecność wilków na danym obszarze zwiększała jedynie czujność żerujących jeleni, natomiast nie miała wpływu na rozmiar uszkodzeń sadzonek w uprawach leśnych. Niewykluczone, że brak martwego drewna na tych powierzchniach sprawiał, że „krajobraz strachu” był niekompletny i jego oddziaływanie na kopytne było znacznie słabsze od oczekiwanego.

Zupełnie inną funkcję martwe drewno spełnia w okresie kiełkowania nasion, gdyż daje ono ochronę gryzoniom, które są ich głównymi konsumentami. Eksperyment przeprowadzony w Puszczy Białowieskiej pokazał, że w obecności martwego drewna wszystkie nasiona dębu są zabierane przez gryzonia i dziki *Sus scrofa*, natomiast na powierzchniach pozbawionych martwego drewna – zabierana jest mniej niż połowa nasion. Pokazuje to, że odnawianie się wielu gatunków drzew w ekosystemach leśnych jest złożonym procesem i w różnych jego fazach martwe drewno może odgrywać zupełnie inną rolę.

Większe ssaki kopytne wykorzystują niekiedy martwe drewno jako miejsce żerowania. Przykładem mogą być żubry *Bison bonasus* zjadające owocniki opieńki i innych grzybów tworzące się na leżących kłodach, lub dziki poszukujące pod martwym drewnem gryzoni i bezkręgowców.

Leżące pnie, szczególnie w późniejszych fazach rozkładu, stanowią znakomite środowisko życia dla trzech gatunków ryjówek żyjących w Puszczy Białowieskiej: ryjóweki malutkiej *Sorex minutus*, ryjóweki aksamitnej *Sorex araneus* i ryjóweki średniej (białowieskiej) *Sorex caecutiens*. Zwierzęta te znajdują tam nie tylko ukrycie, ale także dużo pokarmu, jakim są drobne bezkręgowce. Również w Ameryce Północnej liczeb-

ność wielu gatunków ryjówkowatych (np. blariny południowej *Blarina carolinensis*, ryjóweki mokradłowej *Sorex longirostris* i ryjóweki daglezjowej *Sorex trowbridgii*) jest wyższa na powierzchniach, na których jest większy udział martwych drzew leżących.

Podobną rolę leżące pnie martwych drzew spełniają w życiu gryzoni. Szczególnie chętnie swoje korytarze kopią pod nimi nornice rude *Clethrionomys glareolus* i darniówki zwyczajne *Microtus subterraneus*. Jeżeli drewno jest silnie rozłożone, korytarze nierzadko przebiegają również wewnątrz pni. W Oregonie (USA) nornice kalifornijskie *Clethrionomys californicus*, śledzone przy pomocy nadajników telemetrycznych, spędzały 98% czasu pod lub w pobliżu leżących martwych drzew, chociaż te zajmowały jedynie 7% powierzchni. Ponadto gryzonia te chętniej zasiedlały silnie rozłożone drewno w porównaniu ze słabo rozłożonymi kłodami. W pniach mogą się też znajdować zapasy pokarmu w postaci nasion drzew i krzewów. Butwiejące pnie drzew stanowią nie tylko magazyny, ale również źródło pokarmu dla gryzoni, gdyż owocniki grzybów żyjących w martwym drewnie są ważnym składnikiem diety nornicy kalifornijskiej i nornicy amerykańskiej *Clethrionomys gapperi*. Również nasze rodzime nornice rude chętnie zjadają owocniki grzybów wyrastające na powierzchni martwego drewna oraz owocniki grzybów podziemnych.

Martwe pnie i pniaki wykorzystywane są do przechowywania pokarmu także przez wiewiórki *Sciurus vulgaris*. Dziuple, zarówno naturalne, jak i te wykonane przez dzięcioły, są jednak wykorzystywane przez te gryzonia nie tylko jako magazyny, ale przede wszystkim jako miejsca ukrycia i rozrodu. W podobnym celu dziuple drzew używane są przez pilchy – popielicę *Glis glis*, koszatkę leśną *Dryomys nitedula* i orzesz-



Fot. 62 (J. Walencik)
Smużka leśna *Sicista betulina*

nicę *Muscardinus avellanarius*, które podobnie jak smużka leśna *Sicista betulina* (Fot. 62), wykorzystują wypróchniałe pnie jako miejsca zimowania.

Podczas gdy nornice i ryjówkowate żyją głównie pod i wewnątrz leżących pni martwych drzew, to myszy leśne w Europie i myszaki w Ameryce Północnej chętniej poruszają się po ich powierzchni lub w najbliższym sąsiedztwie. Dlatego też w Południowej Karolinie zagęszczenie myszaków bawełnianych *Peromyscus gossypinus* było prawie dwukrotnie wyższe na powierzchniach, z których po przejściu tornada nie usuwano martwego drewna. Na pożarzystkach w nadleśnictwie Myszyniec zarówno mysz leśna *Apodemus flavicollis* (Fot. 63), jak i nornica ruda (Fot. 64) były najliczniejsze na powierzchniach, z których nie usuwano martwego drewna. Podobnie w Puszczy Białowieskiej liczebność myszy leśnych była wyższa na powierzchniach charakteryzujących się dużą ilością martwego drewna świerkowego, ale takiej zależności nie stwierdzono tu dla nornicy rudej.

Szczególnie mocno związane są z dziuplami w martwych drzewach niektóre nietoperze, z 17 gatunków nietoperzy stwierdzonych w Puszczy Białowieskiej, przynajmniej 11 wykorzystuje dziuple jako kryjówki letnie, a dwa gatunki nawet sporadycznie w nich zimują.

Czasami nawet blisko spokrewnione gatunki mają wyraźnie odmienne preferencje w wyborze dziupli. Borowce wielkie *Nyctalus noctula* wykorzystują prawie wyłącznie dziuple wykute przez dzięcioły, natomiast borowce leśne *Nyctalus leisleri* – głównie dziuple naturalne. W przypadku borowca leśnego większość dziupli znajduje się na drzewach wykazujących oznaki obumierania. Dla nietoperzy istotne jest otoczenie dziupli. Wybierają one drzewa wysokie, rosnące na skraju otwartej przestrzeni lub

znacznie wystające ponad sklepienie lasu. Stwarza to korzystniejsze warunki do wlatywania i opuszczania dziupli. Prawdopodobnie także mikroklimat takich dziupli jest dla nich bardziej odpowiedni. Bardzo często takie warunki spełniają drzewa stare i obumierające. W Puszczy Białowieskiej 40% kolonii rozrodzonych pięciu gatunków nietoperzy (mopka zachodniego *Barbastella barbastellus*, borowca leśnego, karlika drobnego *Pipistrellus pygmaeus*, karlika większego *Pipistrellus nathusii* i gacka brunatnego *Plecotus auritus*) znajdowało się w martwych drzewach, a kolonie szóstego



Fot. 63 (K. Zub)
Mysz leśna *Apodemus flavicollis* na pniu martwego świerka

Fot. 64 (K. Zub)
Nornica ruda
Clethrionomys glareolus



gatunku – nocka Natterera *Myotis nattereri* – ulokowane były w dziuplach lub miejscach po złamanych gałęziach. Co ciekawe, większość kolonii mopka zachodniego oraz prawie połowa kolonii gacka brunatnego znajdowała się pod luźną korą martwych drzew, głównie świerków. Karliki drobne i karliki większe lokowały swoje kolonie albo pod odstającą korą, albo w spękaniach pni martwych drzew.

Podobnych obserwacji dotyczących wyboru miejsc odpoczynku przez nietoperze dokonano również w Ameryce Północnej, gdzie ssaki te wybierały drzewa wyższe i bardziej oddalone od innych, z większym nasłonecznieniem. Z kolei pojedyncze srebrnookie kosmate *Lasionycteris noctivagans* w Kanadzie najchętniej odpoczywają w wąskich szczelinach w pniach drzew lub pod korą, chociaż ich kolonie rozrodcze zazwyczaj ulokowane są w dziuplach drzew. W cieplejszym klimacie Kalifornii, gdzie nasłonecznienie nie jest czynnikiem decydującym o wyborze miejsca odpoczynku, kolonie nietoperzy są często znajdowane w obszernych dziuplach u podstawy pni sekwoi wieczniezielonych *Sequoia sempervirens*.

Również ssaki drapieżne wykorzystują dziuple stojących drzew jako miejsca odpoczynku i rozrodu. Szczególnie często czynią to kuny leśne *Martes martes*. W Ameryce Północnej 22% ukryć oraz 73% miejsc rozrodu kuny amerykańskiej *Martes americana* znajdowało się w dziuplach, podczas gdy w czasie wychowywania młodych gatunek ten chętnie wykorzystywał również wypróchniałe pnie leżące na ziemi. Również jenoty *Nyctereutes procyonoides* chętnie odpoczywają w leżących, wypróchniałych pniach drzew oraz wykorzystują je jako miejsca rozrodu. Zwierzęta te w warunkach lasu naturalnego chętniej korzystają z takich legowisk, niż z nor wykopanych w ziemi. Zdarza się, że jenoty nawet zimują w takich miejscach. Również kuny

leśne, kiedy temperatura zimą spada do -20°C , schodzą na ziemię i chronią się w leżących pniach, gdyż wraz z grubą warstwą śniegu zabezpieczają one znacznie lepiej przed chłodem niż dziuple w drzewach stojących.

Dla kun leśnych i łasic *Mustela nivalis* (Fot. 66) leżące pnie drzew są również znakomitym terenem do polowania. Zwierzęta te wyraźnie preferują takie miejsca podczas poszukiwania pokarmu (Ryc. 13).

Także rysie *Lynx lynx* podczas wędrówki przez las nie mogą oprzeć się pokusie, aby przejść po zwałonym pniu (Fot. 65). Małe ssaki używają zawieszonych nad leśnymi rzeczkami pni jako mostów, by osiągnąć przeciwny brzeg. Dziki często budują swoje legowiska z drobnych suchych gałązek (Fot. 68), a bobry *Castor fiber* konstruują tamy z pni, konarów i gałęzi (Fot. 69). Dla wielu gatunków drapieżników powierzchnie charakteryzujące się dużą ilością martwego drewna stanowią ważne miejsca rozrodu.

W Ameryce Północnej kłody drzew są chętnie wykorzystywane przez pumy *Puma concolor*, rosomaki *Gulo gulo*, a w szczególności przez rysie, gdyż leżące pnie drzew dają znakomitą osłonę dla ich kociąt. Również niedźwiedzie czarne (baribale) *Ursus americanus* regularnie wykorzystują dziuple u podstawy stojących drzew lub kłody drzew leżących, jako miejsca rozrodu. Większość z nich stanowiły dziuple w jodle olbrzymiej *Abies grandis* powstałe na skutek działalności grzyba *Echinodontium tinctorium*.

W Europie w dziuplach u podstawy drzew gawrują niedźwiedzie brunatne *Ursus arctos*. W Bieszczadach częstą lokalizacją gawr są dziuple w starych jodłach (Fot. 67) lub miejsca pod zwałonym pniem jodłowym.

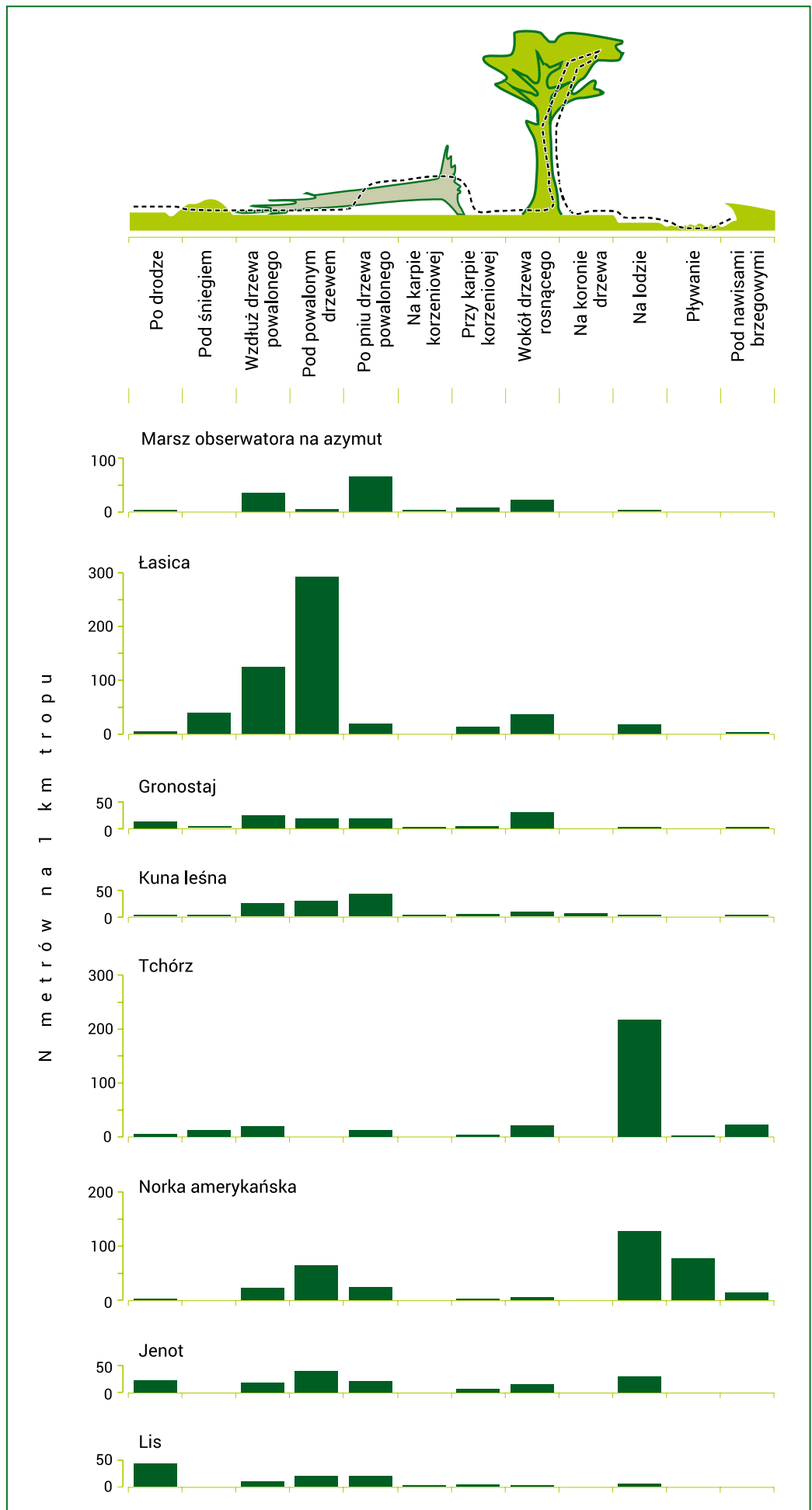
Podobnie jak w przypadku ptaków, niedostatek starych drzew dziuplastych może być przyczyną spadku liczebności niektórych

Tabela 4 Występowanie nietoperzy w dziuplach na obszarze Puszczy Białowieskiej (wg I. Ruczyńskiego, dane niepubl.)

Gatunek	Kryjówki letnie	Kryjówki zimowe
Nocek Alkatoe <i>Myotis alcaathoe</i>	nieznane	
Nocek Natterera <i>Myotis nattereri</i>	dziuple	piwnice
Nocek Brandta <i>Myotis brandtii</i>	dziuple	
Nocek łydkowłosy <i>Myotis dasycneme</i>	nieznane	
Nocek rudy <i>Myotis daubentonii</i>	dziuple	piwnice
Mroczak posrebrzany <i>Vespertilio murinus</i>	dziuple/budynki	
Mroczek pozłocisty <i>Eptesicus nilssonii</i>	dziuple/budynki	
Mroczek późny <i>Eptesicus serotinus</i>	budynki	piwnice
Karlik malutki <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	budynki	
Karlik drobny <i>Pipistrellus pygmaeus</i>	dziuple/budynki	
Karlik większy <i>Pipistrellus nathusii</i>	dziuple/budynki	
Borowiec olbrzymi <i>Nyctalus lasiopterus</i>	nieznane	
Borowiec wielki <i>Nyctalus noctula</i>	dziuple	
Borowiec leśny <i>Nyctalus leisleri</i>	dziuple	
Gacek brunatny <i>Plecotus auritus</i>	dziuple/budynki	dziuple/piwnice
Gacek szary <i>Plecotus austriacus</i>	nieznane	
Mopek zachodni <i>Barbastella barbastellus</i>	dziuple/budynki	dziuple/piwnice



Fot. 65 (J. Walencik)
Młody ryś *Lynx lynx*
z kłody świerkowej widzi
więcej niż z poziomu
zarośniętego gruntu



Ryc. 13 Sposoby przemieszczania się i penetracji terenu przez wybrane gatunki ssaków drapieżnych w Białowieżskim Parku Narodowym. Dane zebrane przez obserwatora podczas marszu na azymut obrazują w przybliżeniu dostępność różnych elementów środowiska w lesie (wg Jędrzejewska i Jędrzejewski 2001, zmienione)



Fot. 66 (K. Zub)
Łasica *Mustela nivalis*

ssaków. Dotyczy to w szczególności nietoperzy, pilchów oraz małych drapieżników, takich jak kuna. Zwierzęta te chętnie korzystają ze sztucznych skrzynek lęgowych lub specjalnych budek, jednak nie zapewniają one takich warunków bytowania jak naturalne dziuple. Poza tym konieczność ciągłej zmiany kryjówek (ochrona przed pasożytami i drapieżnikami) sprawia, że liczba sztucznych ukryć nigdy nie jest odpowiednio wysoka, by zapewnić optymalne warunki dla wszystkich gatunków.

Z badań przeprowadzonych w USA wynika, że dla zapewnienia odpowiednich warunków bytowania kunie amerykańskiej konieczne jest pozostawianie w lasach gospodarczych przynajmniej 18 m³/ha martwego drewna, przy czym preferowana przez ten gatunek grubość pni, pniaków i leżących kłód to co najmniej 80 cm, a długość – 10 m.



Fot. 67 (B. Pirga)
Gawra niedźwiedzia
Ursus arctos w dziupli
u podstawy grubej (ponad
5 m obwodu pnia) jodły

Fot. 68 (J.M. Gutowski)
Legowisko dzika *Sus scrofa* wysłane suchymi gałązkami drzew



Fot. 69 (J.M. Gutowski)
Główny budulec tam bobrów *Castor fiber* to też martwe drewno

Polecana literatura do rozdziału 4.1.1:

- Barclay R.M.R., Faure P.A., Farr D.R. 1988. Roosting behavior and roost selection by migrating silver-haired bats (*Lasiorycteris noctivagans*). *Journal of Mammalogy* 69: 821-825.
- Barry A.M., Hagar J.C, Rivers J.W. 2018. Use of created snags by cavity-nesting birds across 25 years. *The Journal of Wildlife Management* 82: 1376-1384.
- Betts B.J. 1998. Roosts used by maternity colonies of silver-haired bats in northeastern Oregon. *Journal of Mammalogy* 79: 643-650.
- Bull E.L., Akenson J.J., Henjum M.G. 2000. Characteristics of black bear dens in trees and logs in northeastern Oregon. *Northwestern Naturalist* 81: 148-153.
- Bull E.L., Heater T.W. 2000. Resting and denning sites of American martens in northeastern Oregon. *Northwest Science* 74: 179-185.
- Bunnell F. 2013. Sustaining cavity-using species: patterns of cavity use and implications to forest management. *ISRN Forestry* 2013: 457-698.

- Carey A.B., Johnson M.L. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.
- Czeszczewik D., Walankiewicz W., Mitrus C., Tumił T., Stański T., Sahel M., Bednarczyk G. 2013. Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands of the Białowieża Forest. *Bird Conservation International* 23, 4: 414-425.
- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walankiewicz W. 2015. Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. *iForest* 8: 377-385.
- Denny R.E., Summers R.W. 1996. Nest site selection, management and breeding success of crested tits *Parus cristatus* at Abernethy Forest, Strathspey. *Bird Study* 43: 371-379.
- Dietz M., Brombacher M., Erasmy M., Fenchuk V., Simon O. 2018. Bat community and roost site selection of tree-dwelling bats in a well-preserved European lowland forest. *Acta Chiropterologica* 20: 117-127.
- Farris K., Huss M., Zack S. 2004. The role of foraging woodpeckers in the decomposition of ponderosa pine snags. *The Condor* 106: 50-59.
- van Ginkel H.A.L., Kuijper D.P.J., Churski M., Zub K., Szafrńska P.A., Smit C. 2013. Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Forest Ecology and Management* 304: 73-79.
- van Ginkel H.A.L., Kuijper D.P.J., Schotanus J., Smit C. 2019. Wolves and tree logs: landscape-scale and fine-scale risk factors interactively influence tree regeneration. *Ecosystems* 22: 202-212.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins J., Cummins K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances Ecological Research* 15: 133-302.
- Hunter M.L.jr, Schmiegelow F. 2010. *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*, 2nd ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 288 s.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. *Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 462 s.
- Kajtoch Ł., Figarski T. 2014. Stenotopowe gatunki dzięciołów jako wskaźnik pożądanych ilości drewna martwych i zamierających drzew w karpaccich lasach. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 116-130.
- Koehler G.M., Brittell J.D. 1990. Managing spruce-fir habitat for lynx and snowshoe hares. *Journal of Forestry* 88: 10-14.
- Komur P., Mleczo P. 2019. Powiązania pomiędzy grzybami podziemnymi a małymi ssakami. *Kosmos* 68, 1: 43-55.
- Kurek P., Piechnik Ł., Ledwoń M., Szarek-Łukaszewska G., Kapusta P., Holeksa J. 2020. Cechy drzew i drzewostanu a występowanie dzięcioła średniego *Leipicus medius* – wskazówki dla gospodarki leśnej na przykładzie Puszczy Niepołomickiej. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 45-54.
- Lewandowski P., Przepióra F., Ciach M. 2021. Single dead trees matter: Small-scale canopy gaps increase the species richness, diversity and abundance of birds breeding in a temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 481: 118693.
- Loeb S.C. 1999. Responses of small mammals to coarse woody debris in a Southeastern Pine Forest. *Journal of Mammalogy* 80: 460-471.
- Mag Zs., Ódor P. 2015. The effect of stand-level habitat characteristics on breeding bird assemblages in Hungarian temperate mixed forests. *Community Ecology* 16: 156-166.
- MacKinnon A. 1998. *Biodiversity and old-growth forests*. W: Voller J., Harrison S. (red.) – *Conservation Biology Principles for Forested Landscapes*. Vancouver, BC, UBC Press: 146-184.
- Olszewski J.L. 1968. Role of uprooted trees in the movements of rodents in forests. *Oikos* 19: 99-104.
- Patrick D.A., Hunter Jr M.L., Calhoun A.J.K. 2006. Effects of experimental forestry treatments on a Maine amphibian community. *Forest Ecology and Management* 234: 323-332.
- Payer D.C., Harrison D.J. 2000. Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 12: 1965-1972.
- Piotrowski W., Wołk K. 1975. O biocenotycznej roli martwych drzew w ekosystemach leśnych. *Sylwan* 114, 8: 31-35.
- Pirga B., Polakiewicz T. 2019. Charakterystyka miejsc gawrowania i barłogów niedźwiedzi *Ursus arctos* w Bieszczadach Wysokich. *Roczniki Bieszczadzkie* 27: 307-324.
- Pugaciewicz E. 1997. *Ptaki lęgowe Puszczy Białowieskiej*. Północnopodlaskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Białowieża, 290 s.
- Reiter G. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Säugetiere. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 20-23.
- Roberge J.M., Angelstam P., Villard M.A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141: 997-1012.
- Roberge J.-M., Mikusinski G., Svensson S. 2008. The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodiversity and Conservation* 17: 2479-2494.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2008. Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: a multiscale analysis. *Journal of Mammalogy* 89: 942-951.
- Samuelsson J., Gustafsson L., Ingelög T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. *Swedish Threatened Species Unit, Uppsala*, 109 s.
- Scherzinger W. 1996. *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 s.
- Scherzinger W. 2000. Alte Bäume – Landschaftsgeschichtliches Erbe von hohem Naturschutzwert. *Natur und Land. Zeitschr. Österreich. Naturschutzbundes* 86 1-2: 4-7.

- Scherzinger W. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Vögel. Natur und Land, Naturschutzbund Österreich 86, 1-2: 16-19.
- Scherzinger W. 2006. Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. Vogelwelt 127: 209 – 263.
- Suter W., Schielly B. 1998. Liegendes Totholz: Ein wichtiges Strukturmerkmal für die Habitatqualität von Kleinsäugetern und kleinen Carnivoren im Wald. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 149, 10: 795-807.
- Tallman D., Mills L. S. 1994. Use of logs within home ranges of California redbacked voles on a remnant of forest. Journal of Mammalogy 75: 97-101.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 1990. Bird communities of the primaeval temperate forest of Białowieża, Poland. W: Keast A. (red.) – Biogeography and ecology of forest bird communities. SPB Academic Publ., Hague: 141-165.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 2004. Diversity of the Białowieża Forest avifauna in space and time. Journal of Ornithology 145: 81-92.
- Ure D.C., Maser C. 1982. Mycophagy of red-backed voles in Oregon and Washington. Canadian Journal of Zoology 60: 3307-3315.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C., Bida E. 2002. Znaczenie martwych drzew dla zespołów dzięciołów w lasach liściastych Puszczy Białowieskiej. Notatki Ornitologiczne 43: 61-71.
- Wesołowski T. 1989. Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Acta Ornithologica 25, 3: 321-349.
- Wesołowski T. 1995. Ecology and behaviour of White-becked woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Die Vogelwarte 38, 2: 61-75.
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest – preliminary data. Acta Ornithologica 22, 1: 2-21.
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1995. Ornitologische Untersuchungen im Urwald von Białowieża – eine Übersicht. Der Ornitologische Beobachter 92: 111-146.
- Williams D.R., Child M.F., Dicks L.V., Ockendon N., Pople R.G., Showler D.A., Walsh J.C., zu Ermgassen E.K.H.J., Sutherland W.J. 2019. Bird Conservation. W: Sutherland W.J., Dicks L.V., Ockendon N., Petrovan S.O., Smith R.K. (red.) – What works in conservation 2019. Open Book Publishers, Cambridge, UK: 141-290.
- Zub K. 2000. Ptaki. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża, 24 s.

rozdział 4.1.1: Podsumowanie

Przedstawiciele wszystkich grup kręgowców wykorzystują martwe drzewa lub ich fragmenty jako miejsca ukrycia.

Martwe drzewa mają największe znaczenie dla ptaków. Ptaki nie tylko wykorzystują je jako miejsca rozrodu i schronienia, ale też poszukują tutaj pokarmu. Najbardziej związane z martwymi i dziuplastymi drzewami są dzięcioły, sikory, muchołówki i sowy. Dwa gatunki dzięciołów – białostrzygi i trójpalczasty – wykuwają dziuple i poszukują pożywienia prawie wyłącznie na martwych i obumierających drzewach. Od obecności martwych drzew uzależnione jest przetrwanie wielu rzadkich i chronionych gatunków ptaków, np. wspomnianych już dwóch gatunków dzięciołów, muchołówki białoszyjej i małej, sóweczki, włośchatki, kraski i siniaka. Dla wielu gatunków ptaków ważnym miejscem lęgowym są wykroty.

Ssaki wykorzystują martwe drzewa jako miejsca schronienia i żerowania. Martwe i dziuplaste drzewa mają największe znaczenie dla nietoperzy, owadożernych, gryzoni i małych drapieżników. Leżące pnie drzew, dając osłonę gryzoniom, wpływają na zwiększoną konsumpcję nasion drzew, jednak w późniejszym okresie sprzyjają odnowieniu lasu, gdyż osłaniają siewki i podrost przed ssakami kopytnymi oraz są ważnym elementem „krajobrazu strachu”.

4.1.2. Bezkręgowce

Bezkręgowce (Invertebrata) to sztuczna jednostka systematyczna, wyodrębniana ze względów praktycznych, grupująca zwierzęta wielokomórkowe nie mające szkieletu wewnętrznego (osiowego) w postaci kręgosłupa i czaszki oraz nie posiadające tkanki kostnej. Wśród bezkręgowców znaleźć można wiele schematów budowy, charakterystycznych dla poszczególnych grup systematycznych. Aktualnie znanych jest na świecie ponad milion gatunków bezkręgowców, co stanowi około 97–99% współcześnie występujących gatunków zwierząt; podobny jest ich udział w odniesieniu do biomasy.

Spośród bezkręgowców żyjących w Polsce około 60% zamieszkuje lasy. Ile jest saproksylicznych? Trudno powiedzieć. Szacuje się, że w sposób bezpośredni i pośredni nawet do 50% leśnych gatunków roślin, grzybów i zwierząt może zależeć od martwego drewna. Przykładowo, w Wielkiej Brytanii występuje około 1800 gatunków bezkręgowców saproksylicznych.

Lista zwierząt stwierdzonych w Polsce liczy ponad 35 tysięcy gatunków. Wśród nich dominującą część stanowią bezkręgowce, z których to z kolei przeszło 28 tysięcy stanowią owady. Bezkręgowce są niezwykle zróżnicowaną grupą organizmów. Obejmuje ona wiele typów systematycznych, które w różnym stopniu związane są z martwymi i zamierającymi drzewami. Do bezkręgowców zaliczamy m.in.: nicienie, spośród których wiele gatunków związanych jest z martwym drewnem lub z zasiedlającymi martwe drewno innymi organizmami; pierścienice (przykładowo niektóre gatunki dżdżownic żyją pod korą lub w drewnie silnie rozłożonych pniaków, złomów (Fot. 70) i leżących kłód); stawonogi (w tym skorupiaki, pajęczaki, wije, a zwłaszcza owady) i mięczaki (ślimaki). Bardzo bogatą grupę organizmów związaną z martwym drewnem, a zwłaszcza z dziuplami i środowiskiem podkorowym, stanowią należące do pajęczaków drobne roztocze (np. odżywiające się drewnem *Rhysotritia duplicata* i *Steganacarus carinatus*), zaleszczotki, które przypominają swym kształtem pomniejszone skorpiony, a także pająki (np. żyjące pod korą drapieżne *Araneus umbraticus* i *Segestia florentina*). Wśród wijów zamieszkujących martwe drewno, w tym przestrzenie pod odstającą korą oraz opuszczone korytarze larwalne, znajdują się liczne pareczniki i krocionogi.

Należy też zwrócić uwagę na dawniej zaliczane do owadów skoczogonki (Collembola), bogatą gatunkowo i licznie reprezentowaną grupę drobnych organizmów leśnych, z których niektóre są związane ze środowiskiem martwego drewna, nadrzewnych i nadrewnowych grzybów oraz dziupli. Te środowiska są też wykorzystywane przez przedstawicieli spokrewnionych grup systematycznych, mniej licznych w Polsce – pierwogonki (Protura) i widłogonki (Diplura).

Z wilgotnym drewnem związane są też niektóre gatunki pazurnic (Onychophora) – reliktoowego typu łądowych bezkręgowców niewy-

stępującego w polskiej faunie. Są to zwierzęta o robakowatym kształcie ciała (5–15 cm długości), jednej parze czułek i licznych odnóżach wyposażonych w pazurki. Pazurnice posiadają cechy zarówno pierścienic, jak i stawonogów. Dotychczas opisano około 200 gatunków, z których większość występuje w tropikalnej strefie półkuli południowej, a część w strefach umiarkowanych Australii i Nowej Zelandii.

Natomiast zdecydowanie największą grupę gatunków zasiedlających środowiska związane z martwym drewnem stanowią owady.

Owady to najbogatsza gatunkowo grupa organizmów na świecie. Szacuje się, że stanowią one w skali globalnej około 50% wszystkich obecnie występujących na Ziemi gatunków istot żywych. Temu wielkiemu bogactwu gatunków towarzyszy też często ogromna liczebność niektórych grup, co sprawia, że mimo niewielkich na ogół rozmiarów, rola owadów w ekosystemach jest kluczowa dla ich funkcjonowania, a co za tym idzie owady odgrywają niebagatelne znaczenie w gospodarce człowieka.

Najbardziej charakterystyczną dla lasu, bogatą w gatunki i jednocześnie najbardziej zagrożoną grupą są owady saproksyliczne. Są to organizmy zależne podczas całości lub części swojego życia od obecności obumierających drzew lub martwego drewna będącego w różnych fazach rozkładu, jak również od zasiedlających tę nekromasę drzewną innych bezkręgowców i grzybów. Jednym z rzędów owadów najliczniej skupiających gatunki saproksyliczne są chrząszcze. W warunkach Europy Środkowej liczba saproksylicznych chrząszczy wynosi około 1500 gatunków. Wiedzę na temat saproksylicznych chrząszczy podsumował Gutowski (2006).



Fot. 70 (A. Bobiec)
Silnie rozłożony złom świerka stanowi cenne siedlisko licznych gatunków grzybów i bezkręgowców

Fot. 71 (J.M. Gutowski)
Żerdzianka sosnówka
Monochamus gallo-
provincialis – chrząszcz
z rodziny kózkowatych,
którego larwa żyje pod
korą i w drewnie sosen

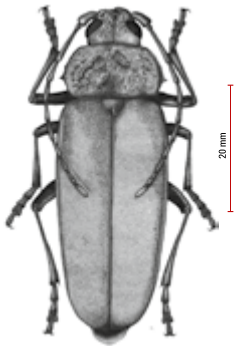


Fot. 72 (W. Janiszewski)
Bardzo rzadki chrząszcz
dąbrowiec samotnik
Akimerus schaefferi –
larwy żyją w martwych
korzeniach grubych
i sędziwych dębów

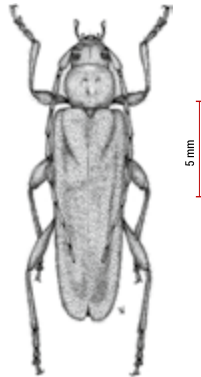
Występujące w Polsce saproksyliczne gatunki chrząszczy należą do ponad 70 rodzin. Najwięcej takich gatunków należy do rodzin: kózkowatych (Fot. 71-73, Ryc. 14-20), ryjkowcowatych (w tym zwłaszcza do podrodziny korników), bogatkowatych (Fot. 46, Ryc. 21), załuszczycowatych, kołatkowatych (Fot. 75), sprężykowatych, poświętnikowatych (Fot. 74), jelonkowatych, kusakowatych, biegaczowatych (Fot. 76),

kobielatkowatych, zgniotkowatych, drwionkowatych, łuszczynkowatych, cisawkowatych, goleńczykowatych (Ryc. 22) i czarnuchowatych.

Wiele gatunków owadów saproksylicznych znaleźć też można wśród innych grup systematycznych, m.in. pluskwiaków różnoskrzydłych (np. rodzina korowcowate), błonkówek (np. trzpiennikowate, niektóre mrówki – Fot. 77), motyli (np. troczeniarkowate (Fot. 78), przeziernikowate),



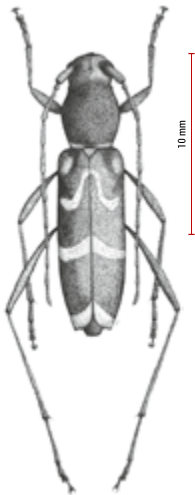
Ryc. 14 Borodziej próchnik *Ergates faber* zamieszkuje nasłonecznione pniaki, złomy i dolne partie grubych, martwych sosen (M. Waszkiewicz)



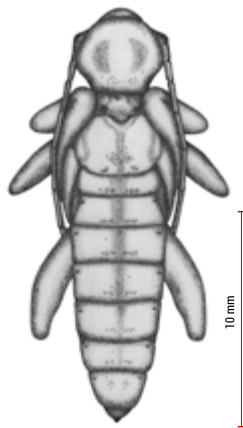
Ryc. 15 Dereniak klonowy *Leioderes kollari* – bardzo rzadki gatunek związany ze starymi klonami (wg Gutowskiego 1988)



Ryc. 16 Kozulka kolcokrywka *Pogonocherus hispidus* – chrząszcz związany z cienkimi gałęziami wielu gatunków drzew i krzewów liściastych (M. Waszkiewicz)



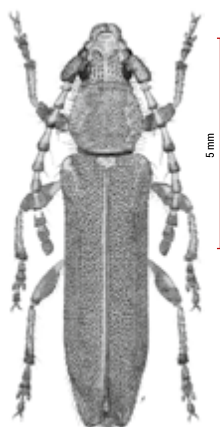
Ryc. 17 Bardzo rzadki przedstawiciel chrząszczy – tryk długoczułki *Rhaphuma gracilipes*, rozwijający się w gałęziach i konarach drzew oraz krzewów liściastych (wg Gutowskiego 1992)



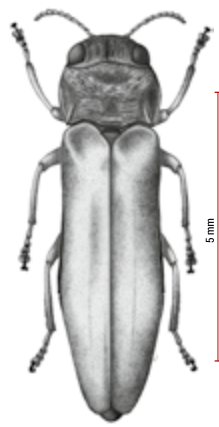
Ryc. 18 Poczwarzka zagwoździka brunatnego *Callidium coriaceum* – strona grzbietowa; gatunek związany z drzewami iglastymi, przede wszystkim ze świerkiem (wg Gutowskiego 1983)



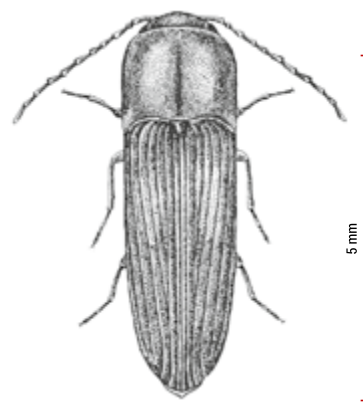
Ryc. 19 Poczwarzka zagwoździka brunatnego *Callidium coriaceum* – strona brzuszna (wg Gutowskiego 1983)



Ryc. 20 Sudliś żarnowcowy *Deilus fugax* – gatunek z rodziny kózkowatych, związany ze specyficznym materiałem lęgowym – usychającymi gałązkami szczodrzeńców, czyli niewielkich krzewinek z rodziny bobowatych (wg Gutowskiego i in. 1994)



Ryc. 21 Przedstawiciel rodziny bogatkowatych – opiętek białowieski *Agrilus pseudocyanus* – ginący gatunek związany ekologicznie z osiką (wg Gutowskiego 1993)



Ryc. 22 Goleńczyk szczupły *Dirrhagofarsus attenuatus* z rodziny goleńczykowatych to reliktowy, bardzo rzadki gatunek związany z przegrzybiałym, martwym drewnem głównie olch i osik, w wilgotnych, często zabagnionych miejscach (wg Burakowskiego 1989)

Fot. 73 (J.M. Gutowski). Rębacz dwupaskowy *Rhagium bifasciatum* – gatunek rozprzestrzeniony w górach i na pogórzu, którego larwa żyje w złomach drzew, a także w pniakach pozostałych po złamaniu lub ścinie drzewa



Fot. 74 (J. Walencik) Charakterystycznie wygięta larwa przedstawiciela rodziny poświętnikowatych zalegająca w kolebce poczwarkowej umiejscowionej w próchnowisku

Fot. 75 (J. Walencik) Żerowiska chrząszczy z rodziny kołatkowatych na grabie





Fot. 76 (J. Walencik)
Biegacz pomarszczony
Carabus intricatus –
przedstawiciel rodziny
biegaczowatych, które
chętnie i licznie zimują
w drewnie pniaków,
złomów i kłód lub pod
luźno przylegającą korą



Fot. 77 (J. Walencik)
Mrówka gmachówka
Camponotus sp. na pniu
świerka podziurawionym
przez jej żerowiska

jętek, widelnic, chruścików, wielbłądek, sieciarek, gryzków, wciornastków, skorków, muchówek (rodziny: łowikowate – Ryc. 23, bzygowate – Fot. 79, Ryc. 24, koziulkowate, pryszczarkowate, zmrózkowate i inne – Fot. 80). Przykładowo wśród muchówek bzygowatych w Polsce występują 72 gatunki saproksyliczne. Część z nich zagrożonych jest wyginięciem, m.in.: nieczuja słońcówka *Criorhina floccosa*, *Caliprobola speciosa*, *Chalcosyrphus eunotus*, *Criorhina pachymera*, *Mallota cimbiciformis*, *Pocota personata*, *Sphecomyia vittata* (większość wymienionych taksonów nie ma polskich nazw).

Bardzo ważną grupą owadów związanych z drewnem, ale nie występujących w Polsce, są termyty (Isoptera) – rząd owadów liczący około 2000 gatunków. Występują głównie w krajach

strefy tropikalnej i subtropikalnej, kilka gatunków zamieszkuje Europę Południową (np. *Kaloterms flavicollis* i *Termes lucifugus*). Żywią się głównie tkankami roślinnymi zawierającymi duże ilości błonnika, m.in. drewnem, a także innymi substancjami organicznymi. Budują gniazda zwane termitierami; niektóre gatunki żłobią je w drewnie. Termyty często są określane mianem „szkodników”, ponieważ powodują zamieranie drzew, a także niszczą drewniane budowle.

Najwyższą różnorodność gatunkową owadów saproksylicznych można zaobserwować w najcenniejszych przyrodniczo, najbardziej naturalnych ekosystemach leśnych, np. w Puszczy Białowieskiej oraz w wybranych fragmentach Karpat, chronionych zazwyczaj w formie parków narodowych.

Fot. 78 (J.M. Gutowski)
Charakterystycznie ubarwiona larwa nocnego motyla – trociniarki czerwicy *Cossus cossus* – żyjącego w drewnie i pod korą różnych gatunków drzew liściastych



Fot. 79 (Z. Kołodzki)
Piękna muchówka morsznica osowata *Temnostoma vespiforme* – przedstawicielka rodziny bzygowatych, której larwy żyją w wilgotnym, butwiejącym drewnie brzoź i olch





Fot. 80 (J.M. Gutowski)
Larwa drapieżnej
muchówki z rodzaju
Xylophagus, żyjącej pod
korą martwych drzew

Bezkęgowce saproksyliczne, w tym zarówno saproksylobionty, czyli organizmy, które bezwzględnie wymagają martwego drewna jako środowiska życia czy też jako źródła pożywienia, jak i saproksylofile, czyli organizmy preferujące martwe drewno, można podzielić na:

1. **Kambiofagi**, czyli organizmy odżywiające się łykiem i żyjące bezpośrednio pod korą oraz w korze drzew i krzewów (Fot. 81, Ryc. 25). Dla tych zwierząt kluczowe znaczenie ma obecność w ekosystemie drzew osłabionych, świeżo zmarłych lub będących w początkowych fazach rozkładu. Powiązanie kambiofagów z niedawno zmarłymi drzewami wynika z faktu, że na drzewach będących w bardziej zaawansowanych stopniach rozkładu kora zachowuje się niezwykle rzadko, a znajdujące się pod korą łyko należy do najszybciej rozkładanych przez grzyby części drzewa, przez co jest ono zasobem pojawiającym się na krótki okres.
2. **Saproksylofagi**, czyli organizmy odżywiające się drewnem, do których zaliczamy drewno-

jady (ksylofagi – Fot. 82) i próchnojady (kariofagi – Fot. 83). Wartym odnotowania jest jednak fakt, że konsumowane przez te owady drewno często przerośnięte jest przez grzybnię lub zasiedlone przez bakterie, pierwotniaki i inne mikroskopijne bezkręgowce, które biorą udział w rozkładzie tkanek drewna. W efekcie coraz częściej występowanie poszczególnych gatunków saproksylofagów jest związane z obecnością specyficznych gatunków grzybów i bakterii, które umożliwiają rozkład celulozy, a wbudowując w swoje organizmy składniki odżywcze, stają się swego rodzaju koncentratem pokarmowym.

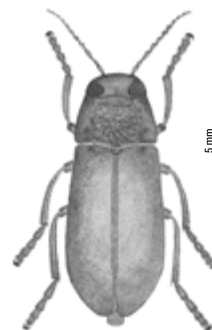
3. **Mykofagi**, czyli gatunki, których zasadniczym pokarmem jest grzybnia, a także owocniki grzybów, porastające najczęściej obumierające i martwe drzewa. W tej grupie najbardziej znamienym przykładem są owady zasiedlające wieloletnie owocniki tzw. hub, wyrastające na zamierających lub martwych drzewach.



Ryc. 23 Wierzchołówka borealna *Laphria ephippium* z rodziny łowikowatych – larwy tego gatunku żyją w suchych, stojących martwych bukach, gdzie prowadzą drapieżny tryb życia (wg Speight'a 1989)



Ryc. 24 Muchówka *Milesia crabroniformis* z rodziny bzygowatych; jej larwy żyją w wilgotnym, butwiejącym drewnie odziomkowych części pni drzew liściastych (wg Speight'a 1989)



Ryc. 25 Przyplaszczek jodłowy *Phaenops knoteki*, znany w kraju zaledwie z kilku stanowisk zlokalizowanych głównie w południowo-wschodniej Polsce, w Górach Świętokrzyskich i w Puszczy Kozińskiej (wg Gutowskiego i Królka 1996)

Fot. 81 (J.M. Gutowski)
 Żerowisko larw
 chrząszczy z rodziny
 bogatkowatych pod korą
 sosny



4. **Drapieżce**, czyli organizmy związane pośrednio z martwym drewnem, a bezpośrednio z organizmami zasiedlającymi ten substrat. Pokarmem drapieżnych larw, a często i postaci dorosłych (imagines) tej grupy pokarmowej (troficznej) są różnego rodzaju bezkręgowce, w tym inne owady zasiedlające omawiane środowisko (Fot. 84, Ryc. 23).
5. **Parazytoidy**, czyli organizmy, których larwy pasożytują na saproksylicznych owadach (Fot. 85).
6. **Koprofagi**, czyli organizmy odżywiające się odchodami pozostawionymi przez inne zwierzęta zasiedlające martwe drewno.
7. **Nekrofagi**, czyli organizmy, których pokarmem są martwe zwierzęta lub ich szczątki znajdujące się w martwym drewnie albo w dziuplach drzew.
8. Organizmy żyjące w soku wyciekającym z drzew.
9. Organizmy korzystające z drewna jako materiału budulcowego, wykorzystywanego do konstrukcji swoich gniazd (na przykład osy).
10. Organizmy wykorzystujące martwe drzewa lub wielkowymiarowe fragmenty martwego drewna leżącego jako miejsca gniazdowania (na przykład termity, niektóre mrówki i porobnice *Anthophora*).
11. Organizmy wykorzystujące martwe drewno jako miejsce schronienia przed drapieżcami oraz ekstremalnymi warunkami pogodowymi.
12. Organizmy wykorzystujące martwe drewno jako miejsce zimowania (hibernacji).

Najwięcej informacji zgromadzono na temat kambio- i saproksylofagów oraz organizmów związanych z nadrzewnymi i nadrewnowymi grzybami. Wiedza ta dotyczy jednak głównie owadów. O pozostałych organizmach zasiedlających te substraty oraz o interakcjach zachodzących między nimi wiemy znacznie mniej. Stosunkowo mało wiemy np. na temat zimowania różnych organizmów w martwym, mocno rozłożonym drewnie oraz pod korą martwych drzew.

Bezkęrgowce saproksyliczne zasiedlają różne rodzaje mikrośrodków, m.in.: martwe drzewa stojące, złomy, pniaki, korzenie, odłamane konary i gałęzie leżące na powierzchni gruntu, martwe konary w koronach żywych drzew, pnie przewracających się drzew zawieszona (oparte) o sąsiadujące drzewa, martwice boczne na pniach żywych drzew, sok wyciekający z żywych drzew, dziuple oraz glebę oblepającą wykroty (np. jest to podstawowe miejsce rozwoju dla jednego z gatunków sprzążyków – *Anostirus*

Fot. 82 (J.M. Gutowski)
 Okazały, żyjący
 w południowej Europie
Morimus asper funereus
 to chrząszcz uzależniony
 od wielkowymiarowego
 martwego drewna drzew
 liściastych





Fot. 83 (J. Walencik)
W silnie rozłożonym
drewnie żyje chrząszcz
rohatyniec nosorożec
Oryctes nasicornis



Fot. 84 (J.M. Gutowski)
Drapieżna larwa, tzw.
drutowiec, chrząszcza
z rodziny sprężykowatych
Melanotus villosus,
żyjącego w środowisku
podkorowym



Fot. 85 (C. Bystrowski)
Parazytoid *Xorides*
alpestris z rodziny
gąsienicznikowatych,
który atakuje larwy
chrząszczy kózkowatych
rozwijających się
w drewnie drzew
i krzewów liściastych

castaneus), a także grzyby przerastające drewno oraz owocniki grzybów wyrastające z drewna, zarówno jednoroczne, jak i wieloletnie.

Interesujące zależności można zaobserwować między chrząszczami saproksylicznymi i roztocznymi – od przypadkowej penetracji żerowisk aż po współzależność opartą na specjalizacji pokarmowej połączonej z forezją. Wiele gatunków roztoczy odżywia się grzybami rozkładającymi tkanki drzew, a przenoszą się na kolejne obumierające lub martwe drzewa na ciele saproksylicznych chrząszczy. Skrajną formą relacji między foretycznymi roztoczami, gatunkami grzybów stanowiących ich pokarm oraz ich nosicielami jest hiperforeza. Polega ona na przenoszeniu zarodników grzyba na roztoczach, które z kolei przenoszą się foretycznie na chrząszczach. Roztocze mogą mieć specjalne workowe organy do przechowywania zarodników grzybów (*sporothecae*). Inne, nie posiadające takich organów, przenoszą spory na powierzchni ciała. Pospolity w europejskich świerczynach kornik drukarz *Ips typographus* związany jest z wieloma roztoczami, m.in. z *Urobovella ipidis* i *Dendrolaelaps quadrisetus*, które transportują różne gatunki grzybów na nowe zasiedlane przez tego kornika drzewa. Kolejną formą interakcji między omawianymi grupami organizmów jest drapieżnictwo roztoczy na jajach saproksylicznych chrząszczy.

Wśród saproksylicznych chrząszczy istnieje grupa gatunków, które w mniejszym lub w większym stopniu uzależnione są od leśnych pożarów (gatunki pirofilne). Preferują one materiał nadpalony przez ogień. Istnieją nawet takie

gatunki, które aktywnie lecą w kierunku palących się drzew. Do pirofilnych chrząszczy z tej rodziny, preferujących materiał popożarowy, zaliczyć można m.in. ciemnika czarnego *Melanophila acuminata*, przypłaszczka granatka *Phaenops cyanea* i przypłaszczka Formanka *Phaenops formaneki*, a z rodziny kózkowatych – rozpylaka sosnowego *Euracmaeops marginatus* i przedstawicieli rodzaju szczapówka *Asemmum*. Gatunkami mniej lub bardziej związanymi z naturalnymi pożarami w północnej Europie są, oprócz wymienionych, m.in.: *Agonum bogemanni*, *Agonum quadripunctatum*, *Pterostichus quadrioveolatus* – biegaczowate; *Paranopleta inhabilis* – kusakowate; *Denticollis borealis* – sprężykowate; *Stephanopachys linearis*, *Stephanopachys substriatus* – kapturkowate; *Laemophloeus muticus* – Laemophloeidae; *Corticaria planula* – wymiecinkowate; *Sphaeriestes stockmanni* – trąbiki; *Platyrhinus resinosis* – kobielatkowate. Niedawno przeprowadzono badania chrząszczy na pożarzysku w Puszczy Białowiejskiej, podczas których stwierdzono obecność aż 61 gatunków pirofilnych, w tym nowe dla Polski: *Stephanopachys linearis* (Fot. 86) i *Asemmum tenuicorne*.

Bezkręgowce można znaleźć na drewnie będącym w różnych fazach rozkładu: w drewnie twardym i wciąż posiadającym korę; w drewnie w różnym stopniu rozłożonym; w silnie rozmiękczonej murszu.

Bezkręgowce saproksyliczne stanowią jedną z głównych grup organizmów determinujących ogólny poziom różnorodności biologicznej ekosystemu leśnego. Organizmy te, biorąc udział w wielu procesach zachodzących w ekosystemie, stanowią niezbędny i niezastąpiony czynnik dynamicznej równowagi w ekosystemach.

Bezkręgowce uczestniczą między innymi w:

- rozkładzie i mineralizacji substancji organicznej (przy współudziale grzybów wielkoowocnikowych oraz grzybów mikroskopijnych, bakterii, pierwotniaków),
- ograniczaniu liczebności fitofagów głównie poprzez drapieżnictwo, pasożytnictwo,
- przygotowywaniu miejsc do gniazdowania lub schronienia dla wielu bezkręgowców, ptaków i ssaków (np. poprzez „dobijanie” osłabionych drzew, co w konsekwencji umożliwi między innymi wykuwanie w nich dziupli przez dziuplaki pierwotne reprezentowane głównie przez dzięcioły).

Owady saproksyliczne, będąc jedną z najbardziej licznych grup bezkręgowców, stanowią istotne źródło pokarmu dla ptaków, w tym głównie dzięciołów, a także dla innych zwierząt. Jednocześnie wewnątrz ciała owadów saproksylicznych może stanowić unikatowe środowisko życia wielu mikroskopijnych organizmów, głównie bakterii, pierwotniaków, a także może przenosić zarodniki grzybów. W ciele owadów przebywają także pasożytnicze lub symbiotyczne nicienie. Odchody owadów saproksylicznych również stanowią substrat, który dostarcza pożywienia gatunkom koprofagicznym. Po śmierci, ciała owadów stanowią

Fitofagi:

zwierzęta roślinożerne przystosowane do pobierania i przyswajania części żywych roślin, np. liści, nasion, owoców, drewna żywych drzew.



Fot. 86 (M. Sławski) *Stephanopachys linearis* – obligatoryjny pirofil żyjący w korwinie osmalonych przez ogień sosen (wg Borowskiego i in. 2018)

pokarm nekrofagów, dzięki działalności których składniki odżywcze zawarte w martwych tkankach zostają włączone w obieg materii.

Siła związku poszczególnych gatunków owadów z zasobami martwego drewna może zależeć od części ich cyklu życiowego. Niektóre gatunki owadów, które w stadium larwalnym są silnie związane z martwym drewnem, jako postać dorosła (imago) odżywiają się pyłkiem lub/i nektarem kwiatów, uczestnicząc tym samym w zapylaniu roślin. Przedstawiciele kózkowatych, bogatkowatych, poświętnikowatych, przekraskowatych, schylikowatych, bzygowatych zaliczani są zatem do ważnej ekologicznie grupy organizmów – tzw. zapylaczy. Część gatunków saproksylicznych po przeobrażeniu się do formy dojrzałej nie odżywia się w ogóle, a więc zasoby jakie mogły zgromadzić w swym ciele podczas fazy larwalnej odbywającej się w martwym drewnie wpływają na całość życia danego osobnika.

Niezwykle istotna jest także rola owadów saproksylicznych w rozdrabnianiu drewna. Żerowanie larw prowadzi do zmiany struktury tkanek drewna, a powstające korytarze larwalne stanowią mikrosiedlisko dla kolejnych organizmów, sprzyjając ich wnikaniu do wnętrza martwych pni i konarów. Jednocześnie, dzięki przenoszeniu przez owady zarodników i strzępek saprotroficznych grzybów, inicjowany lub przyspieszany jest proces rozkładu drewna. Obumierające drzewa i ich części m.in. za pośrednictwem owadów saproksylicznych ulegają ciągłemu rozkładowi, dzięki czemu nie gromadzą się w wielkich ilościach w lesie. W warunkach



Fot. 87 (J.M. Gutowski)
Strangalia wysmukła
Strangalia attenuata,
owad z rodziny kózkowatych, którego larwa żyje w próchniejącym drewnie, a forma dorosła (owad dojrzały) zapyla kwiaty



Fot. 88 (J.M. Gutowski)
Wiecheć białowieski
Alosterna ingrata –
chrząszcz z rodziny kózkowatych – w Polsce żyje już tylko w Puszczy Białowieskiej

Fot. 89 (J. Walencik)
Zgrubek zawilcowy
Evodinellus borealis –
larwa żeruje w wilgotnym
drewnie świerka, a owad
dorosły odżywia się
pyłkiem, jednocześnie
zapylając zawilce



klimatu umiarkowanego Europy najistotniejszą rolę w rozdrabnianiu i rozkładzie drewna odgrywają chrząszcze z rodziny kózkowatych (Fot. 90-92, Ryc. 27, 28, 32). Znaczący jest też udział w procesie rozkładu drewna przedstawicieli rodzin bogatkowatych (Fot. 46, Ryc. 21, 25), drwionkowatych, jelonkowatych, kołatkowatych (Fot. 75), korników, ale także błonkówek z rodziny trziennikowatych i muchówek z rodziny koziałkowatych. Warto zaznaczyć, że w strefie tropikalnej i subtropikalnej do owadów najsilniej wpływających na rozkład drewna należą termyty, stanowiące kluczową grupę organizmów w ekosystemach międzyzwrotnikowych.

Niektóre owady saproksyliczne żyjące w niezwykle specyficznym środowisku, jakim jest sok wyciekający z żywych drzew, zasługują na uwagę jako gatunki rzadkie i zagrożone. Długotrwały i obfity wyciek soków ze zranionych tkanek drzew jest zjawiskiem rzadkim i występującym jedynie lokalnie. Zazwyczaj mikrośrodowisko takie pojawia się na pojedynczych i występujących w dużym rozproszeniu starych drzewach i dotyczy wybranych gatunków, głównie wiązów, dębów, grabów i brzoź (Fot. 9). Wycieki soków w zadrzewieniach i parkach obserwowane bywają również na kasztanowcach. To niezwykle efemeryczne (krótkotrwałe) środowisko wykorzystywane jest do rozwoju przez pewne gatunki muchówek (bzygowate, kuczmany)



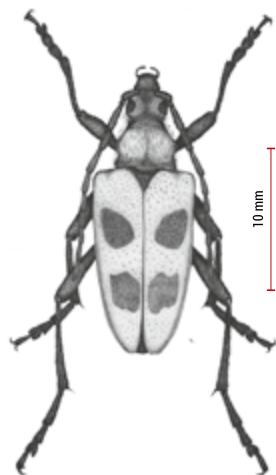
Fot. 90 (J.M. Gutowski)
Capoń osikowy *Leiopus punctulatus* – chrząszcz
z rodziny kózkowatych
będący bardzo rzadkim
gatunkiem troficznie
powiązany z osiką



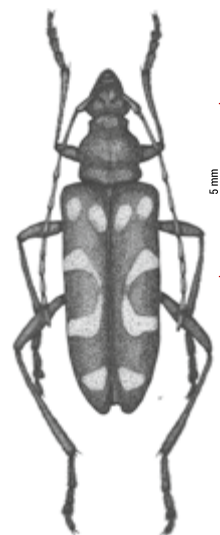
Fot. 91 (J. Walencik)
Larwy dyląza garbarza
Prionus coriarius,
chrząszcza z rodziny
kózkowatych, żerują
w podziemnych częściach
martwych drzew, co
podkreśla istotną rolę
korzeni oraz wykotów
jako mikrosiedliska



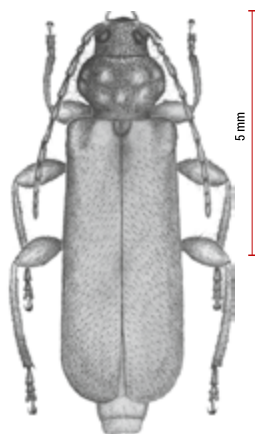
Fot. 92 (J. Walencik)
Żerdzianka Urussowa
Monochamus sartor
urussovii jest podgatunkiem występującym w tajdze, który zasiedlając świerki w Puszczy Białowieskiej osiąga w Polsce południowo-zachodnią granicę zasięgu



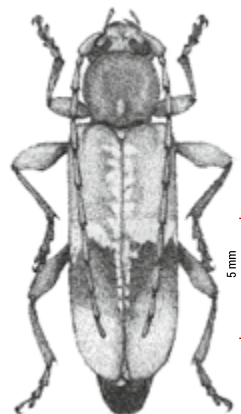
Ryc. 26 Kwiatomir czteroplamy *Pachyta quadrimaculata*, owad z rodziny kózkowatych, którego larwa rozwija się w obumierających korzeniach sosen, a owad dojrzały odżywia się pyłkiem roślin kwiatowych (M. Waszkiewicz)



Ryc. 27 Zgrubek zawilcowy *Evodinellus borealis* – ta borealna kózka ma znane stanowiska w Polsce tylko w Puszczech: Białowieskiej, Boreckiej i Augustowskiej (wg Gutowskiego i Karasia 1991)



Ryc. 28 Płaskowiak dębowy *Phymatodes pusillus* – rzadki przedstawiciel chrząszczy z rodziny kózkowatych, związany z dębami (wg Gutowskiego i Hilszczańskiego 1997)



Ryc. 29 W usychających konarach starych dębów żyje kózka skrytoń dębowy *Trichoferus pallidus* (wg Gutowskiego 1986)

i chrząszczy. Wśród tych ostatnich spotkać można jedyne żyjące w Polsce przedstawiciela rodziny skałbniakowatych – *Nosodendron fasciculare*. Jest to niewielki (4-4,5 mm), owalny, czarno ubarwiony chrząszcz z charakterystycznymi pęczkami brunatnoczerwonych włosków na pokrywach. Spośród bzygowatych rzadkie gatunki żyjące w wypływających sokach drzew to: nakwiecień pniowy *Brachyopa dorsata*, nakwiecień żółtawy *Brachyopa panzeri*, nakwiecień sokowiec *Brachyopa scutellaris*, *Ferdinanda nigrifrons* i *Ferdinanda ruficornis*. Zagrożeniem dla owadów związanych z wyciekającymi sokami jest coraz mniejszy udział w lasach starych, długotrwanie osłabionych drzew wymienionych wyżej gatunków, co spowodowane jest głównie gospodarką leśną i preferencją wąskiej grupy gatunków w sztucznych odnowieniach. W przypadku wiążu istotne zna-

czenie ma także ustępowanie tego gatunku z lasów Europy wskutek holenderskiej choroby wiązów, powodowanej przez dwa gatunki grzybów z rodzaju *Ophiostoma*.

Zupełnie odrębnym środowiskiem dla saproksylicznych bezkręgowców jest drewno zanurzone w wodzie (Fot. 97). Ta grupa organizmów jest jeszcze słabo poznana, ale istnieje już szereg publikacji z różnych części świata, w tym z Polski, opisujących takie wodne gatunki i ich interakcje z martwym drewnem. Bogactwo gatunkowe takiego środowiska jest znacznie mniejsze niż obserwowane na suchym lądzie, ale jest bardzo specyficzne. Na drewnie zanurzone w wodzie można spotkać m.in. przedstawicieli chrząszczy z rodziny osuszkowatych (Elmidae), niektóre gatunki muchówek z rodziny ochotkowatych (Chironomidae) i koziołkowatych (Tipulidae), jętek (Ephemeroptera), chruścików (Tri-

choptera) i widelnic (Plecoptera). W wilgotnym drewnie, okresowo zalewanym słoną wodą mórz i oceanów, rozwijają się larwy chrząszcza palotocza mostowego *Nacerdes melanura* z rodziny żałęszczykowatych (Oedemeridae). Badania wykazały, że w samych tylko strumieniach Europy Środkowej żyje 15 gatunków obligatoryjnych i 22 gatunki fakultatywnych ksylofagów. Do tych pierwszych należy np. chruścik *Lype phaeopa*, chrząszcz *Potamophilus acuminatus* z rodziny osuszkowatych i muchówka z rodziny ochotkowatych – *Brillia modesta*.

Bogactwo gatunkowe owadów saproksylicznych jest silnie skorelowane z ilością oraz jakością zasobów martwego drewna obecnego w ekosystemie, a także różnorodnością naturalnych faz rozwojowych drzewostanu.

Liczba gatunków saproksylicznych owadów związanych z poszczególnymi gatunkami/rodzajami drzew jest bardzo zróżnicowana (dane dla Niemiec): dąb – 900, brzoza – 700, jesion wyniosły – 700, buk zwyczajny – 600, wierzba – 600, olcha – 500, świerk pospolity – 300, lipa – 300. Martwe drewno jest często „bardziej żywe”, biorąc pod uwagę zasiedlające je gatunki, niż za życia. Z danych oszacowanych przez Szwedów wynika na przykład, że martwy dąb to siedlisko prawie dwukrotnie większej liczby gatunków owadów niż dąb żywy. O bogactwie organizmów zasiedlających martwe drewno może świadczyć eksperyment przeprowadzony w Niemczech, gdzie 1,7 m³ drewna ze ściętych dębów i buków przetrzymywano przez rok w lesie w zróżnicowanych warunkach nasłonecznienia, a później odłowiono z nich 36 000 okazów owadów, w tym 10 000 osobników chrząszczy Coleoptera (122 gatunki), 7500 muchówek Diptera i 2500 błonkówek Hymenoptera.

Z kolei dobrym przykładem wielkiej różnorodności gatunkowej w nadrzewnych grzybach są dane z Puszczy Białowieskiej, gdzie z jednego owocnika hubiaka pospolitego *Fomes fomentarius* wyhodowano 4184 osobniki owadów, należące do 9 rodzin z 11 gatunkami wchodzącymi w skład rzędów: chrząszcze, motyle, muchówki, błonkówki. W garści próchna można znaleźć nawet 7000 mikrostawonogów (roztocze, skoczogonki), a w kłodzie świerkowej o długości 10 m może ich być do 400 milionów. Mycetofilne chrząszcze związane z nadrzewnymi grzybami stanowią bogatą gatunkowo grupę wśród saproksylicznych chrząszczy. W polskiej faunie ich liczba sięga około 500 gatunków. Przedstawiciele tej grupy można znaleźć m.in. w następujących rodzinach: Anthribidae, Bostrichidae, Ciidae, Cryptophagidae, Curculionidae (Scolytinae), Endomychidae, Erotylidae, Latridiidae, Leiodidae, Lymexylidae, Melandryidae, Mycetophagidae, Nitidulidae, Peltidae, Ptilidae, Ptinidae, Scraptiidae, Silvanidae, Sphindidae, Staphylinidae, Tenebrionidae, Tetratomidae, Trogositidae, Zopheridae.

Puszcza Białowieska jest przykładem regionu, gdzie unikatowych gatunków owadów saproksylicznych zachowało się najwięcej w skali

Polski, a zapewne także w skali całości lasów strefy umiarkowanej Europy. W Polsce można odnaleźć jednak kilka kolejnych regionów, choć ustępujących Puszczy Białowieskiej pod względem bogactwa entomofauny saproksylicznej, ale wciąż będących miejscem występowania gatunków rzadkich i zagrożonych. Wybrane fragmenty Puszczy Karpackiej, zwłaszcza Bieszczadów, Beskidu Niskiego, Gór Sanocko-Turczańskich i Pogórza Przemyskiego, a także większe kompleksy leśne Gór Świętokrzyskich i Płaskowyżu Suchedniowskiego stanowią obszary ważne dla zachowania organizmów saproksylicznych w skali Europy. Badania prowadzone w lasach użytkowanych oraz podlegających ochronie wskazują, że im dłużej trwa usuwanie martwego drewna z lasu, tym większe są straty dla bioróżnorodności. Wieloletnia historia utrzymywania europejskich lasów na tzw. wysokim poziomie higieny, przejawiająca się konsekwentnym usuwaniem chorych i zamierających drzew i martwego drewna, doprowadziła do znacznego „wyjałowienia” ekosystemu, wyrażonego zanikiem gatunków ściśle związanych z martwym drewnem. Szacuje się, że w Europie występuje ponad 160 gatunków saproksylicznych chrząszczy, które będąc wskaźnikiem lasów naturalnych należą obecnie do rzadkich i zanikających.

Stare, żywe drzewa z obumierającymi konarami i gałęziami, z dziuplami i martwicami bocznymi, stanowią wyjątkowo bogate środowisko życia dla wielu gatunków owadów saproksylicznych. Wiele z tych owadów może występować tylko na sędziwych drzewach, w których tworzą się specyficzne mikrośrodowiska wykorzystywane przez gatunki stenotopowe, czyli posiadające wąskie wymagania środowiskowe: pysznik dębowy *Eurythyrea quercus* (bogatkowate), gracz borowy *Tragosoma depsarium*, kozioróg dębosz *Cerambyx cerdo* (Fot. 93, 94), kruchniczka sosnowa *Nothorhina muricata*, skrytoń dębowy *Trichoferus pallidus* – Ryc. 29, zmorsznik białowieski *Stictoleptura variicornis* (kózkowate).

Niektóre gatunki owadów znajdują odpowiednie warunki rozwoju dopiero na drzewach sędziwych, mających czasem 200 i więcej lat. Do zwierząt takich należą: żyjący na martwych stojących drzewach, głównie sosnach, ponurek Schneidera *Boros schneideri* (Boridae), zasiedlające obszerne dziuple kwietnica okazała *Protatelia speciosissima* i pachnica próchniczka *Osmoderma barnabita* (poświętnikowate), a także żyjąca na wiekowych dębach kowalina dębowa *Lacon querceus* (sprężykowate). W dziuplach starych drzew osiedlają się także leśne pszczoły oraz inne błonkówki. Człowiek od dawna wykorzystywał skłonność pszczół do zasiedlania naturalnych dziupli w lasach, a półdzika hodowla tych owadów w starych i często olbrzymich dębach i sosnach była kultywowana w Puszczy Białowieskiej prawie do końca XIX w. Na Litwie, w Puszczy Dajnowskiej, istniała tradycja celowego uszkodzenia wierzchołków wybranych sosen, by te rosły na grubość, a nie na wysokość;

Fot. 93 (J.M. Gutowski)
Żerowiska kozioroga
dębosza *Cerambyx cerdo*
na dębie



Fot. 94 (J.M. Gutowski)
Kozioróg dębosz
Cerambyx cerdo

po ok. 100 latach takie drzewo wykorzystywano do wyrobu barci. Barcie doskonale funkcjonowały także w martwych już sosnach. Dziś, w obecnym Dzukijskim Parku Narodowym, takie martwe sosny bartne stanowią lokalną atrakcję turystyczną. W Polsce obecnie podejmowane są w różnych częściach kraju próby ponownego wprowadzania rodzin pszczelich do lasów, choć skala tego działania ma raczej charakter pilotażowy (Fot. 95). Należy jednak pamiętać, że wysoka liczebność pszczoły miodnej może mieć negatywny wpływ na różnorodność i liczebność innych zapylaczy – konkurencja o zasoby pokarmowe może prowadzić do regresu dziko występujących gatunków błonkówek.

Z niepoznanych jeszcze do końca zależności pokarmowych bezkręgowców saproksylicznych wynika, że największej gatunków zależnych jest od drzew liściastych, zwłaszcza dębów, a także grabów i lip. Spośród drzew iglastych, bogata fauna zasiedla sosny i świerki. Stosunkowo niewiele gatunków bezkręgowców saproksylicznych występuje na jesionie. Wiele gatunków owadów saproksylicznych to polifagi, które zasiedlają drewno i próchno różnych gatunków drzewiastych. Sporo jest też jednak monofagów, tj. gatunków zależnych w swym rozwoju wyłącznie od jednego rodzaju czy nawet gatunku drzewa lub krzewu. W efekcie obniżona liczba gatunków korzystających z danej rośliny pokarmowej nie musi świadczyć o jej mniejszej przydatności dla utrzymania bioróżnorodności, gdyż roślina taka może być kluczowa dla obecności gatunków unikatowych. Dobrym przykładem jest występujący w górnoregłowych borach świerkowych niewielki krzew – wiciokrzew

czarny *Lonicera nigra*, w gałązkach którego rozwijają się larwy endemicznego dla Karpat Zachodnich i bardzo rzadkiego gatunku – siochrawy karpackiej *Pseudogaurotina excellens*. Stąd też ważne jest, by w lesie obecne było drewno wszystkich naturalnie występujących w danym regionie i środowisku gatunków drzew i krzewów.

Zasiedlanie martwego drewna przez owady zależy nie tylko od gatunku drzewa (krzewu), grubości (wielkości), jego nasłonecznienia i wilgotności, ale bardzo często także od rodzaju rozkładu, jakiemu podlega dany fragment drzewa (pień, konar, pniak). Wiele gatunków ma bardzo wąskie wymagania odnośnie jakości substratu i preferuje wyłącznie drewno, które uległo rozkładowi brunatnemu, inne białemu czy pstremu (dokładniejsze dane dotyczące rodzajów rozkładu martwego drewna znajdują Czytelnicy w rozdziale 4.1.4 poświęconym grzybom). Istnieje także duża grupa gatunków o mało specyficznych wymaganiach odnośnie jakości substratu, które mogą się rozwijać w drewnie podlegającym różnym typom rozkładu (zgnilizny).

Martwe drewno w ekosystemie leśnym, lub w zadrzewieniach zlokalizowanych w krajobrazach rolniczych czy na terenach zurbanizowanych, jest miejscem zimowania dla wielu gatunków bezkręgowców nie tylko leśnych, ale także żyjących na sąsiadujących z lasem łąkach, stepach i polach. Pod korą martwych drzew leżących i stojących, a także w wilgotnym drewnie leżących kłód, w dolnej części pni i w pniakach schronienia szukają m.in. wije, pluskwiaki, błonkówki, muchówki i chrząszcze. Szczególnie



Fot. 95 (J.M. Gutowski)
Zawieszony na dębie
ul kłodowy w Puszczy
Białowieskiej (Nadl.
Browsk, 2016 r.)

Fot. 96 (P. Pawlaczyk)
Martwa sosna bartna z dawną (u dołu) i wciąż czynną (u góry) barcią, w Dzukijskim Parku Narodowym na Litwie



istotne znaczenie ma martwe drewno dla przedstawicieli drapieżnych chrząszczy z rodziny biegaczowatych.

Wykazano, że obecność martwego drewna na dnie lasu wpływa pozytywnie także na różnorodność niesaproksylicznych gatunków owadów, np. epigeicznych chrząszczy; efekt ten jest jednak silnie modyfikowany przez zwarcie drzewostanu.

Warto zwrócić uwagę na istnienie licznych, bezpośrednich i pośrednich, powiązań między organizmami zamieszkującymi martwe drewno a tymi spoza tego środowiska. Owady saproksyliczne stanowią pokarm dla wielu płazów, gadów, ptaków i ssaków, wpływając na liczebność i rozmieszczenie zwierząt z tzw. wyższych poziomów piramidy troficznej ekosystemu. Istnieje niezwykle prosta, ogólna zależność: wraz z rosnącą ilością i zróżnicowaniem martwego drewna w lesie rośnie liczba i zróżnicowanie bezkręgowców saproksylicznych, a te z kolei wpływają na wzrost liczebności i zróżnicowania zwierząt żywiących się bezkręgowcami. Ostatecznym beneficjentem rosnących zasobów martwego drewna jest także człowiek, gdyż obserwacje bogatych i różnorodnych ugrupowań organizmów są formą rekreacji, wpływającą na zdrowie psychiczne i fizyczne, oraz źródłem dochodu czerpanego z turystyki przyrodniczej. Coraz liczniejsze prace dowodzą, że kontakt z dziką przyrodą, relatywnie niezmienną

przez działalność człowieka, dostarcza odczuć i wrażeń niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania naszego organizmu. Możliwość obcowania z naturalną estetyką krajobrazu leśnego, zauważaną i docenianą coraz częściej przez liczne rzesze turystów i miłośników przyrody, jest kluczem do utrzymania zdrowia człowieka. Ponadto, człowiek jako gatunek zależny od jakości środowiska, w którym żyje zależy od tzw. usług ekosystemowych świadczonych przez ekosystemy. Ilość i jakość tych usług w ekosystemach naturalnych jest większa niż w ekosystemach przekształconych, zaburzonych, uproszczonych.

Zagrożenia dla bezkręgowców związanych z martwym drewnem

Środowiska życia bezkręgowców saproksylicznych ze względu na swoją wysoką specyficzność i rzadkość występowania należą do najbardziej zagrożonych w strefie lasów klimatu umiarkowanego Europy. O ile środowisko życia owadów żerujących na żywych roślinach, np. na liściach, można odtworzyć w ciągu nawet jednego roku lub co najwyżej kilku lat, to miejsce rozwoju niektórych stenotopowych gatunków saproksylicznych kształtuje się czasem nawet przez kilka wieków. Szacuje się, że w skali Europy około 40% gatunków chrząszczy saproksylicznych jest zagrożonych wyginięciem, a większość pozostałych w różnym tempie zmniejsza zasięg i liczebność swoich populacji.

Pomimo różnych, istniejących od wielu lat w Polsce form ochrony przyrody, wciąż występują znaczne zagrożenia dla omawianej grupy organizmów. Dotyczą one zwłaszcza gatunków stenotopowych, o małej tolerancji co do warunków środowiska, a także organizmów uzależnionych od obecności specyficznych środowisk, np. grubowymiarowego martwego drewna, którego w wielu lasach Europy wciąż brakuje. Nawet gdy zasoby martwych drzew odtworzymy, zaistniała przerwa w ciągłej obecności martwego drewna może wciąż skutkować brakiem pewnych specyficznych gatunków, które kiedyś z powodu tej nieobecności wyginęły.

Odpowiednie warunki dla pojawiania się i utrzymywania starych i obumierających drzew (krzewów) stwarzają aktualnie niemal wyłącznie lasy długotrwale chronione biernie, zwykle de-sygnowane jako rezerваты z ochroną ścisłą bądź strefy ochrony ścisłej w parkach narodowych. Jednak ich łączna powierzchnia w Polsce jest bardzo mała i dalece niewystarczająca do zapewnienia możliwości występowania populacji owadów saproksylicznych. Ponadto nie wszystkie typy siedlisk są dobrze reprezentowane w takich obszarach. Ważna jest również historia danego obiektu chronionego. Inna jest bowiem wartość dla zachowania bezkręgowców saproksylicznych rezerwatów założonych w resztkach lasów pierwotnych, a inna tych, które zostały założone w lasach wtórnych lub w różnym stopniu zdegradowanych, odtworzonych w danym miejscu po wcześniejszych

Polifagi:

organizmy wszystkożerne, mogące odżywiać się wieloma gatunkami grzybów, roślin lub zwierząt, nie wykazujące silnej wybiórczości pokarmowej.

Monofagi:

organizmy odżywiające się tylko jednym gatunkiem lub rodzajem grzyba, rośliny lub zwierzęcia.

zniszczeniach lub przekształceniach. Do tego jeszcze do niedawna martwe drewno było uprzążane także z terenów rezerwatów. Dobrym wskaźnikiem ciągłości naturalnych lasów są właśnie niektóre saproksyliczne owady uznawane za relikty lasów pierwotnych. Brak takich gatunków jest zatem wiarygodnym dowodem znacznej lub całkowitej degradacji lasu w przeszłości – będącej efektem intensywnej gospodarki leśnej (przynajmniej czasowo eliminującej siedliska ksylobiontów) lub zamiany siedliska na pola uprawne i późniejszego odtworzenia.

Najpełniejszą aktualnie listę europejskich owadzych reliktyw lasów pierwotnych zestawili w 2017 r. A. Eckelt i współautorzy. Listę podzielono na „relikty sensu stricto” (występujące wyłącznie w lasach o cechach pierwotności) i „sensu lato” (spotykane także, choć rzadziej, w innych lasach). Większość wymienionych na niej gatunków należy także do fauny Polski. W 2010 r. opublikowano (pod red. A. Nieto i K.N.A. Alexander), a w 2018 r. zrewidowano (Cálix i in.) także Europejską Czerwoną Listę zagrożonych wyginięciem chrząszczy saproksylobiontycznych. Te gatunki, ujęte na europejskich listach, zwykle i u nas są bardzo rzadkie; kilka jednak jest w Polsce nieco częstszych. Nie zawsze też są one w Polsce faktycznymi relikdami leśnymi – niektóre są częstsze w innych środowiskach, w których występują stare drzewa, np.

w alejach przydrożnych lub w parkach. Kwalifikacja kilku gatunków jako „reliktyw sensu stricto” może być niekiedy w warunkach polskich dyskusyjna.

Podstawowym warunkiem niezbędnym dla istnienia zagrożonych gatunków organizmów saproksylicznych jest zachowanie czasowej i przestrzennej ciągłości bazy żerowej. Ponieważ zdolności migracyjne wielu gatunków bezkręgowców są bardzo ograniczone, nawet krótkotrwałe przerwanie dostępności substratu dogodnego do zasiedlenia w danym płacie siedliska może zakończyć się wymarciem lokalnej subpopulacji, która nie jest w stanie przenieść się do bardziej dogodnych, a obecnych w sąsiedztwie siedlisk. W przypadku owadów saproksylicznych tradycyjnie postrzegane migracje, a więc cykliczne przemieszczenia na duże odległości, nie są zazwyczaj notowane, a populacja może zmieniać swój zasięg/rozmieszczenie niemal wyłącznie w wyniku następujących przez wieloletnia lokalnych przemieszczeń pojedynczych osobników związanych z poszukiwaniem materiału lęgowego w danym sezonie rozrodczym. Dobrą ilustracją tego procesu są owady monofagiczne, u których po wylęgnięciu się owada dojrzałego brak w promieniu kilkudziesięciu-kilkuset metrów odpowiedniego do zasiedlenia drzewa czy krzewu (charakteryzującego się zestawem specyficznych cech, takich

Obligatoryjne (bezwzględne) ksylobionty:

gatunki, które mogą się rozwijać wyłącznie w drewnie.

Fakultatywne (okazjonalne) ksylobionty:

gatunki, które w przypadku braku drewna mogą się rozwijać w innym środowisku, np. w glebie.

Fot. 97 (J. Walencik)
Martwe drewno w zalanym, zimowym olsie



Tabela 5 Relikty lasów pierwotnych wg Eckelt i in. (2017) oraz gatunki z Europejskiej Czerwonej Listy Chrzęszczy Saproksylobiontycznych (Calix i in. 2018; tylko kategorie CR, EN, VU), należące do fauny Polski

Nazwa łacińska	Nazwa polska	Kategoria reliktu wg Eckelt i in. (2017)	Zagrożenie wg Czerwonej Listy (Cálix i in. 2018)
Rhysodidae			
<i>Rhysodes sulcatus</i>	zagłębek bruzdkowany	s. stricto	EN
Histeridae			
<i>Abraeus parvulus</i>		s. lato	
<i>Platylomalus complanatus</i>		s. lato	
<i>Platysoma deplanatum</i>		s. stricto	
Leiodidae			
<i>Dreposcia umbrina</i>		s. stricto	
Staphylinidae			
<i>Abemus chloropterus</i>	abek zielonokrywek	s. lato	
<i>Batrisodes hubenthali</i>		s. lato	
<i>Bolitochara lucida</i>		s. lato	
<i>Gyrophaena nitidula</i>	lizak leśny	s. lato	
<i>Hesperus rufipennis</i>	krasnopróchniak długoczułki	s. lato	
<i>Lordithon pulchellus</i>		s. lato	
<i>Lordithon speciosus</i>	grzybotocz wielopunktowy	s. lato	
<i>Olisthaerus substriatus</i>	podkorowiec świerkowiec	s. lato	
<i>Phymatura brevicollis</i>	rowczyk krótkoplecy	s. lato	
<i>Quedius infuscatus</i>		s. lato	
<i>Quedius truncicola</i>		s. lato	
<i>Sepedophilus binotatus</i>		s. lato	
<i>Tachysida gracilis</i>	hubczak pniakowy	s. stricto	
<i>Thoraxophorus corticinus</i>	walgierz mrówkodrzewny	s. lato	
Lycidae			
<i>Lopheros lineatus</i>		s. lato	
Cleridae			
<i>Dermestoides sanguinicollis</i>		s. lato	
Derodontidae			
<i>Derodontus macularis</i>		s. lato	
Trogossitidae			
<i>Calitys scabra</i>	pawężnica chropawa	s. stricto	
<i>Grynocharis oblonga</i>		s. lato	
<i>Peltis grossa</i>	pawężnik kniejak	s. stricto	
Elateridae			
<i>Ampedus cardinalis</i>		s. stricto	
<i>Ampedus elegantulus</i>		s. lato	
<i>Ampedus melanurus</i>		s. lato	
<i>Ampedus suecicus</i>		s. stricto	
<i>Ampedus tristis</i>		s. lato	
<i>Cardiophorus gramineus</i>		s. lato	
<i>Crepidophorus mutilatus</i>		s. lato	
<i>Denticollis borealis</i>		s. stricto	
<i>Elater ferrugineus</i>	tęgosz rdzawy	s. lato	
<i>Ischnodes sanguinicollis</i>		s. lato	VU
<i>Lacon lepidopterus</i>	kowalina łuskoskrzydła	s. stricto	EN
<i>Lacon querceus</i>	kowalina dębowa	s. stricto	VU
<i>Limoniscus violaceus</i>	pilnicznik fiołkowy	s. stricto	EN
<i>Podeonius acuticornis</i>	płatkostopek ostrorogi	s. stricto	EN
<i>Brachygonus dubius</i>		s. stricto	



Czerwona lista:

zwyczajowa nazwa listy gatunków zagrożonych wyginięciem. Obecnie czerwone listy opracowane są – od skali lokalnej po ogólnosiwiatową – zwykle pod egidą Międzynarodowej Unii Ochrony Przyrody (IUCN), według ujednoliconych kryteriów.

Współcześnie stosuje się kategorie zagrożenia: **EX** – wymarłe w całym zasięgu; **EW** – wymarłe w stanie dzikim; **RE** – wymarłe regionalnie; **CR** – krytycznie zagrożone; **EN** – zagrożone; **VU** – narażone; **NT** – bliskie zagrożenia.

Dodatkowo kodem **DD** oznacza się gatunki, dla których nie ma wystarczających danych do oceny zagrożenia, a **LC** – gatunki ocenione jako niezagrożone.

Publikacja, w której ocenie kategorii zagrożenia towarzyszą szersze opisy gatunków nosi nawet „czerwonej księgi”. Czerwone listy i księgi zwykle są faktycznie publikowane z czerwonymi okładkami.

Nazwa łacińska	Nazwa polska	Kategoria reliktu wg Eckelt i in. (2017)	Zagrożenie wg Czerwonej Listy (Cálix i in. 2018)
Cerophytidae			
<i>Cerophytum elateroides</i>	kolcoszyjek sprężykowy	s. lato	VU
Eucnemidae			
<i>Dirrhagofarsus attenuatus</i>	goleńczyk szczupły	s. stricto	EN
<i>Nematodes filum</i>		s. lato	
<i>Otho sphondylioides</i>		s. stricto	
<i>Xylophilus testaceus</i>		s. lato	
Buprestidae			
<i>Acmaeodera degener</i>		s. stricto	
<i>Buprestis splendens</i>	bogatek wspaniały	s. stricto	EN
<i>Dicerca aenea</i>		s. lato	
<i>Dicerca alni</i>	poraj olchowiec	s. lato	
<i>Dicerca berlinensis</i>		s. lato	
<i>Dicerca furcata</i>		s. stricto	
<i>Dicerca moesta</i>		s. lato	
<i>Eurythyrea austriaca</i>	pyszniak jodłowy	s. stricto	
<i>Eurythyrea quercus</i>	pyszniak dębowy	s. stricto	
Bothrideridae			
<i>Oxylaemus variolosus</i>		s. lato	
<i>Teredus cylindricus</i>		s. lato	
<i>Teredus opacus</i>		s. stricto	
Cerylonidae			
<i>Philothermus evanescens</i>		s. lato	
Rhizophagidae			
<i>Rhizophagus brancsiki</i>		s. lato	
Cucujidae			
<i>Cucujus haematodes</i>	zgniotek szkarłatny	s. stricto	CR
Erotylidae			
<i>Dacne notata</i>		s. stricto	
<i>Triplax collaris</i>		s. lato	
<i>Triplax elongata</i>		s. stricto	
<i>Tritoma subbasalis</i>		s. lato	
Cryptophagidae			
<i>Cryptophagus confusus</i>		s. lato	
<i>Cryptophagus quercinus</i>		s. lato	
Laemophloeidae			
<i>Laemophloeus muticus</i>		s. stricto	
Latridiidae			
<i>Corticaria interstitialis</i>		s. lato	
<i>Corticaria lapponica</i>		s. lato	
<i>Corticaria lateritia</i>		s. lato	
<i>Corticaria orbicollis</i>		s. lato	
<i>Latridius brevicollis</i>		s. lato	
Mycetophagidae			
<i>Mycetophagus ater</i>		s. lato	
<i>Mycetophagus decempunctatus</i>		s. lato	
Zopheridae			
<i>Colydium filliforme</i>	zagwozdnik nitkowaty	s. lato	
<i>Lasconotus jelskii</i>	łada Jelskiego	s. stricto	

Nazwa łacińska	Nazwa polska	Kategoria reliktu wg Eckelt i in. (2017)	Zagrożenie wg Czerwonej Listy (Cálix i in. 2018)
<i>Pycnomerus terebrans</i>		s. lato	
<i>Rhopalocerus rondanii</i>		s. lato	
<i>Synchita separanda</i>		s. lato	
Endomychidae			
<i>Leiestes seminiger</i>		s. lato	
Ciidae			
<i>Dolichocis laricinus</i>		s. stricto	
<i>Ennearthron palmi</i>		s. lato	
Endecatomiidae			
<i>Endecatomus reticulatus</i>		s. stricto	
Bostrichidae			
<i>Lichenophanes varius</i>		s. lato	
<i>Stephanopachys linearis</i>		s. lato	
<i>Stephanopachys substriatus</i>		s. lato	
Ptinidae			
<i>Anitys rubens</i>		s. lato	
<i>Dorcatoma ambjoerni</i>		s. stricto	
<i>Ernobius explanatus</i>		s. lato	
<i>Ernobius kiesenwetteri</i>		s. lato	
<i>Xestobium austriacum</i>		s. lato	
Oedemeridae			
<i>Ditylus laevis</i>		s. stricto	EN
Pythidae			
<i>Pytho abieticola</i>	rozmiaróg świerkowy	s. stricto	
<i>Pytho kolwensis</i>	rozmiaróg kolweński	s. stricto	EN
Prostomidae			
<i>Prostomis mandibularis</i>		s. lato	
Melandryidae			
<i>Dircaea australis</i>		s. lato	
<i>Dircaea quadriguttata</i>		s. stricto	
<i>Phryganophilus auritus</i>		s. stricto	
<i>Phryganophilus ruficollis</i>	konarek tajgowy	s. stricto	
Tetratomidae			
<i>Mycetoma suturale</i>		s. lato	
Tenebrionidae			
<i>Allecula rhenana</i>		s. lato	
<i>Bius thoracicus</i>		s. stricto	
<i>Bolitophagus interruptus</i>		s. stricto	
<i>Corticeus bicoloroides</i>		s. lato	EN
<i>Corticeus fasciatus</i>		s. lato	
<i>Corticeus suturalis</i>		s. stricto	
<i>Corticeus versipellis</i>		s. stricto	EN
<i>Eledonoprius armatus</i>		s. stricto	
<i>Hymenophorus doublieri</i>		s. stricto	VU
<i>Mycetochara obscura</i>	grzybomirek ciemny	s. lato	
<i>Neatus picipes</i>		s. lato	
<i>Platydema dejeanii</i>	zakłęsek dwurożek	s. lato	VU
<i>Prionychus melanarius</i>	drzeworodek próchniczak	s. lato	
<i>Tenebrio opacus</i>	mącznik ciemny	s. stricto	

Nazwa łacińska	Nazwa polska	Kategoria reliktu wg Eckelt i in. (2017)	Zagrożenie wg Czerwonej Listy (Cálix i in. 2018)
Boridae			
<i>Boros schneideri</i>	ponurek Schneidera	s. stricto	
Scarabaeidae			
<i>Gnorimus variabilis</i>	zaczek kropkowany	s. lato	
<i>Osmoderma barnabita</i>	pachnica próchnicza	s. lato	
Lucanidae			
<i>Aesalus scarabaeoides</i>	dębosz żukowaty	s. lato	
<i>Ceruchus chrysomelinus</i>	wynurt lśniący	s. lato	
Cerambycidae			
<i>Akimerus schaefferi</i>	dąbrowiec samotnik	s. lato	
<i>Alosterna ingrīca</i>	wiecheć białowieski	s. lato	VU
<i>Cerambyx cerdo</i>	kozioróg dębosz	s. lato	
<i>Cornumutilla lineata</i>	paskówka tatrzańska	s. lato	
<i>Evodinellus borealis</i>	zgrubek zawilcowy	s. stricto	
<i>Leptura thoracica</i>	zmorsznik olbrzymi	s. stricto	
<i>Necydalis ulmi</i>	kusokrywka wiązowa	s. lato	
<i>Nivellia sanguinosa</i>	kwiatówka karminowa	s. lato	
<i>Nothorhina muricata</i>	kruchniczka sosnowa	s. lato	
<i>Rosalia alpina</i>	nadobnica alpejska	s. lato	
<i>Saperda punctata</i>	rzemlik kropkowany	s. lato	
<i>Stictoleptura variicornis</i>	zmorsznik białowieski	s. lato	
<i>Tragosoma deparium</i>	gracz borowy	s. lato	
Curculionidae			
<i>Euryommatus mariae</i>		s. lato	
<i>Gasterocercus depressirostris</i>	wyżłobik dębowiec	s. lato	
<i>Rhyncolus reflexus</i>		s. lato	
Dodatkowe gatunki z Europejskiej Czerwonej Listy Chrząszczy Saproksylobiontycznych (Cálix i in. 2018), niezaliczone do reliktyw przez Eckelt i in. (2017), wszystkie z kategorią CR, EN i VU			
Elateridae			
<i>Ampedus hjorti</i>			VU
Eucnemidae			
<i>Hylochaes cruentatus</i>			EN
Tenebrionidae			
<i>Corticeus fraxini</i>			VU
<i>Corticeus suberis</i>			EN
<i>Mycetochara roubali</i>			VU
Cerambycidae			
<i>Rhamnusium bicolor</i>	szczerolotek dwubarwny		VU
<i>Pachyta lamed</i>	kwiatomir boreusz		EN
<i>Pseudogaurotina excellens</i>	sichrawa karpacka		EN
<i>Euracmaeops angusticollis</i>	rozpylak zielonkawy		CR
<i>Euracmaeops marginatus</i>	rozpylak sosnowy		EN
<i>Pedostrangalia revestita</i>	strangalia czereśniowa		VU
<i>Lepturalia nigripes</i>	zmorsznik brzozowy		EN
<i>Anisarthron barbipes</i>	włochatek brodaty		VU
<i>Ropalopus ungaricus</i>	węglarek klonowy		EN
<i>Xylotrechus ibex</i>	drzeworadek syberyjski		VU

Populacja:
grupa organizmów tego samego gatunku zajmująca określoną przestrzeń w określonym czasie;

subpopulacja - część populacji na określonym terenie lub w określonym środowisku;

metapopulacja - układ, w którym populacja gatunku funkcjonuje w formie rozproszonych subpopulacji, które w różnym stopniu gwarantują możliwość przemieszczania się osobników między płatami dogodnych siedlisk.

jak określony gatunek, warunki naświetlenia, grubość, stopień rozkładu łyka lub/i drewna) powodowałyby, że jego subpopulacja narażona byłaby na wymarcie. Badania wykazały, że np. chrząszcz z rodziny czarnuchowatych – grzybiec *Bolitophagus reticulatus*, żyjący w wieloletnich owocnikach hubiaka pospolitego i czyrenia ogniowego *Phellinus igniarius*, przemieszcza się zaledwie na odległość do 30 m od miejsca swojego rozwoju. Pachnica próchniczka – gatunek z rodziny poświętnikowatych, rozwijający się w dziuplach starych drzew – migruje przeciętnie na odległość do kilkuset metrów i dlatego jest narażona na lokalne wyginięcie, gdy odpowiednie drzewa rozmieszczone są zbyt rzadko w krajobrazie. Okazały, występujący w południowej Europie i na Bałkanach, nielatający chrząszcz z rodziny kózkowatych – *Morimus asper funereus* (Fot. 82) – także znany jest z bardzo ograniczonej mobilności: badania we włoskich lasach wykazały, że chrząszcze zwykle nie migrują dalej niż kilkadziesiąt metrów (choć zdarzają się wędrówki na prawie 500 m). Skutkiem ograniczonej mobilności jest fragmentacja populacji (dochodząca do głosu w przypadku nawet niewielkiej fragmentacji lasu bogatego w odpowiednie drzewa), uważana za jeden z najważniejszych problemów ochrony tego gatunku.

Jeżeli weźmiemy pod uwagę, że wiele gatunków występuje w Polsce na nielicznych stanowiskach albo ma wręcz pojedyncze ostoje w naszym kraju (dla niektórych organizmów są to jedyne stanowiska w Europie, a nawet na świecie), to ich utrata byłaby niepowetowana. Szacuje się, że dopiero powierzchnia leśnego rezerwatu ścisłego przekraczająca ok. 50 ha umożliwi teoretycznie ciągłą reprezentację w takim rezerwacie wszystkich faz rozwojowych drzewostanu. Oznacza to, że dopiero na takim minimalnym obszarze zachodzi duże prawdopodobieństwo ciągłego występowania wszystkich faz rozkładu i klas grubości martwych drzew – odpowiednich miejsc dla rozwoju poszczególnych, zróżnicowanych co do wymagań środowiskowych, gatunków. A i to tylko wtedy, gdy dynamika lasu jest „drobnoskalowa”, zależna od punktowych –

a nie od rozległych – zaburzeń. W praktyce najczęściej potrzeba do tego kilkuset hektarów lasu kształtowanego przez naturalne procesy.

Nawet obecność najlepszych jakościowo płatów siedlisk leśnych, ale małych, nielicznych i rozproszonych, może nie wystarczyć, by w dłuższym okresie uniknąć wymarcia lokalnej populacji. Dlatego też kluczowe dla ochrony bezkręgowców związanych z martwym drewnem jest zapewnienie im całej sieci obszarów bogatych w odpowiednie mikrosiedliska (co najczęściej oznacza obszary biernie chronione: parki narodowe, rezerwaty, długotrwałe utrzymywane powierzchnie referencyjne, ostoje saproksylobiontów, strefy nadpotokowe), które będą dawały możliwość zarówno występowania, jak i przemieszczania się poszczególnych gatunków w szerokiej skali przestrzennej krajobrazu.

Warto zauważyć, że na terenach leśnych, gdzie w przeszłości doszło do wymarcia gatunków związanych z lasem pierwotnym, powtórne zasiedlenie takiego obszaru, mimo odtworzenia pożądanego cech siedliska, może okazać się niemożliwe ze względu na ograniczone zdolności mobilne poszczególnych gatunków. W takim przypadku możliwie szeroka dostępność korytarzy ekologicznych i obecność w nich bogatych i zróżnicowanych zasobów martwego drewna są podstawowymi warunkami ochrony bezkręgowców saproksylobiontycznych.

W dziuplach, a ściślej w znajdujących się w nich próchnowiskach, żyje wiele gatunków bezkręgowców. Najwięcej pod względem biomasy jest w nich roztoczy, dalej skoczogonków, chrząszczy i muchówek. Przedstawiciele tej grupy ekologicznej, tj. owady i inne bezkręgowce, np. roztocze, zaleszczotki, chrząszcze, związane z dziuplami znajdującymi się w starych dębach, lipach, bukach i innych długowiecznych drzewach, są zazwyczaj zwierzętami najmniej mobilnymi. Niedostatek starych drzew dziuplastych w lasach gospodarczych, bądź ich duża izolacja (odległość pomiędzy pojedynczymi drzewami lub skupieniami starych drzew) powodują, że znaczna część tych organizmów

Chrząszcze (Coleoptera) żyjące w próchnowiskach starych, żywych drzew w Europie Środkowej

Histeridae – gnilikowate

Abraeus granulum
Abraeus perpusillus
Dendrophilus punctatus
Dendrophilus pygmaeus
Myrmetes paykulli
Onthophilus punctatus
Plegaderus caesus
Plegaderus dissectus

Ptiliidae – piórkoskrzydłe

Ptenidium gressneri
Ptenidium turgidum

Leiodidae – grzybinkowate

Anemadus strigosus

Catops morio

Catops picipes

Dreposcia umbrina

Leptinus testaceus

Nemadus colonoides

Staphylinidae – kusakowate

Batrisodes adnexus

Batrisodes delaporti

Euplectus bescidicus

Euplectus brunneus

Euthiconus conicicollis

Hapalaraea pygmaea

Microscydms nanus

Quedius dilatatus – marga szerszeniówka

Quedius infuscatus

Quedius microps – marga krótkooka

Quedius truncicola

Saulcyella schmidtii

Scydmaenus hellwigii

Scydmaenus perrisi

Thoraxophorus corticinus –
walgierz mrówkoдрzewny

Trogidae – modzelatkowate

Trox scaber

Lucanidae – jelonkowate

Dorcus parallelipedus – ciótek matowy

Scarabaeidae – poświętnikowate

Cetonia aurata – kruszczyca złotawka

Gnorimus nobilis – zacznik zielony (zdobny)

Gnorimus variabilis – zacznik kropkowany

Osmoderma barnabita – pachnica próchniczka

Protaetia speciosissima – kwietnica okazała

Protaetia marmorata – wepa marmurkowa

Protaetia metallica – kwietnica różówka

Valgus hemipterus – krzywonoóg półskrzydlak

Scirtidae – wyślizgowate

Prionocyphon serricornis

Eucnemidae – goleńczykowate

Eucnemis capucinus

Elateridae – sprężykowate

Ampedus cardinalis

Ampedus elegantulus

Ampedus hjorti

Ampedus nigroflavus

Ampedus rufipennis

Brachygonus dubius

Brachygonus megerlei

Cardiophorus gramineus

Crepidophorus mutilatus

Elater ferrugineus – tęgosz rdzawy

Ischnodes sanguinicollis

Lacon lepidopterus – kowalina łuskoskrzydła

Lacon querceus – kowalina dębowa

Podeonius acuticornis – płatkostopek
ostorogi

Procaerus tibialis

Lycidae – karmazynkowate

Platycis minuta

Cantharidae – omomiłkowate

Malthinus frontalis

Malthodes pumilus

Dermestidae – skórnikowate

Attagenus punctatus – szubak punktowany

Ctesias serra

Dermestes bicolor – skórnik piórojad

Globicornis corticalis

Trinodes hirtus

Ptinidae – kołatkowate

Dorcatoma dresdensis

Dorcatoma flavicornis

Oligomerus ptilinoides

Xestobium rufovillosum – tykotek pstry
(t. rudowłos)

Trogossitidae

Tenebroides mauritanicus – ukrytek
mauretański

Lophocateridae

Grynocharis oblonga

Peltidae – pawężnikowate

Peltis ferruginea – pawężnik rdzawy

Dasytidae

Charopus flavipes

Monotomidae – obumierkowate

Rhizophagus cribratus

Cerylonidae

Cerylon fagi

Cerylon hysteroides

Cryptophagidae – zatęchlakowate

Cryptophagus confusus

Cryptophagus fuscicornis

Cryptophagus labilis

Cryptophagus micaceus

Cryptophagus pallidus

Cryptophagus quercinus

Mycetophagidae – ścierowate

Mycetophagus populi – ścier topolowy

Melandryidae – śniadkowate

Conopalpus testaceus

Hypulus bifasciatus

Hypulus quercinus

Zopheridae – gwoźdnikowate

Pycnomerus terebrans

Rhopalocerus rondanii

Synchita variegata

Tenebrionidae – czarnuchowate

Allecula morio

Allecula rhenana

Hymenophorus doublieri

Mycetochara axillaris

Mycetochara flavipes – grzybomirek żółtoplam

Neatus picipes

Pentaphyllus testaceus

Prionychus ater

Pseudocistela ceramboides

Tenebrio opacus – mącznik ciemny

Uloma culinaris – czarnuch kuchenny

Oedemeridae – załęszczycowate

Calopus serraticornis – pniakowiec piłkorożny

Ischnomera caerulea

Ischnomera sanguinicollis

Nacerdes melanura – palotocz mostowy
(wierciel nadmorski)

Aderidae

Aderus populneus

Euglenes oculatus

Euglenes pygmaeus

Scaptiidae

Scaptia fuscula

Cerambycidae – kózkowate

Alosterna tabacicolor – wiecheć próchnowy

Anisarthron barbipes – wlochatek brodaty

Rhamnusium bicolor – szczerolotek dwubarwny

Dryophthoridae

Dryophthorus corticalis

Curculionidae – ryjkowcowate (w tym korniki)

Cossonus linearis – trzeń spłaszczony

(t. krótkoryjkowy)

Phloeophagus lignarius

Phloeophagus thomsoni

Phloeophagus turbatus

Stereocorynes truncorum

to gatunki bardzo rzadkie i zagrożone wyginięciem. Przykładowo, samych chrząszczy żyjących w dziuplach jest w Polsce około 100 gatunków; większość z nich uznaje się dziś za gatunki zagrożone wyginięciem.

W takich środowiskach często się zdarza, że kolejne pokolenia tych bezkręgowców żyją w warunkach nieznacznie zmieniających się przez kilkadziesiąt, a nawet 100 lat, nie zmieniając jednocześnie miejsca rozwoju. Tak więc najbardziej zagrożone spośród organizmów saproksylicznych są właśnie te o niskiej zdolności dyspersji (rozprzestrzeniania), żyjące w starych, ale wciąż żywych, dziuplastych, nasłonecznionych drzewach, rosnących zarówno we wnętrzu rozrzedzonych drzewostanów, jak i na skrajach lasu. Obecność tych rzadkich gatunków bezkręgowców częstokroć świadczy o tym, że występowanie takich mikrosiedlisk zachowało ciągłość od czasów przedhistorycznych (czy to w warunkach naturalnego lasu i występujących w nim okresowo zaburzeń, czy to jako „drzew-weteranów” w krajobrazach lasu otwartego).

Głównym zagrożeniem dla saproksylicznych organizmów w Polsce, jak i w większości krajów Europy, są zabiegi stosowane w ramach tradycyjnej gospodarki leśnej. Podstawowym kanonem w praktyce leśnictwa jest hodowla lasu, a także wciąż pokutujące przeświadczenie o konieczności utrzymania dobrego „stanu sanitarnego lasu”. Pojęcie „stanu sanitarnego” sprowadza się w leśnictwie do zdrowotności drzew tworzących drzewostan i dostarczających jednocześnie cennego surowca drzewnego. Zabiegi hodowlane natomiast prowadzą do selekcji drzew o najbardziej pożądanym cechach surowcowych – zarówno technicznych, jak i ekonomicznych. W efekcie, hodowla lasu i utrzymywanie dobrego stanu sanitarnego drzewostanów wymaga usuwania drzew słabych, zamierających, posiadających nieregularny pokrój, noszących różnego rodzaju mikrosiedliska nadrzewne, zasiedlonych przez owady i inne organizmy saproksyliczne. Ponadto, założeniem hodowli lasu jest wycinanie drzew i odnawianie lasu w wieku, w którym drzewa dalekie są jeszcze od fizjologicznej starości. W takim cyklu gospodarki drzewa nie mają szansy dożyć do wieku, w którym zaczęłyby się starzeć, rozwijając pełną gamę nadrzewnych mikrosiedlisk, i zamierać, stając się grubymi martwymi drzewami o różnych formach. Ciągła ingerencja i eliminacja drzew o niskiej wartości surowcowej, w powiązaniu z ograniczonymi możliwościami starzenia się drzew, prowadzi nieuchronnie do ograniczenia różnorodności biologicznej w ekosystemie.

W lesie naturalnym nie ma „szkodników”

Omawiając rolę martwego drewna w ekosystemie, nie sposób pominąć kornika drukarza *Ips typographus*. Gatunek ten może wydatnie przyczynić się do okresowego wzrostu podaży

martwego drewna w lesie, jest więc istotnym czynnikiem dynamiki ekosystemów z udziałem świerka. W Bawarii stwierdzono, że z martwym drewnem świerkowym związane są 173 gatunki chrząszczy i 181 gatunków muchówek. Natomiast kornikowi można przypisać rolę gatunku zwornikowego (kluczowego), którego działalność determinuje funkcjonowanie całego ekosystemu.

Kornik drukarz to gatunek o wyraźnych tendencjach do masowych pojawów (w terminologii leśnej zwanych gradacjami), który ma duże znaczenie gospodarcze na terenach występowania jego podstawowej rośliny żywicielskiej – świerka pospolitego (głównie południowa i północno-wschodnia Polska). W czasie gradacji chrząszcz ten powoduje zamieranie drzew osłabionych (np. w wyniku pożaru lub wichury, zasiedlenia osłabionych drzew przez opieńkę, korzeniowca wieloletniego *Heterobasidion annosum* i tzw. szkodniki pierwotne z grupy owadów), a czasem nawet osobników zdrowych, wzrastających w warunkach przedłużającej się suszy lub osobników będących w zaawansowanym wieku. Wraz z gatunkami towarzyszącymi kornik drukarz jest sprawcą intensywnego zamierania świerków.

Pospieszne wycinanie tzw. drzew trocinkowych, tj. osobników zasiedlonych przez kornika (z widocznymi śladami drażenia korytarzy w postaci dających się zaobserwować drobnych trocin drzewnych), w trakcie sezonu wegetacyjnego, może prowadzić do dużych szkód wśród innych składników ekosystemów leśnych. Z kolei zaniechanie wycięcia takich drzew na obszarach podlegających ochronie biernej (np. w parkach narodowych lub rezerwach) wywołuje protesty leśników gospodarujących w otaczających lasach, którzy próbują narzucić gospodarzom obiektów chronionych działania w ich przekonaniu niezbędne dla zwalczania gradacji korników. Powszechnie panuje bowiem przekonanie, że obecność martwych drzew w rezerwach i parkach narodowych wpływa negatywnie na stan zdrowotny otaczających je lasów gospodarczych. Tereny chronione bywają postrzegane wówczas jako „wylęgarnie korników”, co jest zazwyczaj obrazem całkowicie odmiennym od stanu rzeczywistego, w którym tereny chronione stanowią źródło gatunków będących naturalnymi wrogami masowo pojawiających się chrząszczy – parazytoidów, drapieżników i wszelkiego rodzaju konkurentów, utrzymujących ich populację na względnie niskim poziomie lub ograniczających ich liczebność podczas gradacji.

Nie kwestionując negatywnych, z punktu widzenia produkcji surowca drzewnego, skutków gradacji korników w lasach gospodarczych, coraz częściej zwraca się uwagę na biocenotyczną, pozytywną rolę tej grupy owadów i na jej znaczenie dla funkcjonowania innych elementów środowisk leśnych. Istotna jest bowiem rola tego i podobnych ekologicznie gatunków w prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów na terenach chronionych. Niestety, w Polsce,

Stan sanitarny lasu: pojęcie z zakresu gospodarki leśnej określające stopień oczyszczenia lasu z potencjalnej bazy pokarmowej owadów i grzybów saproksylicznych – drzew zamierających i martwych, wykrotów, złomów, fragmentów gałęzi; o stanie sanitarnym lasu decyduje procent drzew martwych w ogólnych zasobach drzew. Dawniej błędnie uważano, że im stan sanitarny jest lepszy (niski udział martwych i zamierających drzew), tym lepszy jest stan zdrowotny lasu: tym mniejsze jest prawdopodobieństwo występowania chorób lasu prowadzących do zamierania drzew, np. masowego rozmnażania się tzw. szkodników – organizmów, których rola ekologiczna powiązana jest z powstawaniem strat ekonomicznych. Pogląd ten nie znajduje poparcia we współczesnej wiedzy ekologicznej: wyniki badań wskazują raczej, że las o możliwie pełnej różnorodności biologicznej, bliski pod tym kątem lasowi naturalnemu, jest najbardziej odporny na zaburzenia.



Fot. 98 (J. Gutowski)
Ten „klejnot wśród owadów” – wonnica piżmówka *Aromia moschata* – w dawnych podręcznikach także był wymieniany jako „szkodnik wierzby”

Kornik drukarz w Puszczy Białowieskiej

jak i w całej niemal Europie taki punkt widzenia wciąż jeszcze bywa odbierany jako kontrowersyjny, choć zauważalna jest zmiana w podejściu do kornika i doceniana jest jego rola w kształtowaniu naturalności lasu.

Ważnym osiągnięciem ekologów lasu i części entomologów jest znalezienie dowodów naukowych, że różne zaburzenia naturalne, w tym przypadku gradacje kornika drukarza i innych kambiofagów, nie są katastrofą dla ekosystemu, a jedynie naturalnie pojawiającym się okresowym epizodem w cyklu życia lasu (por. rozdz. 2.2 i 5.3). Zjawiska cyklicznego zamierania drzew na rozległych połaciach lasów iglastych występują nawet w najbardziej naturalnych obszarach tajgi syberyjskiej czy kanadyjskiej. Zjawiska takie powodują co najwyżej uszkodzenia pewnej liczby drzew w określonym wieku, należących zwykle do gatunków licznych i pospolitych, wzbogacając jednocześnie cały zespół pozostałych organizmów zasiedlających las, zmieniając strukturalną i gatunkową różnorodność siedlisk. Trzeba więc przyjąć, że gradacje owadów są czymś nieuniknionym na terenach chronionych, a powodowane przez nie zmiany aktualnego składu samego drzewostanu (nie całego lasu!) są tym większe, im większy jest stopień odkształcenia siedlisk od stanu naturalnego.

Wzmożone pojawy kornika drukarza i gatunków towarzyszących na świerku, w świetle aktualnej wiedzy, są cechą wpisaną w naturę ekosystemów leśnych z dużym udziałem świerka i nie można ich uniknąć. Przekształcenia ekosystemów, wynikające z ingerencji człowieka, a czasami także próby zatrzymania gradacji za pomocą wycinki drzew kornikowych powodują natomiast, że gradacje mogą zdarzać się częściej, mieć większe natężenie i trwać dłużej.

Kornik drukarz jest jednym z najważniejszych kambiofagów świerka pospolitego w Puszczy Białowieskiej (Fot. 99).

Z przeprowadzonych analiz palinologicznych (wnioskowanie o składzie roślinności na podstawie kopalnych pyłków, zakonserwowanych w starych warstwach torfu; w badaniach palinologicznych wykorzystuje się zwykle torfowiska wysokie) wynika, że świerk występował na tym terenie w sposób ciągły, od momentu jego pierwszego pojawienia się na obszarze Puszczy Białowieskiej, co nastąpiło około 8000 lat temu. Nie ma jednocześnie żadnych podstaw, aby sądzić, że od czasu, gdy w Puszczy pojawił się świerk, a już z całą pewnością gdy stał się jednym z głównych gatunków tworzących drzewostany (czyli około 1500 lat temu), nie towarzyszył mu stale kornik drukarz z charakterystyczną dla tego gatunku cyklicznością, niekiedy bardzo licznych, pojawów. Wskutek różnych naturalnych zaburzeń (pożary, wichury, susze) pojawy kornika mogły przybierać większe natężenie, ale nieuchronnie natura kładła im kres po kilku latach.

Ważną rolę w zrozumieniu współczesnej dynamiki populacji kornika drukarza odgrywa historia pożarów na terenie Puszczy Białowieskiej. Były one w okresie od połowy XVII do połowy XIX wieku dość częste, zwłaszcza na siedliskach borowych, i tak jak to się dzieje współcześnie, wywoływane były prawie wyłącznie przez człowieka. Częste pożary siedlisk borowych były przyczyną tego, że niemal jedyną ostoją świerka stały się żyzne siedliska grądów i łęgów oraz olsy. Lasy mieszane, bory mieszane i bory, również z uwagi na częste pożary, były prawdopodobnie wolne od świerka przez okres około 300 lat. Gatunek ten, w przeciwieństwie

Fot. 99 (K. Sućko)
Kornik drukarz
Ips typographus,
w żerowiskach którego
żyje wiele rzadkich,
saproksylicznych owadów



do sosny, jest bardzo wrażliwy na przyziemne pożary i z tego powodu nie mógł się na tych ubogich siedliskach w owym czasie utrzymać. W początku XIX w. Brincken (1826) odnotował, że w monotonnym „morzu sosnowym”, pokrywającym w tamtym okresie ok. 70% powierzchni Puszczy, występowały tylko „zielone wyspy” lasów liściastych, w których składzie gatunkowym, obok drzew grądowych, był świerk. Ze zdziwieniem zauważył, że w Puszczy nie występowały gradacje kornika drukarza. Można więc przypuszczać, że przed XIX w. dynamika liczebności populacji kornika była różna od obecnej. Jednak później, wraz ze wzrostem udziału tego gatunku w drzewostanach Puszczy, zaczynały pojawiać się informacje o osiągnięciu przez kornika drukarza w pewnych okresach znacznych liczebności. Wzmoczone pojawy kornika w Puszczy Białowieskiej zostały od końca XIX w. udokumentowane co najmniej 8 razy, w latach: 1882-1883, 1919-1922, 1951-1955, 1963-1966, 1983-1988, 1994-1997, 2001-2003, 2012-2019. Większość tych gradacji przypada na okresy charakteryzujące się warunkami hydrotermicznymi niekorzystnymi dla świerka (sezony wegetacyjne o niskich opadach i wysokich temperaturach). Szczególnie niekorzystne warunki pogodowe (ekstremalne susze, powtarzające się przez szereg lat) dla wrażliwego na brak wilgoci w glebie świerka miały miejsce podczas ostatniej gradacji kornika drukarza, co było przyczyną jej wyjątkowo długiego trwania.

W końcu XIX i na początku XX wieku w Puszczy Białowieskiej doszło do ograniczenia liczby i zasięgu pożarów, przegęszczenia dzikich zwierząt kopytnych oraz masowego wypasania bydła w lesie. Wskutek tego zaczął się zwiększać ponad miarę udział litych świerczyn oraz drzewostanów ze znaczną przewagą świerka, a w konsekwencji wzrosło prawdopodobieństwo częstszego występowania i większego natężenia gradacji kornika drukarza. Był to efekt antropogeniczny, bowiem ze względu na duży udział żywnych siedlisk dominować tu powinny lasy liściaste i mieszane.

Na bazie licznych, przeprowadzonych na terenie Puszczy badań nad kornikiem drukarzem i jego znaczeniem dla lasu ukazało się kilkadziesiąt publikacji. Wynika z nich między innymi, że naturalne czynniki oporu ekosystemu (m.in. obecność zróżnicowanych i licznych populacji drapieżców, parazytoidów, a także grzybów)

powodują w Białowieskim Parku Narodowym (BPN) spadek liczebności kornika o 95,7%, a w lasach gospodarczych Polski tylko o 82,5%. Według nowszych badań, bardzo wysoka śmiertelność kornika drukarza w obszarze ochrony ścisłej BPN powoduje, że z jednostki powierzchni kory świerka wylęga się tu mniej niż połowa chrząszczy, jakie wylęgają się w zagospodarowanej części Puszczy.

O masowej gradacji kornika drukarza decyduje szereg czynników, których efektem jest powiększenie odpowiedniej bazy pokarmowej dla tego gatunku, jaką stanowią osłabione świerki w odpowiednim wieku. Predyspozycje tych drzew na zasiedlenie przez kornika może zwiększyć długotrwała susza (świerk ze swoim płytkim systemem korzeniowym jest szczególnie wrażliwy na brak wody w glebie), kiedy to pojedynczy sezon (tak zimowy, jak i wegetacyjny), w którym drzewa cierpią na deficyt wody, może prowadzić do stresu fizjologicznego, a w konsekwencji do łatwiejszego rozwoju chorób grzybowych. Dodatkowe znaczenie mają czynniki losowe, np. nagłe nagromadzenie się dużej ilości świeżego posuszu w wyniku wiatrowału (lub wiatrołomu) bądź wyrąb powodujący silny stres fizjologiczny u drzew odsłoniętych nagle na bezpośrednie działanie światła słonecznego i narażonych na zwiększone parowanie wody z gleby. Paradoksalnie, aktywne zwalczanie gradacji kornika poprzez usuwanie zasiedlonych przez tego chrząszcza drzew może prowadzić do postępu gradacji. Badania prowadzone w obszarach ochrony ścisłej wskazują, że w drzewostanach świerkowych zasiedlonych przez kornika, a pozostawionych bez interwencji, szybciej dochodzi do stabilizacji i zakończenia gradacji.

Podstawowymi czynnikami ograniczającymi liczebność kornika drukarza na terenie Puszczy Białowieskiej są: pasożytnicze błonkówki, drapieżne owady, dziecięły, pasożytnicze grzyby, czynniki pogodowe. Rozproszenie i zróżnicowanie wiekowe świerków jest ważną cechą bazy pokarmowej kornika, przynajmniej w niektórych fazach gradacji ograniczającą możliwość rozwoju jego populacji.

W znacznym uproszczeniu można przyjąć, że po 2-3 latach trwania gradacji kornika drukarza następuje na tyle wysokie namnożenie antagonistów tego gatunku (pasożytów, parazytoidów, drapieżców), że liczebność tego chrząszcza ulega gwałtownemu obniżeniu, nawet poniżej zapotrzebowania pokarmowego występujących w tym okresie parazytoidów i pasożytów (zwłaszcza tych wyspecjalizowanych). W następstwie zaniku populacji kornika, po pewnym czasie spada także liczebność jego naturalnych wrogów. Po okresie względnie niskiej liczebności w ciągu kilku lat ponownie stopniowo rozwija się populacja kornika i powtarza się naturalny cykl dynamiki lasów z dużym udziałem świerka w drzewostanie. Mokra, deszczowa lata mogą opóźnić wystąpienie kolejnego wzmoczonego pojawu, natomiast wszelkie inne okoliczności sprzyjające osłabieniu drzew, o których

wspomniano wcześniej, mogą przyspieszać termin pojawu szczytu liczebności. Trzeba jednak podkreślić, że dla zainicjowania gradacji nie wystarczą czynniki endogenne (wewnętrzne) populacji kornika. Konieczna jest też predyspozycja drzew do ich zasiedlenia. Z kolei zakończenie gradacji regulowane jest najczęściej (lub przy głównym udziale) przez czynniki biotyczne (parazytoidy, drapieżce, patogeny grzybowe).

Jak wskazują dotychczasowe doświadczenia z naturalnych lasów mieszanych strefy umiarkowanej (dotyczy to także Puszczy Białowieskiej), na długość trwania gradacji nie ma większego wpływu walka, jaką prowadzi się z kornikiem drukarzem. Gradacje zwykle po 3-4 latach ulegają załamaniu, zarówno w rezerwach ścisłych, jak i w lasach gospodarczych, w których człowiek za wszelką cenę stara się je ograniczyć. Prawdopodobnie nieco inaczej może to wyglądać w sztucznych, ujednoliconych pod względem wieku monokulturach świerkowych. Tu dużą rolę mogą odegrać wyspy zasobnych w martwe drzewa, starych, zwykle biernie chronionych drzewostanów w sąsiedztwie, jako ostoje populacji owadów antagonistycznych względem kornika. Problem przyczyn i minimalizowania skutków gradacji w lasach gospodarczych wykracza jednak poza zakres niniejszego opracowania, choć zagadnienie to jest istotne z punktu widzenia racjonalnej, opartej o wiedzę naukową, gospodarki leśnej. Warto zauważyć, że w ostatnich latach obserwujemy coraz liczniejsze pojawy kornika ostrozębnego *Ips acuminatus* w drzewostanach sosnowych. Ponieważ sosna zwyczajna jest gatunkiem dominującym w lasach Europy Środkowej, problem działalności owadów kambiofagicznych ma duże znaczenie tak gospodarcze, jak i środowiskowe. W tym kontekście wiedza w zakresie relacji kornik drukarz – świerk pospolity może być niezwykle pomocna w zrozumieniu przyszłej dynamiki borów sosnowych.

Z naukowego punktu widzenia gradacje kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej, podobnie jak i w innych lasach zbliżonych swoim charakterem do stanu naturalnego, tak niżowych, jak i górskich, stanowią w zasadzie normalny i niezbędny element funkcjonowania ekosystemów leśnych z dużym udziałem świerka, choć ich częstotliwość może być zwiększana przez zmiany klimatyczne. Wzmoczone obumieranie świerków, do którego przyczynia się kornik drukarz, stanowi też reakcję środowiska na dawne zakłócenia antropogeniczne, przywracającą stan względnej równowagi. Ostatnia gradacja, jak i poprzednie, likwiduje tylko nienaturalny stan, spowodowany bezpośrednio i pośrednio ingerencją człowieka. Puszcza nie ginie za sprawą korników, jak twierdzą niektórzy. Ani świerk, jako gatunek, ani tym bardziej Puszcza Białowieska nie są zagrożone z powodu kornika drukarza. Świetnym zobrazowaniem tej tezy jest Las Bawarski, gdzie drzewostany, które uległy zamarciu w wyniku gradacji kornika, pozostawione bez ingerencji człowieka, uległy samoistnej naturalizacji. Świerk, będący jednym

z ponad 10 głównych gatunków drzewiastych Puszczy, bardzo dobrze się w niej odnawia na odpowiadających mu siedliskach. Ustępowanie tego borealnego gatunku drzewa z pewnych środowisk puszczańskich, obserwowane także w innych regionach Europy Środkowej, uwarunkowane jest też przyczynami o ogólniejszym charakterze, m.in. dynamicznie postępującymi zmianami klimatycznymi.

Gradacje kornika drukarza stanowią doskonale, selektywny mechanizm ekologiczny – „narzędzie” przyrody w przywracaniu i podtrzymywaniu naturalnej i mozaikowej struktury wieku i składu gatunkowego oraz dynamiki ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Okresowe i liczne pojawy korników są również niezbędne dla zapewnienia bazy pokarmowej organizmom saproksylicznym, jednym z najcenniejszych elementów przyrody tego obiektu przyrodniczego. Wiele unikatowych i ginących gatunków związanych ze świerkiem znanych jest w Polsce tylko z Puszczy lub występuje ponadto jedynie na nielicznych, rozproszonych stanowiskach, np. łąda Jelskiego *Lasconotus jelskii*, rozmiarz kolweński *Pytho kolwensis* (Ryc. 30), *Bius thoracicus*, rytownik Saalasa *Pityogenes saalasi*, korniczek Starka *Orthotomicus starki*. Gradacja oznacza również większą ilość pokarmu dla tych wszystkich gatunków zwierząt, w których diecie kornik drukarz stanowi istotny element (np. ptaki – głównie dzięcioły, drapieżne owady, pajęczaki) bądź środowisko życia (pierwotniaki, nicienie, roztocze, owady).

Prowadzone zgodnie z typową praktyką leśną zwalczanie kornika drukarza w Puszczy Białowieskiej, w tym unikatowym kompleksie leśnym, oznacza niszczenie mechanizmów naturalnej dynamiki ekosystemów oraz zubażanie unikatowej, zachowanej dzięki tej dynamice, bioróżnorodności. Ekosystemy są pozbawiane „należnego im” drewna martwych świerków, i nawet jeśli średni poziom zasobów martwego drewna w Puszczy i tak pozostaje wysoki, tracimy szansę na obserwację naturalnych procesów wkomponowywania w ekosystem zasobów martwego drewna pogradacyjnego. W trakcie akcji zwalczania kornika niszczy się też bezpośrednio jaja, larwy i poczwarki wielu gatunków owadów, które zdążyły zasiedlić świerki wraz z pojawem kornika drukarza. Wskutek korowania drzew i niszczenia kory z jajami, larwami lub poczwarkami owych gatunków, a także wywożenia ich z lasu wraz z surowcem, ginie wiele osobników cennych gatunków (Fot. 100-103). Samych tylko rzadkich chrząszczy, które mogą ginąć w wyniku takich zabiegów, można wyliczyć ponad 100 gatunków, podobna jest liczba zagrożonych gatunków grzybów (warto pamiętać, że tylko w jednym oddziale leśnym Puszczy Białowieskiej, na powierzchni 144 ha, stwierdzono 50 zagrożonych gatunków grzybów; por. program badawczy CRYPTO). Istotna jest też nieuchronna dewastacja terenu przy pozyskaniu drewna, wpływająca także na wiele innych gatunków.

Patogen:

biotyczny czynnik chorobotwórczy; sprawca choroby; organizm wywołujący chorobę żywiciela.

Rzadkie
i ginące gatunki
chrząszczy
(Coleoptera)
zasiedlające obu-
mierające i martwe
świerki w Puszczy
Białowieskiej

Rhysodidae – zagłębkowate

Rhysodes sulcatus – zagłębek bruzdkowany
(Ryc. 31)

Histeridae – gnilikowate

Platysoma deplanatum
Platysoma elongatum
Platysoma ferrugineum
Plegaderus saucius

Leiodidae – grzybinkowate

Agathidium plagiatum

Staphylinidae – kusakowate

Atheta boletophila
Atheta liturata
Atheta pilicornis
Atheta taxiceroides
Atrecus longiceps
Atrecus pilicornis
Bolitochara pulchra – zbójek piękny
Cyphea curtula
Dadobia immersa – płaskogłów borowy
Euryusa castanoptera – próchnal
kasztanokrywek
Euryusa sinuata – próchnal wykrojony
Gyrophana minima
Gyrophana nitidula – lizak leśny
Gyrophana pulchella
Gyrophana strictula
Dropephylla linearis
Ischnoglossa prolixa
Leptusa fumida – wałecznicza długokrywka
Leptusa ruficollis – wałecznicza czerwonoopleca
Olisthaerus substriatus – podkorowiec
świerkowiec

Phloeopora angustiformis

Phloeopora nitidiventris

Phloeostiba lapponica

Phymatura brevicollis – rowczyk krótkoplecy

Placusa atrata

Placusa depressa – szczelinówka plecobrzeżek

Placusa incompleta

Lucanidae – jelonkowate

Ceruchus chrysomelinus – wynurt lśniący

Buprestidae – bogatkowate

Buprestis haemorrhoidalis – bogatek spizowy

Buprestis splendens – bogatek wspaniały
(lśniący)

Chrysobothris chrysostigma

Chrysobothris igniventris – zrąbień sosnowiec

Eucnemidae – goleńczykowate

Hylis procerulus

Elateridae – sprężykowate

Ampedus elegantulus

Ampedus melanurus

Ampedus praeustus

Ampedus suecicus

Ampedus tristis

Diacanthous undulatus

Lacon lepidopterus – kowalina huskoskrzydła

Lycidae – karmazynkowate

Platycis minuta

Lymexylidae – drwionkowate

Elateroides flabellicornis – rytel grzebykoczułki

Peltidae – pawężnikowate

Peltis grossa – pawężnik kniejak

Nitidulidae – łyszczynkowate

Epuraea angustula

Epuraea fussi

Epuraea muehli

Monotomidae – obumierkowate

Rhizophagus grandis

Cucujidae – zgmiotkowate

Cucujus cinnaberinus – zgmiotek cynobrowy

Cucujus haematodes – zgmiotek szkarłatny

Cryptophagidae – zatechlakowate

Micrambe longitarsis

Pteryngium crenatum

Bothrideridae

Bothrideres bipunctatus

Endomychidae – wygłodkowate

Symbiotes latus

Latridiidae – wymiecinkowate

Corticaria interstitialis

Corticaria longicornis

Stephostethus alternans

Stephostethus pandellei

Ciidae – czerwikowate

Cis dentatus

Cis quadridens

Dolichocis laricinus

Melandryidae – śniadkowate

Abdera triguttata

Phryganophilus ruficollis – konarek tajgowy

Tetratomidae

Mycetoma suturale

Mordellidae – schylikowate

Curtimorda maculosa

Zopheridae – gwozdnikowate

Lasconotus jelskii – łada Jelskiego

Tenebrionidae – czarnuchowate

Bius thoracicus

Corticeus longulus

Corticeus suturalis

Hymenophorus doublieri

Mycetochara obscura – grzybomirek ciemny

Prostomidae

Prostomis mandibularis

Boridae – ponurkowate

Boros schneideri – ponurek Schneidera

Pythidae – rozmiarogowate

Pytho abieticola – rozmiarog świerkowy

Pytho kolwensis – rozmiarog kolweński (Ryc. 30)

Cerambycidae – kózkowate

Callidium coriaceum – zagwoździk brunatny
(Ryc. 18, 19)

Etorofus pubescens – strangalia omszona
(s. włochatka)

Euracmaeops angusticollis – rozpylak
zielonkawy

Euracmaeops septentrionis – rozpylak
świerkowy

Evodinellus borealis – zgrubek zawilcowy
(Fot. 89, Ryc. 27)

Lepturobosca virens – zmorsznik zielony

Monochamus saltuarius – żerdzianka płamista

Semanotus undatus – tomanek świerkowy

Stictoleptura variicornis – zmorsznik
białowieski

Tragosoma deparium – gracz borowy

Curculionidae – ryjkowcowate (w tym korniki)

Cryphalus saltuarius – wgryzoń północny

Orthotomicus starki – korniczek Starka

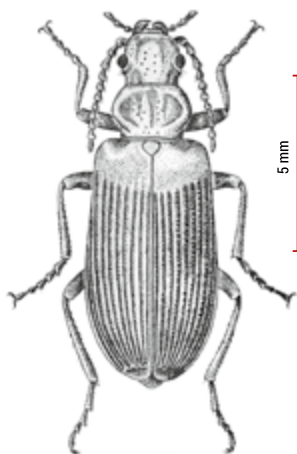
Pityogenes saalasi – rytownik Saalasa

Pityophthorus morosovi – bruzdkowiec
Morozowa

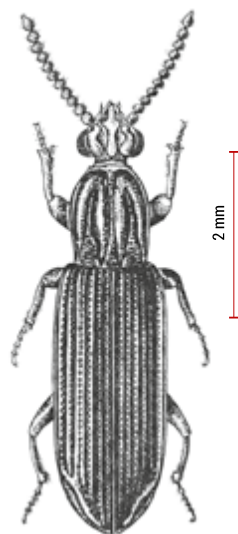
Polygraphus punctifrons – czterooczek
leżaninowiec

Rhyncolus sculpturatus – krócieniec
urzeźbiony

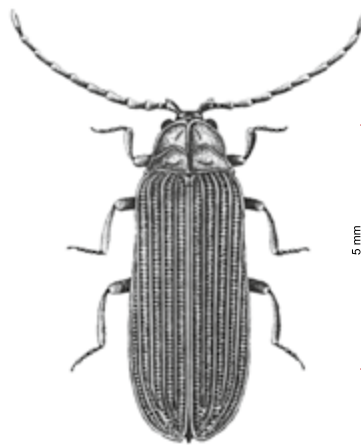
Xylechinus pilosus – oszczecik jasny



Ryc. 30 Rozmiazg kolweński *Pytho kolwensis* – bardzo rzadki, borealny gatunek chrząszcza żyjący pod korą grubych, martwych świerków (wg Burakowskiego 1962)



Ryc. 31 Zagłębek bruzdkowany *Rhysodes sulcatus* – relikwit pierwotnych lasów; żyje pod korą i w murszejącym drewnie grubych drzew (wg Burakowskiego 1975)



Ryc. 32 *Lopheros lineatus* z rodziny karmazynkowatych Lycidae znany jest tylko z Japonii, Dalekiego Wschodu, centralnej Rosji i Puszczy Białowieskiej; rozwija się w grubych, leżących, wilgotnych kłodach jesionu (wg Burakowskiego 1990)

Polecana literatura do rozdziału 4.1.2:

Aleksandrowicz O.R., Jadwiszczak A.S. 2001.

W dziupli starego drzewa. Notatki Entomologiczne 2, 2: 39-40.

Ammer U. 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforchung für die forstliche Praxis. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110: 149-157.

Brauns A. 1975. Owady leśne. PWRiL, Warszawa, 962 s.

Brincken J. 1826. Mémoire descriptif sur la forêt impériale de Białowieża en Lithuanie.

N. Glücksberg, Warszawa. Tłum. pol. „Nota opisowa o Puszczy Cesarskiej w Białowieży na Litwie”, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2020, 166 s. [<https://www.lasy.gov.pl/pl/informacje/publikacje/do-poczytania/nota-opisowa-o-puszczy-cesarskiej-w-bialowiezy-na-litwie/nota-opisowa-o-puszczy-cesarskiej-w-bialowiezy.pdf>].



Fot. 100 (J.M. Gutowski) Wraz ze ścięciem i okorowaniem tego świerka w Puszczy Białowieskiej zniknęło środowisko życia dla wielu unikatowych, żyjących pod korą i w drewnie gatunków bezkręgowców

Fot. 101 (J. Korbel)
Ścinka i korowanie
świerków oraz spalanie
kory to jedna z metod
walki z kornikiem dru-
karzem *Ips typographus*
w polskich lasach



Fot. 102 (J.M. Gutowski)
Po naturalnym lesie
zostały tylko
wspomnienia



Fot. 103 (J. Korbel)
Stosy pni świerkowych
wyciętych w Puszczy
Białowieskiej w ramach
walki z kornikiem dru-
karzem *Ips*
typographus (przełom XX
i XXI w.)

- Buchholz L. 1991. Stan aktualny i perspektywy kształtowania się ekosystemów Puszczy Bukowej koło Szczecina ze szczególnym uwzględnieniem jej części rezerwatowej, na podstawie obserwacji fauny chrząszczy z nadrodziny sprężyków (Coleoptera, Elateroidea). Prądnik, Prace i Materiały Muzeum im. prof. Władysława Szafera 4: 103-111.
- Buchholz L., Bunalski M., Nowacki J. 1993. Fauna wybranych grup owadów (Insecta) Puszczy Bukowej koło Szczecina. 6. Ocena stanu ekosystemów i perspektywy ich kształtowania się, na podstawie obserwacji entomologicznych, oraz wnioski dotyczące ochrony biocenoz. Wiadomości Entomologiczne 12, 2: 125-136.
- Buchholz L., Ossowska M. 1995. Entomofauna martwego drewna – jej biocenotyczne znaczenie w środowisku leśnym oraz możliwości i problemy ochrony. Przegląd Przyrodniczy 6, 3-4: 93-105.
- Buchholz L., Ossowska M. 1995. Możliwości wykorzystania przedstawicieli chrząszczy z nadrodziny sprężyków (Coleoptera: Elateroidea) jako bioindykatorów odkształceń antropogenicznych w środowisku leśnym. Sylwan 139, 6: 37-42.
- Buchholz L., Ossowska M. 1998. Charakterystyka zgrupowań Elateroidea (Insecta: Coleoptera) w naturalnych i przekształconych gospodarką leśną grądach Puszczy Białowieskiej. Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody 17, 4: 13-29.
- Burakowski B. 1962. Obserwacje biologiczno-morfologiczne nad *Pytho kolwensis* C. Sahlb. (Coleoptera, Pythidae) w Polsce. Fragmenta Faunistica 10: 173-204.
- Burakowski B. 1997. Uwagi i spostrzeżenia dotyczące chrząszczy (Coleoptera) żyjących w próchnowiskach. Wiadomości Entomologiczne 15, 4: 197-206.
- Cálix M., Alexander K.N.A., Nieto A., Dodelin B., Soldati F., Telnov D., Vazquez-Albalade X., Aleksandrowicz O., Audisio P., Istrate P., Jansson N., Legakis A., Liberto A., Makris C., Merkl O., Mugerwa Pettersson R., Schlaghamersky J., Bologna M.A., Brustel H., Buse J., Novák V., Purchart L. 2018. European Red List of Saproxylic Beetles. Brussels, Belgium: IUCN [<http://www.iucnredlist.org/initiatives/europe/publications>].
- Carpaneto G.M., Audisio P., Bologna M.A., Roversi P.F., Mason F. (red.) 2017. Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20: 1-297.
- Cranston P.S., McKie B. 2006. Aquatic wood – an insect perspective. W: Grove S.J., Hanula J.L. (red.) – Insect biodiversity and dead wood. Proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology. Gen. Tech. Rep. SRS-93. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station: 9-14.
- Crowson R.A. 1986. The biology of the Coleoptera. Academic Press, London, 802 s.
- Dajoz R. 2000. Insects and forests. The role and diversity of insects in the forest environment. Londres – Paris – New York, 668 s.
- Davies Z.G., Tyler C., Stewart G.B., Pullin A.S. 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. Biodiversity and Conservation 17: 209-234.
- Dominiak P. 2005. Kuczmany (Diptera: Ceratopogonidae) rozwijające się w dziuplach i soku różnych gatunków drzew. Dipteron 21: 5-6.
- Eckelt A., Müller J., Bense U., Brustel H., Bußler H., Chittaro Y., Cizek L., Frei A., Holzer E., Kadej M., Kahlen M., Köhler F., Möller G., Mühle H., Sanchez A., Schaffrath U., Schmidl J., Smolis A., Szallies A., Németh T., Wurst C., Thorn S., Haubo R., Christensen B., Seibold S. 2017. "Primeval forest relict beetles" of Central Europe: A set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. Journal of Insect Conservation 22: 15-28.
- Franc V. 1997. Mycetophilous beetles (Coleoptera mycetophila) – indicators of well preserved ecosystems. Biologia, Bratislava 52, 2: 181-186.
- Grove S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 33: 1-23.
- Grove S.J., Meggs J. 2003. Coarse woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests. Australian Forestry 66, 4: 258-272.
- Grüntal' S.Ū. 2000. Osobennosti zimovki žuželic (Coleoptera, Carabidae) v lesnyh ekosistemah Russkoj ravniny. Izvestjâ AN, Serijâ Biologičeskââ 3: 355-360.
- Gutowski J.M. 1995. Kózkowate (Coleoptera: Cerambycidae) wschodniej części Polski. Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa A, 811: 1-190.
- Gutowski J.M. 2004. Kornik drukarz – gatunek kluczowy. Parki Narodowe 1: 13-15.
- Gutowski J.M. 2006. Saproksyliczne chrząszcze. Kosmos 55, 1: 53-73.
- Gutowski J.M. 2015. 1925 Rozmiazg kolweński *Pytho kolwensis* C. R. Sahlberg, 1833. W: Makomaska-Juchiewicz M., Bonk M. (red.) – Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część czwarta. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 188-209.
- Gutowski J.M., Błoszyk J. 2008. Różnorodność biologiczna leśnych zwierząt bezkręgowych. W: Grzywacz A. (red.) – Zasoby przyrodnicze polskich lasów. Polskie Towarzystwo Leśne, Cedzyna k. Kielc: 59-93 s.
- Gutowski J.M., Buchholz L. 2000. Owady leśne – zagrożenia i propozycje ochrony. Wiadomości Entomologiczne 18, Supl. 2: 43-72.
- Gutowski J.M., Buchholz L., Kubisz D., Ossowska M., Sućko K. 2006. Chrząszcze saproksyliczne jako wskaźnik odkształceń ekosystemów leśnych borów sosnowych. Leśne Prace Badawcze 4: 101-144.
- Gutowski J.M., Czachorowski S., Górski P., Wanat M. 2009. XI. Bezkręgowce. W: Okołów C., Karaś M., Bołbot A. (red.) – Białowieski Park Narodowy. Poznań – Zrozumieć – Zachować. Białowieski Park Narodowy, Białowieża: 161-176.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. (red.) 2001. Katalog fauny Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 403 s.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2004. Puszcza Białowieska jako ostoja europejskiej fauny owadów. Wiadomości Entomologiczne 23, supl. 2: 67-87.

- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2016. Zmiany udziału świerka pospolitego w drzewostanach Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki liczebności kornika drukarza *Ips typographus* (L.). W: Wikło A. (red.) – Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, Warszawa, 28 października 2015. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 87-108.
- Gutowski J.M., Krzysztofiak L. 2005. Directions and intensity of migration of the spruce bark beetle and accompanying species at the border between strict reserves and managed forests in north-eastern Poland. *Ecological Questions* 6: 81-92.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K., Zub K. 2010. Sukcesja saproksylicznych chrząszczy (Coleoptera) na powierzchniach pohuraganowych w drzewostanach sosnowych Puszczy Piskiej. *Leśne Prace Badawcze* 71, 3: 279-298 + aneks.
- Gutowski J.M., Sućko K. 2009. Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczyzną* 65, 2: 123-132.
- Gutowski J.M., Sućko K., Borowski J., Kubisz D., Mazur M.A., Melke A., Mokrzycki T., Plewa R., Żmihorski M. 2020. Post-fire beetle succession in a biodiversity hotspot: Białowieża Primeval Forest. *Forest Ecology and Management* 461: 117893.
- Gutowski J.M., Sućko K., Zub K., Bohdan A. 2014. Habitat Preferences of *Boros schneideri* (Coleoptera: Boridae) in the Natural Tree Stands of the Białowieża Forest. *Journal of Insect Science* 14(276).
- Gwiazdowicz D.J., Łakomy P. 2002. Mites (Acari, Gamasida) occurring in fruiting bodies of Aphyllophorales. *Fragmenta Faunistica* 45, 1: 81-89.
- Harding P.T., Alexander K.N.A. 1993. The saproxylic invertebrates of historic parklands: progress and problems. W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. *English Nature Science* 7: 58-73.
- Harz B., Topp W. 1999. Totholz im Wirtschaftswald: eine Gefahrenquelle zur Massenvermehrung von Schadinsekten? *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118: 302-313.
- Heliövaara K., Väisanen R. 1984. Effect of modern forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis. *Acta Forestalia Fennica* 189: 1-32.
- Higgins R.J., Lindgren B.S. 2006. The fine scale physical attributes of coarse woody debris and effects of surrounding stand structure on its utilization by ants (Hymenoptera: Formicidae) in British Columbia, Canada. W: Grove S.J., Hanula J.L. (red.) – Insect biodiversity and dead wood – Proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology. Gen. Tech. Rep. SRS-93. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station: 67-74.
- Hilt M., Ammer U. 1994. Totholzbesiedelnde Käfer im Wirtschaftswald – Fichte und Eiche im Vergleich. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 113, 3-4: 245-255.
- Hoffmann A., Hering D. 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85, 1: 25-48.
- Hunter M.L. jr. 1990. Dying, dead, and down trees. W: Hunter M.L. jr., Schmiegelow F. (red.) – Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey: 157-180.
- Irmeler U., Heller K., Warning J. 1996. Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). *Pedobiologia* 40: 134-148.
- Jankowiak R. 2004. Interakcje między owadami kambiofagicznymi, grzybami i rośliną. *Kosmos* 53, 1: 39-50.
- Kahlen M. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Käfer. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 8-11.
- Kaila L., Martikainen P., Punttila P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1-18.
- Kaila L., Martikainen P., Punttila P., Yakovlev E. 1994. Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. *Annales Zoologici Fennici* 31, 1: 97-107.
- Kazantsev S.V., Egorov L.V., Ruchin A.B. 2019. Discovery of *Lopheros lineatus* (Gorham, 1883) (Coleoptera, Lycidae) in Mordovia, Central Russia. *Entomological Review* 99, 5: 656-659.
- Key R. 1993. What are saproxylic invertebrates? W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. *English Nature Science* 7: 5.
- Kiełczewski B., Bałazy S. 1966. Zagadnienie drapieźnictwa roztoczy (Acarina) na jajach korników (Scolytidae, Coleoptera). *Ekologia Polska* B 12: 161-163.
- Klausnitzer B. 1994. Die Bedeutung von Totholz für die Erhaltung xylobiontischer Insekten speziell der Cerambycidae in der Oberlausitz. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 3: 51-56.
- Klejdysz T., Kubisz D. 2003. Chrząszcze (Coleoptera) związane z grzybami nadrzewnymi Puszczy Niepołomickiej (Kotlina Sandomierska). *Rocznik Naukowy Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra”* 7: 145-166.
- Köhler F. 2000. Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. *Naturwaldzellen Teil VII. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen* 18: 1-351.
- Kompancev A.V. 1984. Kompleksy žestkokrylyh, svázannye s osnovnymi derevorazrušaišimi gribami v lesah Kostromskoj oblasti. W: *Životnyj mir južnoj tajgi. „Nauka”, Moskva*: 191-196.

- Kompanceva T.V. 1984. Osobennosti formirovaniâ kompleksov žestkokrylyh v duplah derev'ev v južnoj podzone tajgi. W: Životnyj mir južnoj tajgi. „Nauka”, Moskva: 211-219.
- Konopka J., Stepnowska E. 2004. Drzewa martwe i dziuplaste. *Przyroda Polska* 6: 24-25.
- Konwerski S., Gutowski J.M., Błoszyk J. 2020. Patterns of Distribution of Phoretic Deutonymphs of Uropodina on Longhorn Beetles in Białowieża Primeval Forest, Central Europe. *Diversity* 12 (239): 1-14.
- Konwerski S., Gutowski J.M., Książkiewicz-Parulska Z., Błoszyk J. 2017. Repeatability of the phoretic relationships between mites of the genus *Trichouropoda* Berlese (Parasitiformes: Uropodina) and longhorn beetles of the genus *Tetropium* Kirby (Coleoptera: Cerambycidae) in Białowieża Primeval Forest, Central Europe. *International Journal of Acarology* 43, 8: 612-621.
- Kozłowski M.W. 2003. Leśny drobiazg. Pod korą. *Poznajmy Las* 1: 28-29.
- Krasuckij B.V. 1997. Žestkokrylye-micetobionty (Coleoptera) osnovnyh derevorazrušajuših gribov podzony srednej tajgi Zapadnoj Sibiri. *Entomologičeskoe Obozrenie* 76, 4: 770-776.
- Krivošeina N.P. 1991. Formy vzaimosvâzej nasekomyh-ksilobiontov i ksilotrofnyh gribov. *Biulleten' Moskovskogo Obšestva Ispytatelej Prirody, Otdel Biolgičeskij* 96, 6: 37-47.
- Lieutier F., Day K.R., Battisti A., Grégoire J.C., Evans H.F. (red.) 2004. Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. *Kluwer Acad. Publ., Dordrecht*, 552 s.
- Lorenz J. 2001. Die Holz- und Pilzkäferfauna in Dresden (Col.). *Entomologische Nachrichten Berichte* 45, 3-4: 205-220.
- Lundberg S. 1984. Den brända skogens skalbaggsfauna i Sverige. *Entomologisk Tidskrift* 105: 129-141.
- Magowski W.L. 2003. Roztocze z rodziny Tarsonemidae (Acari: Heterostigmata) żyjące w powiązaniu z chrząszczami podkorowymi (Insecta: Coleoptera). *Przegląd Zoologiczny* 47, 1-2: 19-33.
- Maser C. 1992. O owadach toczących drewno, podziemnych grzybach i mysich odchodach. W: Korbel J. (red.) – *Las według ekologa. Ze-szyty Edukacji Ekologicznej „Pracowni na Rzecz Wszystkich Istot”* 4: 45-62.
- McLean I.F.G., Speight M.C.D. 1993. Saproxylic invertebrates – the European context. W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain*. *Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science* 7: 21-32.
- Moser J., Perry T., Solheim H. 1989. Ascospores hyperphoretic on mites associated with *Ips typographus*. *Mycological Research* 93: 513-517.
- Nicolai V., Machander D. 2000. Kieferntotholz als Überwinterungshabitat für Arthropoden nebst Erstmeldung von *Leptusa norvegica* (Col., Staphylinidae) für Brandenburg. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 44, 3: 171-174.
- Niemelä J. 1997. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11, 3: 601-610.
- Nieto A., Alexander K.N.A. (red.) 2010. *European Red List of Saproxylic Beetles*. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 46 s.
- Nilsson S.G., Baranowski R. 1994. Indikatorer på jätteträdskontinuitet – svenska förekomster av knäppare som är beroende av grova, levande träd. *Entomologisk Tidskrift* 115, 3: 81-97.
- Nilsson S.G., Baranowski R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20: 491-498.
- Økland B., Bakke A., Håggvar S., Kvamme T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.
- Oleksa A., Szwalko P., Gawroński R. 2003. Pachnica *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Scarabaeoidea) w Polsce – występowanie, zagrożenia, ochrona. *Roczniki Naukowe Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra”* 7: 101-123.
- Ostrowski F. 1966. Owady stwierdzone w hubach. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska C – Biologia* 20, 8: 121-131.
- Parisi F., Pioli S., Lombardi F., Fravolini G., Marchetti M., Tognetti R. 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests – a review. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 11, 3: 423-436.
- Paviour-Smith K., Elbourn C.A. 1993. A quantitative of the fauna of small dead and dying wood in living trees in Wytham woods, near Oxford. W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain*. *Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science* 7: 33-57.
- Pawłowski J. 1961. Próchnojady blaszkorożne w biocenozie leśnej Polski. *Ekologia Polska A* 9: 355-437.
- Piotrowski W., Wołk K. 1975. O biocenotycznej roli martwych drzew w ekosystemach leśnych. *Sylvan* 114, 8: 31-35.
- Ranius T., Nilsson S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193-204.
- Read H.J. 1992. The conservation of ancient trees for invertebrates: a case study at Burnham Beeches, U.K. W: *Proceed. Fourth Europ. Congr. Ent. / XIII. Intern. Symp. Entomofaunist. Mitteleurop., Gödöllő, 1991. Hung. Nat. Hist. Mus., Budapest* 2: 847-851.
- Schiegg K. 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience* 7, 3: 290-298.
- Schmitt M. 1992. Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer – Untersuchungen im Naturwaldreservat „Waldhaus” und zwei Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (Forstamt Ebrach, Steigerwald). *Waldhygiene* 19, 4-6: 97-191.
- Schmitz H., Bleckmann H. 1997. Fine structure and physiology of the infrared receptor of beetles of the genus *Melanophila* (Coleoptera:

- Buprestidae). *International Journal of Insect Morphology and Embryology* 26, 3-4: 205-215.
- Schwarz M. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für andere Insekten. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 12-15.
- Siitonen J. 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologici Fennici* 31: 89-95.
- Siitonen J., Martikainen P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185-191.
- Skubała P., Maślak M. 2009. Niewidoczny świat mikrostawonogów (Acari, Collembola) w martwym drewnie świerkowym w Babiogórskim Parku Narodowym. *Sylwan* 153, 5: 346-353.
- Skubała P., Sokołowska M. 2006. Oribatid fauna (Acari, Oribatida) in fallen spruce trees in the Babia Góra National Park. *Biological Letters* 43, 2: 243-248.
- Smith M. 2004. Just leave the dead to rot. *The Guardian newspaper*. March 25th, London.
- Smoleński M. 2002. Kusakowate (Coleoptera: Staphylinidae) występujące w żerowiskach kambio- i ksylofagów sosny, świerka i jodły. *Wiadomości Entomologiczne* 20, 3-4: 115-129.
- Smolis A., Kadej M., Gutowski J.M., Ruta R., Matraj M. 2012. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberrinus* (Insecta: Coleoptera: Cucujidae) – rozmieszczenie, ekologia i problemy ochrony oraz nowe stanowiska w Polsce południowo-zachodniej. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 68, 5: 332-346.
- Sokołowska M. 2005. Nowe spojrzenie na martwe drewno. Bioróżnorodność w skali mikro. *Dzikie Życie* 7-8: 11.
- Soszyński B. 1999. Syrphidae saproksylobiontica – bzygowate saprofagi lądowe Polski (Diptera: Syrphidae). *Dipteron* 15: 30-33.
- Speight M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Ser., Strasbourg* 42: 82.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. Biodiversity in Dead Wood. Cambridge University Press, 509 s.
- Szujecki A. 2001. Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa, 419 s.
- Volker N. 1997. The production of arthropods on dead wood of spruce and beech in typical central European forests during the first five years after the breakdown of the trunks. *Spixiana* 20, 2: 183-190.
- Warmke S., Hering D. 2000. Composition, microdistribution and food of the macroinvertebrate fauna inhabiting wood in low-order mountain streams in Central Europe. *International Review of Hydrobiology* 85, 1: 67-78.
- Wojtas J. 2004. Pniaki i tylce jodłowe miejscem rozwoju kambio- i ksylofagów w Świętokrzyskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 23, 1: 27-35.

Tysiące gatunków bezkręgowców, tj. nicieni, pierścienic, pajęczaków, wijów, owadów, mięczaków i innych, uzależnionych jest od obecności martwego drewna w lesie (gatunki saproksyliczne). Są wśród nich: gatunki żyjące w korze, pod korą, w drewnie, a także w próchnie roślin drzewiastych; gatunki, których pokarmem są strzępki grzybów rozkładających drewno, a także ich owocniki porastające obumierające i martwe drzewa; drapieżne i pasożytnicze bezkręgowce odżywiające się owadami i innymi organizmami zasiedlającymi to środowisko; gatunki odżywiające się odchodami innych zwierząt saproksylicznych; padlinożerne bezkręgowce, których pokarmem są szczątki zwierząt znajdujące się w martwym drewnie albo w dziuplach starych drzew; gatunki żyjące w soku wyciekającym z drzew; gatunki korzystające z drewna jako materiału konstrukcyjnego na swe gniazda; bezkręgowce wykorzystujące martwe drewno jako miejsce schronienia przed drapieżcami, ekstremalnymi warunkami pogodowymi oraz jako miejsce zimowania.

Znaczna część bezkręgowców saproksylicznych to gatunki bardzo rzadkie i zagrożone. Aby organizmy te nie wyginęły, koniecznym jest zachowanie w lesie odpowiedniej ilości stojących martwych pni, leżących kłód, stojących żywych drzew z dziuplami, wykrotów, uschniętych konarów, gałęzi, złomów i innych, różnorodnych form martwego drewna. Niezwykle istotna jest także konieczność zachowania czasowej i przestrzennej ciągłości występowania wszystkich rodzajów martwego drewna, bowiem wymagania poszczególnych gatunków saproksylicznych są różne, często bardzo specyficzne, a możliwości przemieszczania się takich organizmów są zazwyczaj silnie ograniczone.

Najbardziej zagrożone wyginieciem są bezkręgowce zasiedlające próchnowiska w starych drzewach dziuplastych oraz grube stojące i leżące pnie martwych drzew.

Jedynie ochrona bierna, polegająca na zaniechaniu usuwania żywych, osłabionych i martwych drzew, prowadzona na relatywnie dużych obszarach leśnych (minimum kilkaset ha) jest w stanie zapewnić odpowiednie warunki bytowania saproksylicznym bezkręgowcom, a także gwarantować ciągłość „dostaw” martwego drewna.

Unikatowym, najbogatszym w Europie, środowiskiem dla bezkręgowców saproksylicznych jest Puszcza Białowieska. Jednakże wybrane fragmenty lasów Puszczy Karpackiej i pomniejsze obszary zachowane w Polsce niżowej (np. fragmenty Puszczy: Augustowskiej, Boreckiej, Bukowej, Knyszyńskiej, Rominckiej, Świętokrzyskiej) również aspirują do miana lasów naturalnych, pełniących kluczową rolę w zachowaniu różnorodności biologicznej w skali kraju, a zapewne także całej Europy Środkowej.

W lasach o charakterze puszczańskim kornik drukarz jest istotnym składnikiem ekosystemu, a jego cyklicznie powtarzające się masowe pojawy są niezbędnym elementem funkcjonowania lasów z dużym udziałem świerka. Powodując obumieranie osłabionych drzew, kornik stanowi doskonałe, selektywne narzędzie przyrody w przywracaniu i podtrzymywaniu naturalnej, mozaikowej struktury lasu; umożliwia powstawanie bardziej otwartych, silniej nasłonecznionych miejsc potrzebnych gatunkom światłolubnym oraz dostarcza bazę pokarmową innym zagrożonym i ginącym gatunkom saproksylicznym związanym ze świerkiem.

4.1.3. Glony, wątrobowce, mchy i rośliny naczyniowe

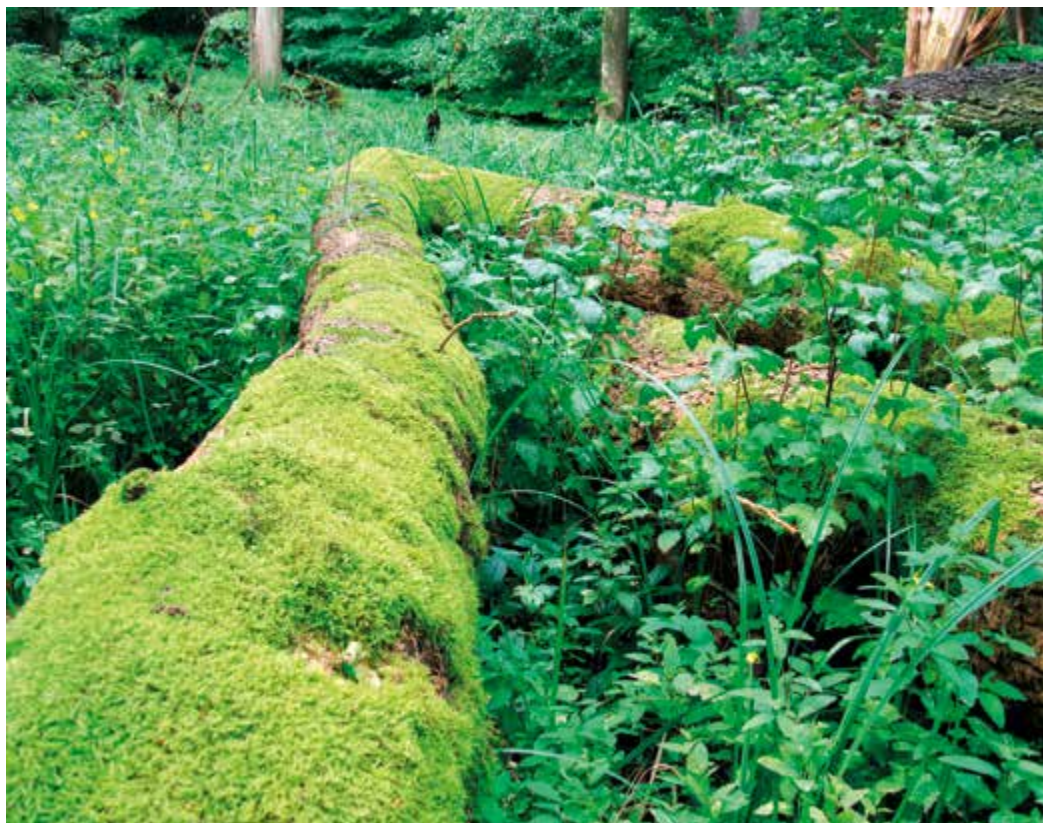
Epifity: rośliny samożywne (ale także grzyby zlichenizowane – czyli porosty) rosnące na innych roślinach, przeważnie na pniach i gałęziach drzew, uzyskujące w ten sposób lepsze warunki świetlne; są charakterystyczne dla zbiorowisk leśnych, zwłaszcza wilgotnych lasów tropikalnych. We florze obszarów umiarkowanych epifity występują najczęściej wśród glonów, porostów i mchów.

Martwe drzewo jest specyficznym, dynamicznym siedliskiem dla niezliczonych organizmów, w tym także roślin. Jego właściwości w toku postępującego rozkładu drewna zmieniają się, i to drastycznie.

Kiedy drzewo przewraca się, albo gdy jego fragmenty padają na ziemię, zwykle okryte jest zwartą warstwą kory. Praktycznie nie daje ona szansy na zakorzenie się roślin naczyniowych. Epifity, czyli rośliny (głównie mszaki) i grzyby zlichenizowane (porosty), które rosły na pniach i gałęziach żywego jeszcze drzewa, w momencie jego śmierci, np. przewrócenia lub złamania, zostają przeniesione w inne warunki ekologiczne. Zmieniają się parametry świetlne i wilgotnościowe. Sama zmiana położenia pnia z pionowego na poziomy powoduje, że w miejscu mniej więcej jednorodnego siedliska kory pionowo stojącego pnia powstaje mozaika mikrosiedlisk, w których warunki życia roślin porastających korę są różne. Do najbardziej specyficznych należy np. siedlisko prawie poziomej, górnej powierzchni pnia, czasami dodatkowo deptane przez drobne zwierzęta, wykorzystujące leżące pnie jako trasę komunikacyjną. Szczególne warunki ekologiczne – zacinienie i zazwyczaj wysoka wilgotność – panują także w dolnych częściach kłody, znajdujących się blisko ziemi. Pierwotnie dość jednorodny zespół epifitycznych mszaków musi więc przekształcić się w mozaikę zespołów wykorzystujących nowo powstałe nisze.

Rozpoczynający się proces rozkładu drewna, szczegółowo omówiony w innych rozdziałach tej książki (3.1, 4.1.4), oznacza dla roślin zasiedlających martwe drzewo dalsze zmiany siedliskowe. Kora traci spoiłość i zazwyczaj częściowo odpada. Może pojawić się naga powierzchnia drewna. Murszenie powoduje, że twarde początkowo drewno zmienia się stopniowo w słabo spoiłą masę. Oznacza to, że przystosowane do życia na korze gatunki mchów muszą ustąpić, w zamian zaś mogą pojawić się inne. Postępujący rozkład drewna przez grzyby i owady, powodujący jego rozmiękczenie, sprawia, że drewno zaczyna być stopniowo penetrowane przez korzenie roślin naczyniowych.

Nawet jednak silnie spróchniałe drewno nie jest dla roślin tym samym, czym gleba. „Silnie próchnicowe podłoże, o bardzo luźnym związku cząsteczek” (jak scharakteryzowała je w pierwszej połowie XX wieku M. Hackiewicz-Dubowska, badaczka roślinności „gnijących pni” w lasach Białowieży) nie zapewnia dobrych warunków do mechanicznego ustabilizowania rośliny. Dlatego tylko niektóre gatunki mogą je zasiedlić. Wspólne cechy tych gatunków to łatwe znoszenie zacinienia oraz morfologia systemu korzeniowego i łodygi, pozwalająca na wzrost i rozwój na tak specyficznym podłożu. Na przykład rosnące na murszejącym drewnie niecierpki pospolite *Impatiens noli-tangere* wykształcają z pędu korzenie przybyszowe, które zagłębiają się w niestałe, luźne podłoże i podpierają roślinę. U boddziszka cuchnącego *Gera-*



Fot. 104 (P. Pawlaczyk)
Leżąca kłoda wprowadza zupełnie nowy substrat i nowe mikrosiedlisko w obrębie śródleśnego bagienka w buczynie (Puszcza Bukowa pod Szczecinem)

nium robertianum i gwiazdnicy gajowej *Stellaria nemorum* obserwowano także „podpieranie się” najniższymi liśćmi.

Mimo trudnych warunków życia na murszejącym drewnie, stanowi ono dla roślin naczyniowych atrakcyjne siedlisko. Jest to bowiem wolna nisza do zasiedlenia, a przy tym miejsce zazwyczaj wyniesione ponad poziom otaczającego je dna lasu. Oznacza to, że jest to miejsce wolne od konkurencji zwartej pokrywy runa, mniej narażone na przygruntowe przymrozki, a w lasach wilgotnych i bagiennych – mniej narażone na podtapianie. W pewnych typach lasów, np. w olsach, w zasadzie tylko nasady pni drzew i leżące kłody są siedliskami dostępnymi dla niehigrofilnych gatunków roślin.

Nie należy także zapominać, że samo pojawienie się na dnie lasu leżącej i stopniowo rozkładanej kłody, to tylko jeden z elementów tego, co dzieje się w wyniku śmierci drzewa. Śmierć taka oznacza przecież zwykle powstanie luki w drzewostanie, co zmienia dopływ światła do dna lasu, eliminuje lokalną konkurencję korzeniową. Postępującemu rozkładowi martwego drewna towarzyszą procesy zamykania się luki bądź to w wyniku wzrostu młodego pokolenia drzew, bądź też na skutek rozrostu koron drzew sąsiednich. Roślinność na butwiejącym pniu pozostaje także pod wpływem tych zjawisk. Szczegółowe omówienie reakcji runa leśnego na te zjawiska wykraczałoby jednak poza ramy naszej książki.

Jeżeli śmierć drzewa nastąpiła w wyniku jego złamania, oprócz leżącej kłody lub jej fragmentu pozostaje odziomek drzewa. I on także ulega postępującemu rozkładowi. Specyficznym sie-

dliskiem jest bezpośrednie otoczenie szyi korzeniowej takiego odziomka. Gleba jest tu lokalnie wzbogacana przez osypującą się z niego korę i cząstki drewna. Może to powodować bujny rozwój specyficznych gatunków roślin, np. w starodrzewach bukowych na Pomorzu dość charakterystycznym obrazem są wieńce pokrzyw otaczających takie odziomki.

Również miejsce upadku na ziemię korony drzewa stanowi bardzo specyficzne siedlisko. Drobne gałązki z reguły szybko są rozkładane, a uwolnione substancje wzbogacają podłoże. Gdy do dna lasu dotrze dodatkowo światło wpuszczone przez powstałą lukę w drzewostanie, dochodzi do lokalnego rozwoju roślin światłolubnych.

Jeszcze większe zróżnicowanie nisz ekologicznych dla roślin powstaje, gdy śmierć drzewa nastąpiła w wyniku wykrotu, czyli przewrócenia go wraz z bryłą korzeniową (Fot. 105).

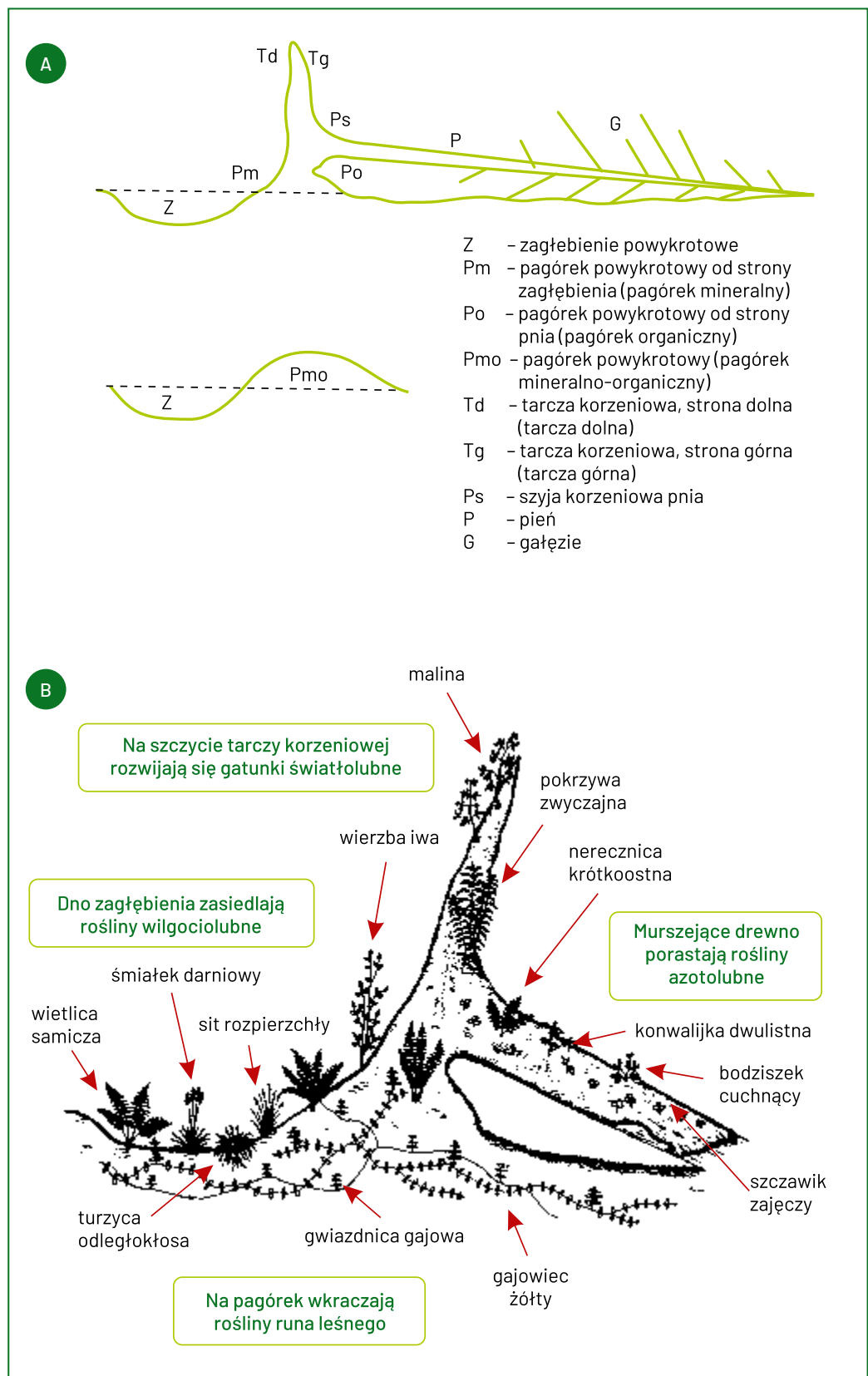
Tworzy się charakterystyczna mikrorzeźba terenu: pagórek wykrotowy, zagłębienie po bryle (tarczy) korzeniowej, wyniesiona ponad powierzchnię gruntu tarcza lub bryła korzeniowa, z której stopniowo osypuje się ziemia, płat dotychczas istniejącego runa przeniesionego do nowej pozycji i wreszcie leżąca kłoda i korona drzewa. Te siedliska także mogą być zajmowane przez rośliny (Ryc. 33). Zagłębienia powykrotowe to często miejsca wilgotne, a czasami nawet wypełniające się wodą; w wielu typach lasów są to jedyne ostoje roślin wilgociolubnych i drobnych roślin wodnych. Pionowo ustawione, ziemne fragmenty tarczy lub bryły korzeniowej są mikrosiedliskami zajmowanymi przez wyspecjalizowane mchy i wątrobowce.

Gatunki higrofile:
gatunki wilgociolubne;
gatunki siedlisk wilgotnych
i mokrych.



Fot. 105 (J.M. Gutowski)
Wykrot świerkowy
w Puszczy Białowieskiej

Ryc. 33 Podział wykrotu świerkowego na poszczególne części (A); rośliny wykrotu zalegające na dnie lasu grądowego (B) (M. Bobiec, wg Masalskiej 1997, nieco zmienione)



Także i te siedliska podlegają znacznym zmianom. Materiał oblepiający tarcze korzeniowe (zarówno warstwa mineralna, jak i próchnicza) jest stopniowo wypłukiwany i tworzy charakterystyczny pagórek powykrótowy, a dno krateru wypełnia się osadami nanoszonymi z jego kra-

wędzi oraz lokalnie wyprodukowaną materią organiczną. Procesom tym towarzyszą zmieniające się warunki całego otoczenia wskutek stopniowego zarastania luki przez nowe pokolenie drzew i krzewów.

Glony – rośliny nie tylko ekosystemów wodnych

Glony to umowna grupa, do której zaliczamy proste, głównie autotroficzne (mające zdolność do tworzenia związków organicznych z nieorganicznych przy wykorzystaniu energii słonecznej) organizmy jednokomórkowe lub plechowate (nieposiadające zróżnicowania na organy) należące obecnie wręcz do odrębnych królestw (bakterii – sinic, chromistów, roślin, grzybów, pierwotniaków). Duża część organizmów, które tradycyjnie nazywamy glonami zamieszkuje wody, zwłaszcza stojące – stawy, glinianki, jeziora itp. Ich rozprzestrzenienie w środowisku jest jednak dużo szersze – część gatunków żyje również w środowisku leśnym (np. przedstawiciele chryzofitów), w wilgotnych miejscach – w dziuplach i na korze drzew, w tym martwych. Ich bogactwo i rola w ekosystemach leśnych jest jeszcze słabo poznana, tym niemniej wiadomo, że zwłaszcza w dziuplach zawierających wodę gromadzą się bardzo interesujące gatunki. Przykładowo w dziupli starej wierzby z wodą deszczową w Gorcach stwierdzono 7 gatunków glonów z rodziny różnowiciowców (najliczniejsze *Botrydiopsis arhiza* i *Heterotrix bristoliana*), a także towarzyszące im protisty (wiciowce) i zwierzęta bezkręgowce (wrotki i nicienie).

Do glonów należą zielenice (Chlorophyta), spotykane dość często na pniach drzew, zwykle od ich północnej strony. Bardzo spektakularne obrazy tworzą gatunki z rodzaju *trentepolia*, których pomarańczowe lub rdzawe plamy mo-



żemy obserwować na korze drzew rosnących na skrajach lasu lub w zadrzewieniach (Fot. 106). Występują zwykle na drzewach żywych, ale spotkać je można również na pniach drzew martwych. Wiele z gatunków rodzaju *trentepolia* współżyje z grzybami, tworząc porosty.

Fot. 106 (J.M. Gutowski)
Rdzawo ubarwione glony z rodzaju *Trentepohlia*, należące do gromady zielenic, często porastają korę dolnych części pni zarówno martwych, jak i żywych drzew



Fot. 107 (A. Sulej)
Jeżolist zwyczajny *Antitrichia curtispindula*, rzadki i chroniony mech epifityczny zasiedlający często pnie starych, ponad 150-letnich, częściowo obumierających grabów w Puszczy Boreckiej

Wątrobowce i mchy – martwe drzewa mają wpływ na występowanie wyspecjalizowanych gatunków

Mikrosiedliska powstające w wyniku śmierci drzew mają szczególne znaczenie dla bogactwa florystycznego mszaków (Fot. 108-110, Ryc. 34). Z reguły na butwiejących kłodach badacze znajdują kilkadziesiąt różnych gatunków mchów. W jednym tylko oddziale lasów Puszczy Białowieskiej na takich siedliskach stwierdzono występowanie 75 gatunków mchów i 24 gatunków wątrobowców. Skład flory mchów i wątrobowców (tradycyjnie – bryoflory) na butwiejącym pniu zależy oczywiście w pewnym stopniu od gatunku przewróconego drzewa (najbogatsze są zwykle kłody jesionowe, świerkowe i dębowe); stosunkowo uboższe – bukowe i sosnowe), ale znacznie silniej uzależniony jest od stopnia rozkładu kłody, warunków wilgotności i oświetlenia oraz otoczenia.

W skład bryoflory stwierdzanej na murszejących pniach wchodzi oczywiście gatunki epifityczne rosnące wcześniej na żywym drzewie, które w wyniku śmierci drzewa zostały przeniesione w nowe dla nich warunki ekologiczne. W miarę rozkładu kłody udział i żywotność tych gatunków stopniowo maleje, co zresztą jest zrozumiałe i zgodne z oczekiwaniami. Końcowe etapy rozkładu kłody to czas, kiedy resztki niemal zupełnie już rozłożonego drewna opiewają gatunki naziemne, najczęściej pochodzące z bezpośredniego sąsiedztwa kłody.

Oprócz tych dwóch grup ekologicznych epifitycznych i naziemnych mchów i wątrobowców, budujących skład bryoflory pni w początkowym i końcowym stadium ich rozkładu, są jednak gatunki mszaków, dla których murszejąca pień jest siedliskiem optymalnym. W konsekwencji można obserwować specyficzne kompozycje gatunkowe tych roślin typowe dla murszejących kłód, opisywane przez botaników jako odrębne, choć sprzężone z całością ekosystemu leśnego zbiorowiska roślinne. W miarę rozkładu kłody z reguły wkraczają na nią najpierw liściaste, płozące się wątrobowce, np. meszki *Jungermannia* i płoziki *Lophocolea*. Później pojawiają się luźne darnie liściastych wątrobowców o łodyżkach wzniesionych (z rodzaju: czubek *Lophozia*, łuskolist *Lepidozia*, głowiak *Cephalozia*, skapanka *Scapania*) oraz plechowate wątrobowce (np. z rodzaju lśniatka *Riccardia*). W kolejnych stadiach sukcesji dominują różne gatunki mchów.

Typowe mchy murszejącego drewna to np.: krótkosz rowowy *Brachythecium salebrosum*, łukowiec śląski *Herzogiella seligeri*, czteroząb przezroczysty *Tetraphis pellucida*, gałązkowiec różnolistny *Callicladium haldanianum*, zwieszaniec długodzióbkowy *Dicranodontium denudatum*, leśniak cienisty *Hylocomiastrum umbratum*. Najpospolitszy bywa zwykle rokieta cyprysowaty *Hypnum cupressiforme* (mech o bardzo szerokiej skali ekologicznej, rosnący na ziemi, na pniach, ale często także na butwiejących kłodach; Fot. 108).



Fot. 108 (J. Walencik)
Mech (rokieta cyprysowaty
Hypnum cupressiforme
w formie typowej dla fazy
ekspansji na nowe
siedlisko) na powierzchni
martwego drewna

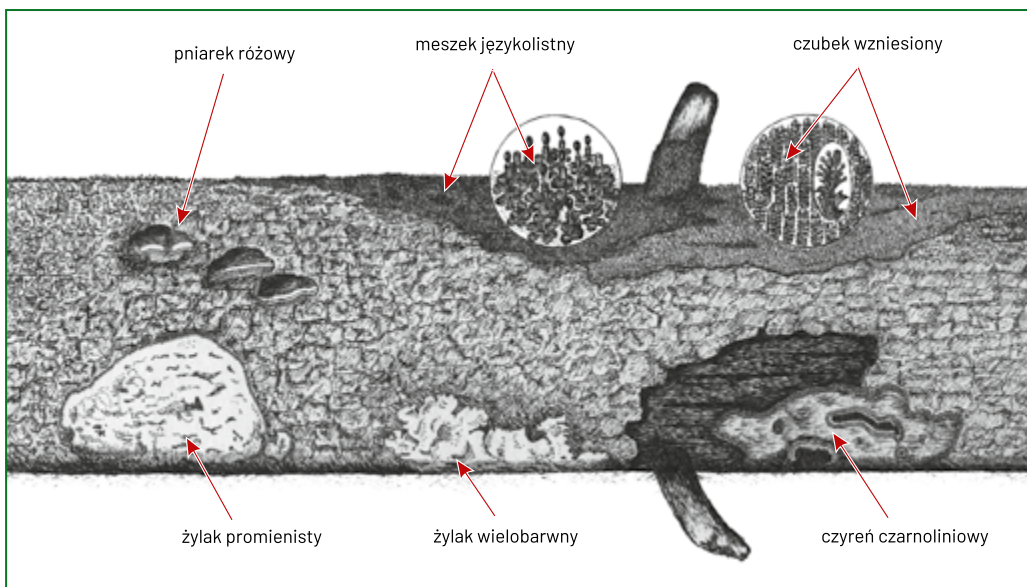
Głównie na butwiejących kłodach rośnie rzadki, chroniony mech ujęty w załączniku dyrektywy siedliskowej UE i chroniony w obszarach Natura 2000 – bezlist okrywowy *Buxbaumia viridis* (Fot. 111). W Lasach Turnickich na Pogórzu Przemyskim spotyka się go głównie na rozłożonych kłodach drewna w śródleśnych dolinkach potoków, zwykle wyłączonych z użytkowania leśnego. Podobne preferencje ma ten gatunek w innych częściach Karpat i w innych górach Europy. Jednak np. w Bieszczadach bezlist nie unika pododdziałów leśnych, które były niedawno użytkowane, dopóki pozostają w nich miejsca o stabilnym i wilgotnym mikroklimacie, a zasoby martwego drewna są wysokie. W Alpach oszacowano, że ilość martwego drewna jest główną zmienną środowiskową wyjaśniającą rozmieszczenie bezlistu, a największe prawdopodobieństwo jego występowania jest w lasach, w których znajduje się 48-61 m³/ha martwego drewna. Jednak np. w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym na Pomorzu, gdzie



Fot. 109 (J. Walencik)
Dostatek wilgoci w dolnej części stojącego martwego pnia sprzyja rozwojowi mchów i grzybów (pniarek obrzeżony *Fomitopsis pinicola*)



Fot. 110 (K. Zub)
Widłak jałowcowaty *Lycopodium annotinum*; mchy i porosty na martwym pniaku świerkowym



Ryc. 34 Leżąca kłoda porośnięta wątrobowcami, mchami i grzybami (M. Bobiec)

Fot. 111 (M. Książek)
Bezlist okrywowy
Buxbaumia viridis



odpowiednich kłód jest niewiele, bezlist roślinie na pniakach po ściętych bukach lub na nagiej, silnie humusowej glebie.

Gatunków mchów wyraźnie preferujących siedlisko martwego drewna jest jednak stosunkowo niewiele. Mchy będące „wskaźnikami naturalnych lasów” – np. krzywoząb podsadnikowy *Anacamptodon splachnoides*, zwiślik maczugowaty *Anomodon attenuatus*, zwiślik długolistny *Anomodon longifolius*, zwiślik krótkokończysty *Anomodon rugelii*, zwiślik wiciowy *Anomodon viticulosus*, jeżolist zwyczajny *Antitrichia curtipendula*, gładysz paprociowaty *Homalia trichomanoides*, miechera Bessera *Neckera bessi*, miechera spłaszczona *Neckera complanata*, miechera kędzierzawa *Neckera crispa*, miechera pierzasta *Neckera pennata*, miechera wysmukła *Neckera pumila*, szurpek porosły *Orthotrichum lyellii* – to zwykle epifity występujące na pniach drzew. Typowy dla starych lasów płaskolist lśniący *Hookeria lucens* może porastać kłody, ale częściej jest spotykany w cienistych i wilgotnych miejscach na kamieniach lub na siedliskach naziemnych.

Nieco więcej typowych epiksyli jest wśród wątrobowców. Jednym z najpospolitszych na martwym drewnie jest płozik różnolistny *Lophocolea heterophylla*. Siedlisko takie preferują także: lśniątka dłoniasta *Riccardia palmata*, lśniątka szerokoplechowa *Riccardia latifrons*, skosatka zanokcicowa *Plagiochila asplenoides*, rzęsolistek włoskowaty *Blepharostoma trichophyllum*, a także gatunki chronione: nowellia krzywolistna *Nowellia curvifolia*, głowiak łańcuszkowaty *Cephalozia catenulata*, płozikowiec tarczowaty *Harpanthus scutatus*, skapanka spiczasta *Scapania apiculata* i inne. W Polsce na Czerwonej liście gatunków zagrożonych ujętych jest 12 gatunków ksylobiontycznych wątrobowców. Najrzadsze z nich: zgiętolist Michauxa *Anastrophyllum michauxii*, przyziemka szwedzka *Calypogeia suecica*, czubek długozębny *Lophozia longidens*, *Crossocalyx hellerianus* mają centrum

swojego występowania w starych lasach północno-wschodniej Polski, przede wszystkim w Puszczy Białowieskiej.

W grądach Wielkopolskiego Parku Narodowego zaobserwowano, że na pozbawione już kory, lecz słabo jeszcze rozłożone kłody sosnowe, a rzadziej także dębowe, wkracza zwykle wątrobowiec płozik różnolistny. Towarzyszy mu zazwyczaj mech rokit cyprysowaty i kilka innych zakorzenionych w spękaniach drewna gatunków. Na murszejącej korze dębowej lub drewnie sosnowym o zaawansowanym rozkładzie optimum swojego występowania znajduje mech łukowiec śląski. Typowym zbiorowiskiem epiksylicznym, charakterystycznym dla silnie zmurszałego i spękanego drewna, które zajmuje boczne powierzchnie kłód, są skupienia mchów: próchniczka wąskolistnego *Aulacomnium androgynum* i czterozębu przezroczystego. Górne, poziome powierzchnie kłód zajmuje zbiorowisko mszaków złożone z darni rokitki cyprysowatego i kępek widłozębu górskiego *Dicranum montanum*; na bocznych i spodnich powierzchniach kłód występują skupienia mchów z dominacją dwustronków: zgiętolistnego *Plagiothecium curvifolium* lub jasnego *Plagiothecium laetum*.

W lasach Roztocza na butwiejącym drewnie dominują, analogiczne jak w Wielkopolsce, skupienia czterozębu przezroczystego oraz płozika różnolistnego i łukowca śląskiego. Powałone martwe pnie jodeł i świerków porasta niekiedy także górskie zbiorowisko lśniątki (*Riccardia* spp.) i nowelli krzywolistnej. W cienistych wąwozach, olsach i łęgach olszowych na pniach powalonych świerków występują skupienia wilgociolubnych wątrobowców z dominacją przyziemki Neesa *Calypogeia neesiana*. Sześć innych zbiorowisk mszaków porasta pnie stojących, żywych drzew.

Zbiorowisko płozika różnolistnego i czterozębu przezroczystego, a także skupienia płozika i łukowca śląskiego są też jednym z najpospolitszych zbiorowisk epiksylicznych w lasach kniei

Epiksylicyzm:
epiksylicyzm (epiksylicyzm) to organizmy (termin ten stosuje się zwykle do roślin) żyjące na powierzchni drewna. W praktyce tego terminu używa się zwykle w szerszym sensie, na określenie wszystkich roślin (naczyniowych i zarodnikowych) i porostów porastających martwe drzewa w rozmaitych stadiach ich rozkładu, niezależnie od tego, czy rosną na drewnie, korze czy powstałym w wyniku rozkładu humusie. Pewne gatunki są ściśle związane z martwym drewnem i nie mogą występować poza nim. Możemy je nazwać epiksylicznymi obligatoryjnymi; należą do nich niektóre gatunki mszaków. Inne organizmy wykorzystują drewno jedynie jako jedno z wielu możliwych podłoży do wzrostu i rozwoju. Są to epiksyliczne fakultatywne i należą do nich wszystkie rośliny naczyniowe rosnące na martwym drewnie. Generalnie gatunki obligatoryjne epiksyliczne są dosyć rzadkie i stenotopowe, co oznacza, że tolerują tylko niewielki zakres zmian środowiska ich życia. Nic więc dziwnego, że ich występowanie ograniczone jest często do obszarów słabo przekształconych, mających charakter naturalny.

karpackiej, w masywie Babiej Góry. Na butwiejących kłodach pospolite są tam także skupienia zwieszka długodziobkowego, a także płaszczka marszczonego *Buckiella undulata*. W górno-regulowych świerczynach kłody świerkowe porastają też skupienia przyziemki Neesa oraz zwarte, poduchowate skupienia wątrobowca – mylii Taylora *Mylia taylorii*. Szczegółowe badania przeprowadzone na Babiej Górze doprowadziły do wyróżnienia ponad 40 rozmaitych zbiorowisk mszaków zasiedlających murszejące kłody!

Bardzo bogatą florę mchów i wątrobowców nadrewnowych, z udziałem wielu gatunków chronionych i „reliktów lasu naturalnego”, stwierdzano w Bieszczadach i w Lasach Turnickich na Pogórze Przemyskim.

W świerkowych borach Karkonoszy płozik różnolistny rośnie na co drugiej kłodzie. Kłody bukowe okazały się jednak dość ubogie w gatunki wątrobowców, w porównaniu z kłodami świerkowymi.

Podobny stopień zróżnicowania wykazują zbiorowiska mszyste, które zasiedlają butwiejące kłody w innych obiektach przyrodniczych, np. w Puszczy Białowieskiej, buczynach na Pomorzu, lasach sudeckich i Beskidu Sądeckiego, a także w wielu innych lasach, w których nikt ich dotąd szczegółowo nie zbadał.

Jak powiedziano już wyżej, drewno i kora martwych drzew to tylko jedno z mikrosiedlisk powstających w wyniku śmierci drzewa. Choć analizowanie innych wykraczałoby poza ramy publikacji, wspomnieć należy choćby o szczególnym znaczeniu, jakie dla mszaków mają miejsca z glebą naruszoną w wyniku powstawania wykrotów, a także wyniesione w górę fragmenty tarcz i brył korzeniowych. Właśnie tam, przynajmniej w pierwszym okresie po powstaniu wykrotu, zanim przyjdzie im ustąpić miejsca roślinom naczyniowym, znajdują miejsce do życia gatunki o charakterze pionierskim, np. mchy: płonnik jałowcowaty *Polytrichum juniperinum*, knotnik zwisły *Pohlia nutans*, gatunki z rodzaju przyziemka *Calypogeia* i głowiak *Cephalozia*.

Szczegółowe badania geobotaniczne, prowadzone w lasach różnych typów i w różnych miejscach, udowodniły, że mikrosiedliska związane z martwymi, murszejącymi drzewami i ich bezpośrednim sąsiedztwem mają zwykle kluczowe znaczenie dla zachowania różnorodności bryoflory w ekosystemie leśnym. Są one biotopami wyspecjalizowanych gatunków i zbiorowisk mszaków. W wielu parkach narodowych i rezerwach przyrody właśnie na takim drewnie znajdowano najcenniejsze osobliwości ich bryoflory.

Epiksyliczne zbiorowiska mchów są integralnym elementem fitocenozy leśnej. W różnych typach lasów, a także w różnych fazach rozwojowych ich drzewostanów, mogą występować odmienne zespoły mszaków porastających martwe drewno. Zawsze jednak martwe resztki drzew są jednym z ważniejszych siedlisk dla mchów i wątrobowców w ekosystemie leśnym.

Ta szczególna rola martwego drewna, jako siedliska rzadkich gatunków mszaków, ujawnia się nie tylko w lasach o charakterze naturalnym. Nawet w starszych, sztucznych drzewostanach sosnowych, pochodzących z sadzenia, a rosnących na siedliskach lasów liściastych, wzrost zasobów martwego drewna niekiedy pociąga za sobą pojawienie się związanych z tym siedliskiem cennych gatunków mszaków.

Spektakularnym dowodem tego faktu są np. obserwacje poczynione w Wielkopolskim Parku Narodowym, w obszarze ochrony ścisłej „Pod Dziadem”. Obszar ten obejmuje m.in. sztuczne lasy sosnowe na siedlisku grądu. Po gradacji brudnicy mniszki *Lymantria monacha* (w latach 1975–1982) powstała tam duża ilość posuszu, który pozostawiono na gruncie. Po 15 latach na butwiejących kłodach znaleziono 9 różnych zespołów mszaków budowanych przez kilkadziesiąt gatunków. Pojawił się rzadki w Wielkopolsce wątrobowiec – nowellia krzywolistna. Widłoząb tauryjski *Dicranum tauricum* znalazł tu ósme stanowisko w Polsce. Podobnie, nawet w młodych i zniekształconych lasach mieszanych na Śląsku na losowo wybranych 32 martwych kłodach znaleziono 39 gatunków mszaków.

Nie zawsze jednak tak się dzieje. Niekiedy wzrost zasobności martwego drewna nie przekłada się na wzrost różnorodności bryoflory. W Puszczy Bukowej k. Szczecina bryoflora butwiejących kłód okazała się stosunkowo uboga, nawet w rezerwach, w których martwego drewna jest więcej. Szczególnie zauważalne było ubóstwo flory wątrobowców na tym siedlisku. Podobne obserwacje czyniono w lasach Śląska. Najprawdopodobniej tak właśnie zaznacza się efekt historycznego przerwania ciągłości występowania martwego drewna pod wpływem dawniejszej gospodarki leśnej, co poskutkowało lokalnym wyginieciem bardziej wyspecjalizowanych gatunków.

Prawdziwe bogactwo gatunkowe mszaków na martwym drewnie objawia się w lasach o bardziej naturalnym charakterze, szczególnie w miejscach zapewniających nieco bardziej wilgotny mikroklimat i zwłaszcza na kłodach drzew iglastych.

Obfitość występowania epiksylicznych mszaków, różnorodność ich zbiorowisk, a także występowanie gatunków rzadkich są uznanymi indikatorami stanu ekosystemu leśnego i naturalności lasu.

Rośliny naczyniowe – martwe drzewa tworzą mozaikowość siedlisk

W przeciwieństwie do mszaków, nie ma gatunków roślin naczyniowych, które byłyby ściśle związane z martwym drewnem bądź bardzo wyraźnie je preferowały. Nie znaczy to jednak, że dla takich roślin zjawiska związane ze śmiercią drzew i rozkładem drewna są bez znaczenia.

Siedlisko średnio lub silnie rozłożonego drewna, choć – jak wspomniano już wyżej – trudne do opanowania dla roślin – jest jednak

Bryoflora (bryoflora):
flora mszaków; należą tu mchy (Bryophyta) i wątrobowce (Marchantiophyta).

Fot. 112 (P. Pawlaczyk)
Szczałwik zajęczy *Oxalis acetosella* i bodziszek cuchnący *Geranium robertianum* na próchnowiskach na starym grabie



przez nie zajmowane, gdziekolwiek się znajduje. Do ciekawostek należy np. zasiedlanie przez rośliny próchnowisk umiejscowionych wysoko na pniach stojących, jeszcze żywych, starych drzew, często także poza lasami. W ten sposób na pniach starych wierzb, klonów i lip, a także innych gatunków drzew, mogą zakorzenić się inne rośliny – często np. malina, glistnik jaskółcze ziele *Chelidonium majus*, paprotka zwyczajna *Polypodium vulgare*, a nawet gatunki drzewiaste – świerk, jarzębina czy brzoza. Taką

brzozę, wyrastającą z wierzby bądź nawet – w nawiązaniu do znanego przysłowia – gruszę zakorzenioną w próchniejącej wierzbie – opisywano niejednokrotnie jako lokalne osobliwości przyrodnicze.

Znacznie pospolitsze i bardziej znaczące dla ekosystemów leśnych jest jednak zjawisko zasiedlania przez rośliny naczyniowe próchniejących kłód. Liczba gatunków biorących udział w tym procesie jest ograniczona. Na przykład w Szwecji zanotowano występowanie na próchn-



Fot. 113 (J. Walencik)
Rośliny wyrastające z dziupli leżącego drzewa – szczałwik zajęczy *Oxalis acetosella*, fiołki leśne *Viola reichenbachiana* i mchy



Fot. 114 (J. Walencik)
Sukcesja roślin na
wykrocie świerka

niejących pniach 40 różnych gatunków roślin naczyniowych, a w lasach Białowieży – 47 (w tym 8 gatunków drzew). Do najpospolitszych roślin porastających rozłożone kłody należą w grądach białowiejskich np.: szczawik zajęczy *Oxalis acetosella* (Fot. 113), bluszcz kurdybanek *Glechoma hederacea*, niecierpek pospolity, zachyłka trójkątna *Gymnocarpium dryopteris*, bodziszek cuchnący, wiechlina gajowa *Poa nemoralis* i pokrzywa zwyczajna *Urtica dioica* (Fot. 114). Na kłodach, częściej niż na ziemi, występują

w Puszczy Białowiejskiej dwa z natury tu rzadkie gatunki: paprotka zwyczajna i bluszcz pospolity *Hedera helix*. Na takim rodzaju podłoża w wielu innych lasach pojawia się często także czartawa drobna *Circaea alpina*.

Wymienione wyżej gatunki to także składniki normalnego runa leśnego, występujące na glebie mineralnej również tam, gdzie nie ma martwych drzew. Zjawisko zasiedlania próchniejących pni ma jednak wpływ na strukturę przestrzenną ich populacji. W wielu lasach można np. obserwować



Fot. 115 (J. Walencik)
W wilgotnym środowisku
na martwym drewnie
wyrastają rośliny
naczyniowe

pasma szczawika zajęczego w miejscach dawnych, całkowicie już rozłożonych pni lub łśniące w słońcu na murszejącym drewnie zwarte skupienia czartawy drobnej.

Szczególne znaczenia dla roślin nabierają siedliska związane z martwym drewnem w lasach bagiennych i wilgotnych, np. w olsach. Leżące tam kłody to jedne z nielicznych miejsc wyniesionych ponad poziom stagnującej przez wiele miesięcy wody (Fot. 115).

Wśród roślin naczyniowych zasiedlających kłody są także gatunki drzewiaste. Szczególną preferencję do mikrosiedlisk murszejącego drewna wykazują siewki świerka. Zaznacza się ona w lasach bardzo różnych typów. W rezultacie obecność w ekosystemie martwego drewna ma kluczowe znaczenie dla odnowienia tego gatunku, co omówiono szerzej w jednym z kolejnych rozdziałów tej książki (4.2.5).

Mimo, że wyeliminowanie z lasu martwego drewna nie powoduje automatycznie ubytku żadnego gatunku rośliny naczyniowej, zmienia jednak kompozycję gatunkową i strukturę przestrzenną runa leśnego, a przez oddziaływanie na procesy populacyjne wpływa pośrednio na rośliny. Spektakularnym przykładem mogą być np. obserwacje dokonane w buczynach Drawieńskiego Parku Narodowego. We fragmencie naturalnego lasu w uroczysku Radęcin, skąd przewracające się drzewa nie są zabierane, w każdej luce drzewostanowej powstającej w wyniku śmierci starego buka wykształca się urozmaicona mozaika różnych elementów roślinności, obejmująca ziołorośla pokrzywowe, skupienia zachyłki trójkątnej i inne elementy. Na jej wytworzenie ma bez wątpienia wpływ

obecność leżącej kłody bukowej i gałęzi, choć działają tu i inne czynniki, np. zwiększony dostęp światła do dna lasu. Wśród tej mozaiki powstaje i wzrasta bogate odnowienie bukowe, swoje miejsce do życia znajdują także gatunki typowe dla buczyny pomorskiej, jak perłówka jednokwiatowa *Melica uniflora*, żywiec cebulkowy *Dentaria bulbifera* i rzeżucha niecierpkowa *Cardamine impatiens*. W sąsiednich lasach, skąd pień każdego przewróconego buka jest natychmiast zabierany, roślinność luk drzewostanowych jest znacznie mniej urozmaicona i najczęściej zdominowana przez traworośle trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos*, w którym tylko z rzadka pojawiają się siewki bukowe. Podobnie w zupełnie innych warunkach ekologicznych, w wysokogórskich borach świerkowych (ze świerkami zamierającymi m.in. pod wpływem zanieczyszczeń powietrza) pozostawianie leżących pni zamarłych świerków prowadzi do tworzenia bardziej urozmaiconej mozaiki roślinności, w której świerk i jarzębina znajdują miejsca dogodne do kiełkowania i wzrostu, podczas gdy usuwanie pni pociąga za sobą powstanie jednolitych traworośli trzcinnika owłosionego *Calamagrostis villosa*.

Związki roślin naczyniowych z martwym drewnem mogą mieć też charakter pośredni. Kolonizacja wtórnych lasów przez typowe leśne gatunki runa zależy od obecności przynajmniej pojedynczych pniaków i martwych pni, ponieważ gatunki runa leśnego są często myrmekochoryczne, a roznoszące nasiona mrówki (przynajmniej niektóre ich gatunki), osiedlają się w martwym drewnie.

Polecana literatura do rozdziału 4.1.3:

- Andersson L.I., Hytteborn H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Balcerkiewicz S., Rzepka D. 1996. Roślinność epiksyliczna jako efekt konsekwentnej ochrony ścisłej w rezerwacie „Pod Dziadem” w Wielkopolskim Parku Narodowym. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią B* 45: 201-213.
- Barkman J.J. 1958. *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*. Assen, 628 s.
- Boćkowski M., Bara I., Michalski R. (red.) 2018. *Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim*. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie, 400 s.
- Brewczyński P., Grałek K., Bilański P. 2021. Occurrence of the Green Shield-Moss *Buxbaumia viridis* (Moug.) Brid. in the Bieszczady Mountains of Poland. *Forests* 12, 374: 1-16.
- Cornelissen J.H.C., Karssemeijer G.J. 1987. Bryophyte vegetation on spruce stumps in the Hautes-Fagnes, Belgium, with special reference to wood decay. *Phytocoenologia* 15, 4: 485-504.
- Fudali E. 1998. Próba wykorzystania mszaków do oceny stanu ekosystemów. *Przegląd Przyrodniczy* 9, 1-2: 73-79.
- Fudali E. 1999. Mszaki siedlisk epiksylicznych Puszczy Bukowej – porównanie rezerwatów i lasów gospodarczych. *Przegląd Przyrodniczy* 10, 3-4: 49-58.
- Hackiewicz-Dubowska M. 1936. Roślinność gnijących pni puszczy Białowieskiej. *Sprawozdanie z posiedzeń Towarzystwa Naukowego Warszawskiego*. Wyzd. IV Nauk Biol. 29, 7-9: 189-222.
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Dvořák D., Beran M., Deckerová H., Burel J., Kříž M., Borovička J., Běťák J., Vašutová M., Malíček J., Palice Z., Syrovátková L., Steinová J., Černajová I., Holá E., Novozámská E., Čížek L., Iarema V.,

- Baltaziuk K., Svoboda T. 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators* 57: 497-504.
- Jonsson B.G., Dynesius M. 1993. Uprooting in boreal spruce forests: long-term variation in disturbance rate. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 2383-2388.
- Jonsson B.G., Essen P.A. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924-936.
- Klama H. 2002. Distribution patterns of liverworts (Marchantiopsida) in natural forest communities (Białowieża Primeval Forest, NE Poland). *Univ. Bielsko-Biała*, 278 s.
- Klama H., Górski P. 2018. Red List of Liverworts and Hornworts of Poland (4th edition). *Cryptogamie, Bryologie* 39, 4: 415-441.
- Kramarz P., Pociask M., Michalski R. 2020. Charakterystyka przyrodnicza obszaru otuliny Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie*, 399 s.
- Masalska A. 1997. Zarastanie wykrotów świerkowych w zbiorowisku łąkowym w Białowieżskim Parku Narodowym. *Praca magist. wyk. w Białowieżskiej Stacji Geobotanicznej UW pod kier. J.B. Falińskiego, Białowieża – Warszawa*, 93 s. + aneksy i fot. [mscr.].
- Nowińska R., Urbański P., Szewczyk W. 2009. Species diversity of plants and fungi on logs of fallen trees of different species in oak-hornbeam forests. *Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu. Botanika-Steciana* 13: 109-124.
- Ódor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude E., van Dort K.W., Piltaver A., Siller I., Veerkamp M.T., Walley R., Standovár T., van Hees A.F.M., Kosec J., Matočec N., Kraigher H., Grebenc T. 2006. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation* 131: 58-71.
- Orczewska A., Depa Ł. 2014. Rola rozkładającego się drewna i zasiedlających go mrówek w migracji roślin runa leśnego. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 364-370.
- Preikša Z., Brazaitis G., Marozas V., Jaroszewicz B. 2015. Dead wood quality influences species diversity of rare cryptogams in temperate broadleaved forests. *iForest* 9: 276-285.
- Spitale D., Mair P. 2017. Predicting the distribution of a rare species of moss: The case of *Buxbaumia viridis* (Bryopsida, Buxbaumiaceae). *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 151, 1: 9-19.
- Staniaszek-Kik M. 2010. Flora wątrobowców na murszejącym drewnie i wykrociskach w zbiorowiskach leśnych Karkonoszy (Sudety Zachodnie). *Acta Botanica Silesiaca* 5: 131-156.
- Starmach K. 1964. Interesujące gatunki glonów w dziupli starej wierzby. *Fragmenta Floristica Geobotanica* 10, 1: 97-101.
- Wierzgoń M., Fojcik B. 2014. Martwe drewno jako ostoja różnorodności mszaków w lesie gospodarczym. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 212-222.
- Żarnowiec J., Stebel A., Ochrya R. 2004. Threatened moss species in the Polish Carpathians in the light of a new red-list mosses in Poland. W: Stebel A., Ochrya R. (red.) – *Bryological studies in the Western Carpathians*. Sorus, Poznań: 9-28.

Wiele mszaków rośnie wyłącznie na martwym drewnie. W większości lasów martwe drewno jest kluczowym siedliskiem dla zachowania różnorodności gatunkowej tej grupy roślin.

Zwiększenie zasobów martwego drewna – czy to w lasach naturalnych, czy zniekształconych – zwykle powoduje wzrost różnorodności gatunkowej mchów i wątrobowców, a często pojawienie się bardzo rzadkich i cennych gatunków.

Wśród roślin naczyniowych nie ma gatunków rosnących wyłącznie na martwym drewnie, jednak kilka z nich często porasta leżące kłody, szczególnie będące w późniejszych stadiach rozkładu.

Chociaż obecność martwego drewna w lesie bezpośrednio nie decyduje o występowaniu lub braku jakiegokolwiek gatunku rośliny naczyniowej, to w znacznym stopniu wpływa na strukturę populacji tych gatunków i procesy ich odnawiania się. Brak martwego drewna może zakłócić te procesy i utrudnić odnawianie się populacji wielu gatunków roślin, także drzewiastych.

rozdział 4.1.3: Podsumowanie

4.1.4. Grzyby

Gromady grzybów:

grzyby dzielą się według Spataphory i in. (2017) na następujące gromady:
Basidiomycota – grzyby podstawkowe, Ascomycota – grzyby workowe, Mucoromycota – grzyby pleśniakowe, Zoopagomycota – grzyby zwierzomorkowe, Chytridiomycota – grzyby skoczkowe, Blastocladiomycota, Cryptomycota, Microsporidia.

Grzyby są jednym z najważniejszych, aczkolwiek niedocenianym, składnikami ekosystemów (szczególnie leśnych) i spełniają w nich ważne role. Po pierwsze – wchodzą z żywymi roślinami (w tym drzewami i krzewami) w układy symbiotyczne, z których najczęściej obserwowany nazywany jest mykoryza (połączenie grzybni z korzeniami); po drugie – rozkładają martwe szczątki organizmów (m.in. obumierającą masę drzewną – grzyby saprotroficzne); po trzecie – żyjąc często w żywych drzewach (grzyby pasożytnicze) powodują powstawanie różnorodnych mikrosiedlisk, wykorzystywanych przez liczne organizmy, w tym przez wiele bezkręgowców i ptaków. Poza tym grzyby pełnią szereg innych funkcji, np. zwiększają powierzchnię chłonną korzeni, wspomagając drzewa w pobieraniu wody i składników mineralnych, gromadzą substancje azotowe oraz regulują liczebność populacji roślin i zwierząt. Biorą też udział w procesach glebotwórczych, krążeniu pierwiastków i przepływie energii przez ekosystemy. Ogromna rola grzybów w ekosystemach wynika przede wszystkim z powszechności ich występowania, różnorodności powiązań z innymi organizmami oraz mnogości gatunków i form życiowych.

Liczba gatunków grzybów występujących w Polsce szacowana jest na kilkanaście tysięcy gatunków, z czego samych grzybów określanych jako wielkoowocnikowe (czyli tworzących widoczne gołym okiem owocniki lub podkładki) jest około 5 tys. Dalecy jesteśmy jeszcze od pełnego poznania różnorodności tej grupy organizmów na terenie naszego kraju i wiele miejsc wciąż stanowi „mykologiczne białe plamy”. Nawet obszary parków narodowych są słabo poznane pod względem bogactwa grzybów. Przeciętnie na większych, stosunkowo dobrze zbadanych obszarach leśnych, np. w Kampinoskim Parku Narodowym, Bieszczadach i w Puszczy Knyszyńskiej stwierdzono od około 1250 do 1400 gatunków grzybów wielkoowocnikowych. Na tym tle wyróżnia się bogactwo gatunkowe grzybów Puszczy Białowieskiej, w której w programie badawczym CRYPTO na obszarze tylko około 1,5 km² w Białowieskim Parku Narodowym stwierdzono występowanie 1380 gatunków grzybów (mikro- i makrogrzybów), a liczba gatunków samych tylko makrogrzybów znanych z terenu całej Puszczy przekroczyła już 2000 gatunków. Wiele z nich to organizmy związane z martwymi drzewami i krzewami, zarówno stojącymi i leżącymi, jak też z ich fragmentami w postaci opadłych gałęzi lub konarów. Wyobrażenie o liczbie takich grzybów może stanowić fakt, że spośród 1144 gatunków zebranych dotychczas przy okazji 25 białowieskich wystaw grzybów (znaczna ich część była prezentowana na ekspozycjach udostępnionych szerokiej publiczności), aż 454 (40%) to gatunki występujące na martwym drewnie.

Program CRYPTO:

część przedstawionych w tym rozdziale danych pochodzi z programu badawczego CRYPTO. Są to wieloletnie badania (1987-1996), prowadzone przez zespół specjalistów, których celem była m.in. analiza zależności pomiędzy występowaniem roślin zarodnikowych i grzybów a zróżnicowaniem środowisk leśnych. Badania prowadzono w Białowieskim Parku Narodowym na obszarze 144 ha.

Ani roślina, ani zwierzę – dlaczego grzyby stanowią oddzielną grupę organizmów żywych?

Przez wiele setek lat grzyby zaliczane były do świata roślin. Dopiero w połowie XX wieku rozwój nauki pozwolił na wykazanie znaczących różnic i zdecydowano się na wyodrębnienie grzybów w osobną jednostkę systematyczną równoważną roślinom i zwierzętom, i z tymi ostatnimi grzyby są bliżej spokrewnione. Odrębność tych organizmów wynika z wielu cech właściwych tylko grzybom. Przede wszystkim żaden grzyb nie posiada chlorofilu i nie jest zdolny do samodzielnego uzyskiwania związków organicznych, musi je pobierać z zewnątrz – wszystkie bez wyjątku grzyby są organizmami cudzożywymi. Ponadto ściany komórkowe grzybów są zbudowane z chityny – związku budującego także pancerze owadów. Substancją zapasową u grzybów jest, podobnie jak u zwierząt, glikogen. Poza tym istnieje wiele szczegółów dotyczących budowy i sposobów rozmnażania się, które są specyficzne wyłącznie dla grzybów. Nic więc dziwnego, że grzyby doczekały się wreszcie rangi oddzielnego królestwa, na równi z roślinami i zwierzętami, a do terminu flora i fauna dołączył trzeci – funga.

Związki niezbędne, wspomagające wzrost i rozwój drzew – mykoryza...

Pisząc o grzybach i drzewach rosnących m.in. na przydrożach, w parkach, na skwerach, w zadrzewieniach, a przede wszystkim w lasach trzeba, choćby w kilku zdaniach, wspomnieć o mykoryzie. Zjawisko to dotyczy wyłącznie żywych drzew (i innych roślin), ale spełnia w ekosystemach bardzo ważną rolę. Wyróżniamy wiele typów mykoryz, z których najczęściej przez nas obserwowana jest ektomykoryza (Fot. 116), w której strzępki grzybni oplatają ściśle drobne korzenie drzew i wnikają do ich wnętrza. W tym ściśłym związku następuje wymiana substancji odżywczych. Grzyby wspomagają m.in. transport wody z solami mineralnymi z gleby do rośliny, a korzystają ze związków organicznych produkowanych przez swoich roślinnych partnerów. Dzięki mykoryzie drzewa są w stanie wykorzystać również substancje bezpośrednio niedostępne, a znajdujące się w glebie. Możliwe jest to przy udziale enzymów wytwarzanych przez strzępki grzybni grzybów. Równie istotna jest funkcja ochronna mykoryz. Dzięki temu, że korzenie drzew są ściśle oplecione strzępkami grzyba, stają się one niedostępne dla wielu patogenów. Drzewa i krzewy niemal wszystkich gatunków wchodzą we współżycie z grzybami – najczęściej tuż po wykiełkowaniu. Często są to związki bardzo specyficzne, gdy określony gatunek grzyba współżyje tylko z określonym gatunkiem drzewa, np. maślaki żółte *Suillus grevillei* tworzą mykoryzy wyłącznie z modrzewiami. Nieprzypadkowo też koźlarczy szukamy głównie pod osikami lub brzożami, mleczej rydz *Lactarius deliciosus* pod sosnami,



Fot. 116 (R. Wilgan)
Mykoryza utworzona przez
kutnerkę jasnordzawą
Tomentella bryophila
(Fot. 142) – grzyb, który
tworzy owocniki na
zmuśrzałym drewnie

mleczaja świerkowego *Lactarius deterrimus* pod świerkami, a borowika ceglastoporego *Boletus erythropus* pod bukami i świerkami. Ale wiele gatunków grzybów może wchodzić w te symbiotyczne związki z kilkoma gatunkami drzew, co więcej, skład grzybów mykoryzowych na korzeniach zmienia się dynamicznie wraz ze wzrostem i rozwojem drzewa. Mykoryza jest szczególnie ważna dla siewek i drzew młodych, rozpoczynających wzrost. Stąd też często wynikają trudności w zalesianiu gruntów nieleśnych, których gleba jest praktycznie pozbawiona grzybów, mogących współżyć z drzewami. Ważną rolę w przenoszeniu zarodników grzybów mykoryzowych pełnią m.in. gryzonie. Dotyczy to zarówno grzybów tworzących owocniki na ziemi – np. borowików, muchomorów, jak też mykoryzowych grzybów z owocnikami podziemnymi, np. trufli, jeleniaków lub piestraków.

**... i związki niebezpieczne,
choć równie niezbędne –
grzyby powodujące zamieranie
drzew i wspomagające krążenie
pierwiastków w ekosystemach**

Poza grzybami saprotroficznymi (rozwijającymi się na martwej substancji organicznej) i symbiotycznymi istnieje duża grupa grzybów pasożytniczych. Mają one zdolność do zasiedlenia żywych organizmów. Rozwijają się w nasionach, siewkach, liściach, a także w pniach i gałęziach żywych drzew i krzewów. W czasie życia drzewa jest wiele sytuacji, które umożliwiają grzybom zasiedlenie żywego organizmu. Wszelkie nadłamania/cięcia gałęzi, zranienia pni, osłabienie drzewa, np. w wyniku suszy, niewłaściwych warunków siedliskowych itd. otwierają drogę rozwoju grzybom pasożytniczym. Czynniki stresowe powodują osłabienie zdolności

obronnych drzewa i ułatwiają wnikanie organizmów pasożytniczych. Im starsze jest drzewo, tym więcej grzybów pasożytniczych może się na nim rozwinąć. W wyniku ich rozwoju i rozrastania się grzybni wewnątrz drzew, powstają liczne, zróżnicowane mikrosiedliska dla wielu organizmów. W zależności od różnych czynników, m.in. możliwości obronnych drzewa i warunków wzrostu pasożyta, drzewo może ulec szybszemu zamarceniu, ale najczęściej grzyby pasożytnicze rozwijają się powoli, żyjąc przez dziesięciolecia w tkankach drzewnych. Do takich gatunków należą m.in. czyreń, np. czyreń sosnowy *Phellinus pini* rozwijający się najczęściej w około 60-80-letnich sosnach, czyreń ogniowy *Phellinus igniarius* zasiedlający wierzby czy też czyreń dębowy *Phellinus robustus* (Fot. 117) rozwijający się na dębach.



Fot. 117 (K. Kujawa)
Czyreń dębowy *Phellinus
robustus* rozrastając się
tworzy próchnowiska
i ułatwia wykuwanie
dziupli

Fot. 118 (K. Zub)
Żółciak siarkowy
Laetiporus sulphureus po
śmierci drzewa rozkłada
jego martwe tkanki



Innym, bardzo pospolitym grzybem spotykanym na żywych drzewach jest żółciak siarkowy *Laetiporus sulphureus* (Fot. 118), posiadający okazałe owocniki o żółtym zabarwieniu. Grzyb ten rozwija się głównie na drzewach liściastych (wierzbach, jesionach, dębach, robiniałach, czeresniach, śliwach) będących w różnej kondycji. Czasami doprowadza do szybkiego obumarcia drzewa, ale czasami może żyć na nim przez dziesiątki lat. Trzeba zwrócić uwagę, że od momentu zasiedlenia drzewa przez grzyb pasożytniczy do pojawienia się owocników może upły-

nąć wiele lat, podczas których grzybnia rozrasta się wewnątrz pnia lub konaru. W wielu przypadkach grzyby pasożytnicze po śmierci żywiciela nadal prowadzą rozkład drewna. Upraszczając – uznaje się, że drzewo zasiedlone przez gatunek grzyba nadrzewnego jest miejscem jego życia do całkowitego rozkładu, bowiem, nawet gdy nie widać nowych owocników, nie można wykluczyć istnienia żywej grzybni w drewnie.

Wiele grzybów zasiedla drzewa osłabione, przyspieszając ich zamieranie. Należą do nich, m.in. hubiak pospolity *Fomes fomentarius* (Fot. 125), bocznik ostrygowaty *Pleurotus ostreatus* (Fot. 119), pniarek obrzeżony *Fomitopsis pinicola* (Fot. 120) i białoporek brzożowy *Piptoporus betulinus*.

Wśród grzybów pasożytniczych, oprócz gatunków pospolitych, znajdują się także gatunki rzadkie i chronione, takie jak np. pasożytniczy na korzeniach dębu siedziu dębowy *Sparassis laminosa* oraz żagwica listkowata *Grifola frondosa* (Fot. 121). Ważnym, chronionym grzybem jest ozorek dębowy *Fistulina hepatica* (Fot. 122), rozwijający się najczęściej w dolnej części pnia dębów, a na pniach klonów, buków i innych drzew liściastych wyrasta rzadko spotykany zębiczek północny *Climacodon septentrionalis*.



Fot. 119 (K. Kujawa)
Owocniki bocznika
ostrygowatego *Pleurotus
ostreatus* wyrastające na
martwych stojących
jesionach



Fot. 120 (K. Kujawa)
Pniarek obrzeżony
Fomitopsis pinicola
– wieloletni owocnik
z widocznymi kroplami
(zjawisko gutacji)



Fot. 121 (K. Zub)
Żagwica listkowata
Grifola frondosa –
owocnik wyrastający
u podstawy żyjącego dębu

Fot. 122 (J. Walencik)
Krótkotrwałe owocniki
ozorka dębowego *Fistulina hepatica* wyrastające
u nasady pnia dębu



Typy rozkładu drewna:
według Ważnego (1968),
za Mańką (1981):

- **zgnilizna brunatna** (zwana czerwoną) – powoduje zmianę barwy drewna na kolor ciemniejszy niż drewna zdrowego; rozkładowi ulega głównie celuloza, a lignina pozostaje nietknięta i to ona nadaje czerwonawą barwę (Fot. 123); zanikanie celulozy powoduje rozkład komórek i rozpad drewna na pryzmatyczne klocki; zgniliznę brunatną powodują m.in. żółciak siarkowy (Fot. 118), białoporek brzoźowy i ozorek dębowy (Fot. 122);

- **zgnilizna biała** – powoduje jaśniejsze zabarwienie drewna w porównaniu z drewnem zdrowym; następuje równomierny rozkład wszystkich składników drewna, ponieważ jednak udział celulozy jest większy, nadaje ona jasną barwę drewnu; drewno kruszy się i rozpada na włókniste fragmenty; zgniliznę białą powodują m.in. czyrenie występujące na drzewach liściastych, hubiak pospolity (Fot. 125, 153) i bocznik ostrygowaty (Fot. 119);

- **zgnilizna biała jamkowata** (zwana pstrą lub kieszonkową) – charakteryzuje się występowaniem równomiernie rozmieszczonych jamek wypełnionych celulozą na ciemnym tle; powodowana jest m.in. przez czyrenia sosnowego i korzeniowca wieloletniego *Heterobasidion annosum* s.l.

Współcześnie mówimy raczej o rodzajach rozkładu drewna – rozkładzie brunatnym, białym lub pstrym.

Wielkie „sprzątanie” i „rozdawanie” substancji odżywczych – grzyby saprotroficzne

Jak już powiedziano we wstępie, drewno składa się z celulozy, hemiceluloz i ligniny, łącznie stanowiących około 96-97% jego suchej masy, oraz z wosków, tłuszczów, tanin, które stanowią około 3-4% jego masy. Zarówno drewno gatunków iglastych, jak i liściastych zawiera podobną ilość celulozy, natomiast różni się proporcją hemiceluloz i ligniny. Ogólnie w drewnie gatunków iglastych jest mniej hemicelulozy, a więcej ligniny w porównaniu z gatunkami liściastymi. Różnice te mają wpływ na tempo zasiedlania i sposób rozkładu drewna różnych gatunków drzew i krzewów przez organizmy żywe. Również obecność w drewnie takich substancji jak flawonoidy i terpenoidy może ograniczać możliwość rozwoju organizmów żywych, dla których substancje te są inhibitorami (opóźniaczami) wzrostu i rozwoju. Związki budujące drewno nie mogą być wykorzystane bezpośrednio i jedynie nieliczne organizmy mają zdolność ich rozkładania. Węgiel związany w postaci celulozy, hemicelulozy i ligniny jest dostępny tylko dla organizmów zdolnych do produkcji enzymów (lignino- i celulolitycznych) powodujących rozkład tych związków. W porównaniu z zielonymi częściami roślin, drewno zawiera stosunkowo niewiele azotu. Jedynie grzyby podstawkowe potrafią poradzić sobie z tymi trudnościami. Enzymy wydzielane przez strzępki grzybni tych grzybów są katalizatorami zapoczątkowującymi rozkład ścian komórkowych drewna, natomiast niedobór azotu pokrywany jest częściowo przez wiązanie wolnego azotu z powietrza lub współżycie z mikroorganizmami.

Wynikiem działania grzybów, zarówno pasożytniczych, jak i saprotroficznych, na drewno jest jego rozkład, który w fitopatologii leśnej określany jest mianem zgnilizn, czyli „chemicznego rozkładu i wynikającego stąd rozpadu substancji drzewnej” (wg Mańki 1981). Istnieje wiele podziałów sposobów rozkładu drewna. Jednym z prostszych jest podział bazujący na objawach określonych procesów rozkładu. Według tej klasyfikacji wyróżniamy rozkład brunatny, biały i biały jamkowaty (pstry).

Dzięki enzymatycznej działalności grzybów zmienia się nie tylko struktura drewna (Fot. 124), ale również jego skład chemiczny. Wraz z postępującym rozkładem zwiększa się zawartość azotu w drewnie i obniża pH. Grzyby wydzielają również liczne cukry, kwasy i białka, które mogą być wykorzystywane przez inne organizmy. Zatem rozkład drewna to przede wszystkim uruchamianie zapasów substancji odżywczych gromadzonych przez drzewa i krzewy. Rozkładem tym zajmuje się armia wyspecjalizowanych w różnym stopniu gatunków. Zazwyczaj wiemy tylko o niewielkiej ich liczbie. Najbardziej widocznym przejawem zasiedlenia drewna przez grzyby wielkoowocnikowe jest pojawienie się ich owocników. Zasadniczą część rozwoju grzybów zachodzi jednak w tkance drzewnej, ukryta przed naszym wzrokiem. Niektóre gatunki mogą nie wytworzyć owocników ani razu podczas życia w danej kłodzie. Wiele z nich tworzy owocniki epizodycznie, raz na kilka miesięcy/lat i bywają to owocniki bardzo niepozorne, jak np. u wielu grzybów workowych (Fot. 127), albo nietrwałe. W niektórych przypadkach grzybnia



Fot. 123 (J. Walencik)
Brunatny rozkład drewna
świerkowego

może nie mieć dobrych warunków do wytworzenia owocników (np. być ograniczona do niewielkiej przestrzeni wewnątrz kłody). Stosunkowo najłatwiej jest zaobserwować owocniki wieloletnie. Badania przy pomocy izolowania i identyfikacji grzybni lub z zastosowaniem nowoczesnych metod molekularnych dają znacznie pełniejszy obraz aktualnego składu zgrupowania grzybów. Przykładem ilustrującym to zagadnienie są np. wyniki badań przeprowadzonych w Szwecji, gdzie w czasie kontroli leżącego od siedmiu lat pnia starego świerka stwierdzono w nim obecność grzybni 15 gatunków, podczas gdy na zewnątrz widoczne były owocniki tylko 3 gatunków grzybów.

Wspomniane wyżej gatunki pasożytnicze mają zdolność do saprotroficznego rozkładu martwego drewna. Po obumarciu i wywróceniu się zasiedlonego drzewa, grzyby te nadal rosną i odżywiają się trawiąc jego martwe tkanki. Można wówczas zaobserwować ciekawe zjawisko zwane geotropizmem owocników, polegające na tym, że hymenofor owocników jest zwrócony w dół. Widać to wyraźnie na starych owocnikach, które są ustawione prostopadle do pnia (kiedy drzewo jeszcze stało, wyrastały równoległe do ziemi), a wyrastające na ich spodniej stronie mniejsze owocniki są już zorientowane równoległe do ziemi – zgodnie z nowymi warunkami wzrostu (Ryc. 35, Fot. 125).



Fot. 124 (J. Walencik)
Interesująca struktura
drewna świerka rozkładanego przez grzyby

Fot. 125 (K. Kujawa)
 Wieloletni owocnik
 hubiaka pospolitego
Fomes fomentarius
 wyrastający początkowo
 na żywym buku, a później
 rozwijający się przez
 wiele lat na martwym,
 leżącym pniu



Ryc. 35 Owocnik pniarka
 obrzeżonego *Fomitopsis*
pinicola, który najpierw
 rósł na stojącym drzewie,
 a następnie, po jego
 przewróceniu, nowe
 przyrosty wyrastają
 prostopadle do poprzed-
 niego, zachowując wciąż
 horyzontalne ustawienie
 hymenoforu (M. Bobiec)



Martwe drewno w lesie (ale też w zadrzewie-
 niach, parkach, na przydrożach, w starych
 ogrodach, na skwerach, na cmentarzach itp.)
 może występować w różnorodnych postaciach
 – zarówno niewielkich fragmentów łatwo ule-
 gających przemieszczeniu (gałązki, fragmen-
 ty konarów i kłód), jak również różnego rozmiaru
 pni leżących i stojących drzew oraz pniaków
 o różnej wysokości, pozostałych po ściętych
 oraz złamanych drzewach i krzewach. Każda
 z tych form oferuje grzybowi różne warunki
 rozwoju związane z wilgotnością, nasłonecz-
 nieniem, trwałością. Nawet w obrębie jednej
 kłody w różnych jej miejscach panują odmienne

Fot. 126 (K. Zub)
 Wieloletni owocnik
 lakownicy spłaszczonej
Ganoderma applanatum





Fot. 127 (K. Kujawa)
 Chlorówka drobna *Chlorociboria aeruginascens* – rozkłada drewno drzew liściastych, jej grzybnia nadaje drewnu wyrazisty zielono-niebieskawy kolor, a owocniki pojawiają się na krótki czas, są bardzo drobne – wielkości kilku milimetrów – i często ukryte w załamkach drewna

warunki tworzące mozaikę mikrośrodowisk. Bogactwo zróżnicowanego materiału drzewnego odzwierciedla się w zróżnicowaniu gatunkowym zgrupowań grzybów nadrewnowych. Drobne gałązki, fragmenty kory, zrębki, niewielkie kawałki drewna z grubszych gałęzi oferują grzybom niewielkie ilości pokarmu i zazwyczaj rozkładane są przez grzyby o niewielkich owocnikach, wiele z nich należy do rodzaju twardzioszek *Marasmius* (Fot. 128), grzybówka *Mycena* (Fot. 129) lub trąbka *Tubaria*. Na drobnych fragmentach drewna rozwija się też jeden z najwcześniej (podczas łagodnych zim i wiosną) owocnikujących grzybów – czarka austriacka

Sarcoscypha austriaca, najczęściej spotykana w Polsce spośród kilku gatunków czarek (Fot. 130).

Na skład zgrupowania grzybów zasiedlających martwe drewno znaczący wpływ ma historia życia drzewa, np. na drzewie przewróconym przez wiatr i drzewie stojącym, powolnie zamierającym – skład gatunkowy grzybów będzie się kształtował odmiennie. Łyko i czynne drewno świeżo opadłych gałęzi i złamanych pni oferuje znacznie większe bogactwo substancji odżywczych niż tylko celulozę i ligninę. Dlatego też spotykamy tu przedstawicieli tzw. pionierów rozkładu, czyli organizmów nie posiadających umiejętności rozkładania celulozy i ligniny,



Fot. 128 (K. Kujawa)
 Twardzioszek obrożowy *Marasmius rotula* rozkłada drewno niewielkich gałązek

Fot. 129 (K. Kujawa)
 Grzybówka alkaliczna
Mycena stipitata (owocniki
 o zapachu chlorowym)
 rozkłada drewno drzew
 iglastych, zarówno
 wielowymiarowe, jak
 i niewielkie jego
 fragmenty



ale mogących korzystać z cukrów prostych, skrobi i białek zawartych w świeżo obumarłych drzewach. Należą do nich m.in. grzyby workowe: *Diatrype stigma*, *Diatrypella favacea*, i drewniaki: np. szkarłatny *Hypoxylon fragiforme* (Fot. 131) i pierzasty *Hypoxylon howeanum*. Również niektóre okazjonalne pasożyty korzystają z tego substratu, należy do nich m.in. gruzełek cynobrowy *Nectria cinnabarina*. Łatwo przyswajalne substancje odżywcze zostają jednak szybko zu-

żyte i drewno zostaje zasiedlone przez inne gatunki, posiadające zdolności do rozkładu bardziej złożonych związków. Wśród 142 gatunków zanotowanych w Puszczy Białowieskiej w ramach programu badawczego CRYPTO na korze leżących martwych drzew i gałęzi, aż 83 to grzyby workowe, a 59 podstawkowe. Spośród grzybów workowych ścisły związek z tym podłożem wykazują m.in. prószek brudzący *Bulgaria inquinans* (Fot. 132) i chroniony lipnik lepki



Fot. 130 (K. Zub)
 Czarka austriacka
Sarcoscypha austriaca
 – piękny grzyb, którego
 owocniki spotkać można
 wczesną wiosną, grzybnia
 rozkłada drobne gałęzie
 i kawałki drewna zazwy-
 czaj ukryte w podłożu



Fot. 131 (K. Kujawa)
Drewniak szkarłatny
Hypoxylon fragiforme,
wyrastający na bukach –
tak jak pozostałe
drewniaki, należy do
pionierów rozkładu

Holwaya mucida (Fot. 150). Wśród grzybów podstawkowych 10 gatunków występowało wyłącznie na tym substracie. W badaniach 30 drzew powiatrołomowych (brzoź, dębów i sosen) w Kampinoskim Parku Narodowym, przeprowadzonych w rok po wiatrołomie, stwierdzono 62 gatunki grzybów wielkoowocnikowych, w tym liczne gatunki zaliczane do pionierów rozkładu drewna.

Typowym środowiskiem życia grzybów związanych z martwym drewnem są pnie leżących drzew. W Puszczy Białowieskiej w programie badawczym CRYPTO stwierdzono wystę-

powanie w tym środowisku 282 gatunków grzybów, z czego 109 to gatunki bezwzględnie uzależnione od tego typu podłoża. Ze względu na różną zawartość wody, z pniami leżącymi bezpośrednio na ziemi związanych było znacznie więcej grzybów niż z pniami zawieszonymi np. na karpie (tarczy) korzeniowej.

Spośród 90 gatunków grzybów workowych znalezionych na tym substracie, 38 to gatunki spotykane wyłącznie na pniach. Najczęstszymi gatunkami były m.in. drewniaki *Hypoxylon multiforme*, *Hypoxylon rubiginosum*, *Hypoxylon serpens*, próchnilec długotrzonkowy *Xylaria*



Fot. 132 (J. Walencik)
Prószek brudzący
Bulgaria inquinans
na pniu martwego,
leżącego grabu

Fot. 133 (J.M. Gutowski)
Chroniona soplówka
jodłowa *Hericium*
flagellum na leżącej
kłodzie jodły



Fot. 134 (J. Korbel)
Owocniki grzybów
wyrastające na leżących
kłodach buków osiągają
niekiedy ogromne
rozmiary i wyglądają
wręcz fantastycznie



Fot. 135 (J. Walencik)
Owocniki grzybów
występują czasami
masowo na przewró-
conych drzewach –
czernidłak *Coprinus* sp.
na przewróconym
świerku





Fot. 136 (K. Kujawa)
Włośniczka tarczowata
Scutellinia scutellata
rozwija się najczęściej na
wilgotnych fragmentach
drewna

longipes, włośniczka tarczowata *Scutellinia scutellata* (Fot. 136), kustrzebka drobnotrzonowa *Peziza micropus* oraz zgłiszczak pospolity *Kretzschmaria deusta* (rosnący często w otoczeniu mchów na grubszych pniach drzew liściastych). Na leżących pniach drzew stwierdzono aż 192 gatunki grzybów podstawkowych, z których występowanie 67 gatunków ograniczone było tylko do tego substratu. Oprócz tego na martwych pniach występowały 4 gatunki grzybów z innych grup systematycznych. To przede wszystkim zdolność tej grupy grzybów do rozkładu celulozy i ligniny daje im przewagę w konkurencji z innymi organizmami zasiedlającymi martwe drewno, stąd tak duża, obserwowana tu, różnorodność gatunków. Dosyć licznie na pniach martwych drzew

występowały grzyby tworzące owocniki jednoroczne, ale widoczne przez wiele tygodni lub miesięcy. Należą do nich m.in.: włośchatka ciemna *Corioloopsis gallica*, gmatwica chropowata *Daedaleopsis confragosa*, ząbczak kruchy *Dentipellis fragilis* i wrośniak pachnący *Trametes suaveolens*, a także ziarnoskórnik purpurowy *Chondrostereum purpureum*, inne wrośniaki *Trametes* (Fot. 138) oraz liczne skórniki *Stereum*. Spektakularnie wyglądające owocniki widoczne przez wiele tygodni tworzy chroniona soplówka bukowa *Hericiium coralloides*.

Również liczne grzyby kapeluszowe zasiedlały ten typ podłoża, np. gatunki z rodzaju drobnołuszczak *Pluteus* – 11 gatunków, łuskwiak *Pholiota* – 5 gatunków (Fot. 137), twardówka *Lentinellus* i ciżmówka *Crepidotus* – po 3 gatunki.



Fot. 137 (K. Kujawa)
Łuskwiak nastroszony
Pholiota squarrosa –
owocniki wyrastają często
na osłabionych drzewach
i kontynuują swój rozwój
po ich śmierci

Fot. 138 (K. Kujawa)
Wrośniak różnobarwny
Trametes versicolor –
jeden z grzybów
o właściwościach
lecniczych, coraz
częściej uprawiany



Najliczniejsze były gatunki tworzące owocniki wieloletnie. Należą one do wielu rodzajów, spośród których należy wymienić: lakownicę *Ganoderma* (Fot. 126, 160), szczeciniaka *Hymenochaete*, pniarka *Fomitopsis* (Fot. 144), niszczycę *Gloeophyllum* (Fot. 145) i gmatwka *Daedalea*.

We współczesnych badaniach na 32 kłodach dębowych w różnej fazie rozkładu w Białowieżskim Parku Narodowym podczas jednej kontroli terenowej stwierdzono owocniki 187 gatunków grzybów, w tym gatunki chronione (miękusza szafranowy *Hapalopilus croceus* i ozorek dębowy – Fot. 122) oraz zagrożone (np. drewnowiec popękany *Xylobolus frustulatus* (Fot. 158) i jamkówka bawełniana *Antrodia gossypium*).

Mniej korzystne warunki rozwoju znajdują grzyby na pniakach pozostających po złamanych lub ściętych drzewach. To środowisko życia charakteryzuje się niewielką wilgotnością (szczególnie górne partie pniaków) i dużym nasłonecznieniem. Na tym podłożu w programie badawczym CRYPTO stwierdzono występowanie 10 gatunków grzybów workowych, m.in. zgliszczaka pospolitego oraz próchnilców: maczugowatego *Xylaria polymorpha*, długotrzonkowego (Fot. 139) i gałęzistego *Xylaria hypoxylon* (Fot. 140). Spośród 58 grzybów podstawkowych znalezionych na tym substracie, tylko 6 zasiedlało wyłącznie ten rodzaj martwego drewna.



Fot. 139 (K. Kujawa)
Czarne podkładki próchnilca długotrzonkowego
Xylaria longipes na
kłodzie pokrytej mchami



Fot. 140 (K. Kujawa)
Próchnilec gałęzisty
Xylaria hypoxylon często
spotykany jest na pniakach
drzew liściastych

Podobnie mało korzystne warunki do rozwoju grzybów stwarzają stojące pnie martwych drzew. W programie badawczym CRYPTO stwierdzono, że grzyby zasiedlały głównie stojące pnie świerków, rzadziej także olsz i brzoź. Poza nielicznymi grzybami workowymi, w tym środowisku stwierdzono występowanie jedynie 18 gatunków grzybów podstawkowych, z czego większość to pospolite gatunki, występujące również na innym podłożu. Należą do nich m.in. hubiak pospolity (Fot. 125, 153), pniarek obrzeżony (Fot. 120) i żagiew łuskowata *Polyporus squamosus*.

Związek grzybów z martwym drewnem może być mniej lub bardziej ścisły. Jak już wspomniano wcześniej, niektóre gatunki pasożytów mogą po obumarciu drzewa funkcjonować jako saprotrofy. Podobnie wiele gatunków grzybów występujących na silnie rozłożonym drewnie może także rosnać na ściółce, np. kubek prążkowany *Cyathus striatus* (Fot. 141) i liczne gatunki grzybówek. Wśród grzybów naściółkowych, odnotowywanych najczęściej na tym substracie, część może występować na silnie rozłożonym drewnie. Także grzyby naziemne, mykoryzowe spotkać można na zmurszałym drewnie lub na całkiem jeszcze dobrze wyodrębnionych kawałkach drewna. Do takich grzybów należy np. tęgoskór cytrynowy *Scloderma citrinum*, mleczaj kamforowy *Lactarius camphoratus*, a także pospolity podgrzybek brunatny *Xerocomus badius*. Dla niektórych grzybów mykoryzowych, np. kutnerek *Tomentella* (Fot. 116, 142), drewno bywa wręcz niezbędne do wytworzenia owocników.



Fot. 141 (J. Walencik)
Kubkowształtne owocniki
kubka prążkowanego
Cyathus striatus wyrastają
czasem na leżących
fragmentach drewna

Powiązania grzybów z różnymi gatunkami drzew

Grzyby wykazują pewne preferencje do określonych gatunków drzew. W badaniach CRYPTO, spośród 11 analizowanych pod tym kątem gatunków drzew, najwięcej gatunków grzybów stwierdzono (Tabela 6) na brzozach (68 gatunków grzybów), natomiast najmniej na jarzębinie (5 gatunków).

Z kolei w badaniach w Kaszubskim Parku Krajobrazowym, gdzie przedmiotem badań były wyłącznie grzyby afyloforoidalne (bezbłaszkowe), wśród 31 gatunków drzew i krzewów wyróżnił się buk, na którym stwierdzono 149 gatunków grzybów z tej grupy, następnie świerk (125 gatunków) i sosna (100 gatunków). Najmniej, po jednym gatunku, stwierdzono na jabłoni, czeremśse, ałyczy, bzie czarnym i wiązcie.

Biorąc to pod uwagę można świadomie planować wspomaganie populacji określonych gatunków grzybów, sadząc odpowiednie dla nich drzewa. Dotyczy to szczególnie drzew poza obszarami leśnymi – na przydrożach, w zadrzewieniach, parkach, na skwerach, cmentarzach

itp. W badaniach prowadzonych w Wielkopolsce nad siedliskami zastępczymi dla chronionej żagwicy listkowatej, rosnącej naturalnie w grądach i dąbrowach, stwierdzono spontaniczne występowanie tego gatunku na wiekowych dębach rosnących w parku wiejskim, zadrzewieniach i alejach przydrożnych. Podobnie w przypadku chronionego ozorka dębowego (Fot. 122) – stwierdzono go w zadrzewieniach i parkach wiejskich. Znane są także stanowiska tego gatunku z zieleni miejskiej. Znajomość grzybów zasiedlających określone gatunki drzew może nie tylko wspomóc zachowanie populacji gatunków rzadkich, ale pomaga też w utrzymaniu różnorodności gatunkowej w lasach gospodarczych oraz tam, gdzie deficyt martwego drewna jest problemem istotnym, ale niezauważanym – w miastach i w krajobrazie wiejskim poza terenami leśnymi. Wyniki badań prowadzonych m.in. w Poznaniu w parku na peryferiach miasta, w którym stwierdzono 333 gatunki grzybów (na różnych substratach), w tym 19% gatunków

Tabela 6 Liczba epiksylicznych gatunków grzybów występujących na określonych gatunkach drzew w Puszczy Białowieskiej (wg Chlebickiego i in. 1996; zmodyfikowane)

Gatunek drzewa	Łączna liczba gatunków grzybów epiksylicznych	Grzyby występujące wyłącznie na danym gatunku drzewa	Liczba rzadkich gatunków grzybów
Olsza czarna <i>Alnus glutinosa</i>	59	7 (+4 gatunki wskazujące silne preferencje)	53
Brzozy <i>Betula pendula</i> + <i>Betula pubescens</i>	68	9	59
Grab pospolity <i>Carpinus betulus</i>	54	5	45
Świerk pospolity <i>Picea abies</i>	54	18	50
Dąb szypułkowy <i>Quercus robur</i>	61	7	55



Fot. 142 (T. Leski)
Płaski, rozpostarty owocnik kutnerki jasnordzawej *Tomentella bryophila*. To grzyb mykoryzowy, potrzebujący do swojego rozwoju ścisłego, symbiotycznego kontaktu z korzeniami drzewa i jednocześnie obecności martwego drewna do utworzenia owocników



Fot. 143 (A. Szczepkowski)
Jodłownica górską
Bondarzewia mesenterica,
gatunek ściśle związany
z jodłą

rzadkich, wskazują na znaczącą rolę parków w zachowaniu różnorodności biologicznej w miastach i konieczność odejścia od utrwolonych kulturowo metod pielęgnacji terenów zielonych, polegających m.in. na usuwaniu martwego drewna. Również pielęgnacja alej wymaga zmiany w podejściu do martwego drewna i przy koniecznej wycince drzew zamierających, o osłabionej statyce, należy pozostawiać wysoki pniak (1,1-1,3 m) do jego naturalnego rozkładu.

Przykładów występowania grzybów na określonych gatunkach drzew jest dużo. Do najbardziej znanych należy związek białoporka brzożowego występującego wyłącznie na brzożach. Z dębami związany jest wspomniany wcześniej chroniony ozorek dębowy, a także porożyżek

dębowy *Buglossoporus quercinus*, oraz niechronione: czyreń dębowy (Fot. 117) i gmatwek dębowy *Daedalea quercina*. Na lipach spotkać można chronionego lipnika lepkiego (Fot. 150), drewno sosen rozkłada czyreń sosnowy, z modrzewiami związany jest skrajnie rzadki, chroniony pniarek (modrzewnik) lekarski *Fomitopsis officinalis* (Fot. 201), a z jodłami chronione sopłówka jodłowa *Hericium flagellum* (Fot. 133) i jodłownica górską *Bondarzewia mesenterica* (Fot. 143). Dużo gatunków preferuje wyłącznie drewno świerków. Są to m.in.: chroniony pniarek różowy *Fomitopsis rosea* (Fot. 144), pospolite: niszczyca anyżkowa *Gloeophyllum odoratum* (Fot. 145), galaretek kolczasty *Pseudohydnum gelatinosum* i pniakówka dzwonkowata



Fot. 144 (K. Zub)
Chroniony pniarek
różowy *Fomitopsis rosea*
na kłodzie świerkowej

Fot. 145 (J.M. Gutowski)
Niszczycza anyżkowa
Gloeophyllum odoratum
– występuje tylko
na świerkach



Xeromphalina campanella oraz rzadka smolucha świerkowa *Ischnoderma benzoinum*. Na drewnie świerków spotkać też można gatunki niezmiernie rzadkie, znane z pojedynczych stanowisk. Te gatunki związane są z lasami o charakterze naturalnym i do swojego rozwoju potrzebują warunków, jakie zapewniane są w lasach określanych mianem puszczańskich. Takimi grzybowymi rarytasami związanymi ze świerkiem są m.in. chronione – późnoporka czerwieniejąca *Amylocystis lapponica* (Fot. 206) i pomarańczowiec bladożółty *Pycnoporellus alboluteus* (Fot. 156) oraz niepodlegające ochronie gatunkowej – krucho mięsak ciemniejący *Sarcoporia polyspora*, czyreń ciemnordzawy *Phellinus ferrugineofuscus*, miękoporek najmniejszy *Postia minusculoides* i gwiazdoząb rdzawy *Asterodon ferruginosus*.

Liczne gatunki grzybów mogą jednak rozwijać się na drzewach należących do różnych gatunków, np. chronione soplówki: bukową i jeżowatą *Hericium erinaceus* spotyka się na bukach, dębach, klonach, wiązach i brzożach. Przykładami częściej spotykanych grzybów mających szerokie spektrum gatunkowe zasiedlanego substratu są m.in. często spotykane i tworzące łatwe do zauważenia owocniki: żagiew łuskowata, hubiak pospolity (Fot. 125), purchawka gruszkowata *Lycoperdon pyriforme* (Fot. 151), łuszczak zmienny *Kuehneromyces mutabilis* (Fot. 154), a także rzadziej zauważane – kisielnica trzoneczkowata *Exidia glandulosa* (Fot. 146) i pochwiak jedwabnikowy *Volvariella bombycina* (Fot. 149) rosnące na drewnie drzew liściastych. Do grzybów powszechnie występujących na drewnie drzew liściastych i iglastych należą też



Fot. 146 (K. Kujawa)
Kształty owocników
grzybów są niekiedy
intrygujące – kisielnica
trzoneczkowata
Exidia glandulosa



Fot. 147 (J. Walencik)
Opieńki *Armillaria*
na brzozie i hubiaki
pospolite *Fomes*
fomentarius

opieńki *Armillaria*, szczególnie opieńka ciemna *Armillaria ostoyae* (Fot. 148) i maślanka wiąz-kowa *Hypholoma fasciculare*. Warto jeszcze wspomnieć o grzybach pozornie wyrastających na drewnie, a w rzeczywistości pasożytujących na grzybni nadrewnowych grzybów saprotroficznych. Należą tu np. trzęsaki *Tremella*: listkowaty *Tremella foliacea* (Fot. 152) i pomarańczowy *Tremella aurantia*, pasożytujące na skórnikach rosnących na drzewach liściastych, oraz mózgowaty *Tremella encephala*, rozwijający się na skórniku krwawiącym *Stereum sanguinolentum* rosnącym na drewnie drzew iglastych.

Wspólną cechą wszystkich gatunków drzew jest bardzo wysoki udział (sięgający 80–90%) związanych z nimi rzadkich gatunków grzybów występujących w Polsce na nielicznych, czasem pojedynczych, stanowiskach. Jest to głównie wynik bardzo słabego rozpoznania tej grupy grzybów, bowiem grzybami nadrewnymi i nadrewnowymi w Polsce od XIX wieku zajmowało się zaledwie kilku mykologów i najczęściej grzyby z tej grupy były w znacznym stopniu pomijane w badaniach. Przykładem takiego stanu rzeczy są badania na terenie Wielkopolski – obszarze dość dobrze zbadanym w stosunku do innych terenów Polski, gdzie część pospolitych

Fot. 148 (K. Zub)
Opieńki ciemne
Armillaria ostoyae – jeden
z najczęściej spotykanych
gatunków opieńiek



gatunków ma znane tylko pojedyncze stanowiska. Współcześnie, przy opracowywaniu różnorodności grzybów określonego terenu, specjalności od grzybów nadrewnowych identyfikują liczne gatunki nowe dla mykobioty Polski (np. na terenie Kaszubskiego Parku Krajobrazowego, Puszczy Białowieskiej, Kampinoskiego Parku Narodowego).

Rezultatem preferencji przez grzyby określonych gatunków drzew i typów podłoża jest zróżnicowanie ich bogactwa w różnych typach lasu. W zależności od środowiska leśnego zmienia się bogactwo gatunków drzew i krzewów; zróżnicowana jest również ilość martwego drewna oraz warunki wilgotnościowe i świetlne. Nic więc dziwnego, że żyzniejsze siedliska posiadają większe zróżnicowanie gatunków grzybów epiksylicznych. Stąd też najwięcej gatunków znajdziemy w grądach, a najmniej w borach suchych, więcej w lasach o charakterze naturalnym, a mniej w jednowiekowych i jednogatunkowych lasach gospodarczych (Fot. 159). Lokalne nagromadzenie dużej ilości martwego drewna w różnych stadiach rozkładu może znacząco zwiększyć różnorodność gatunków grzybów, nawet w uboższych środowiskach.

Kolonizacja martwego drewna przez grzyby

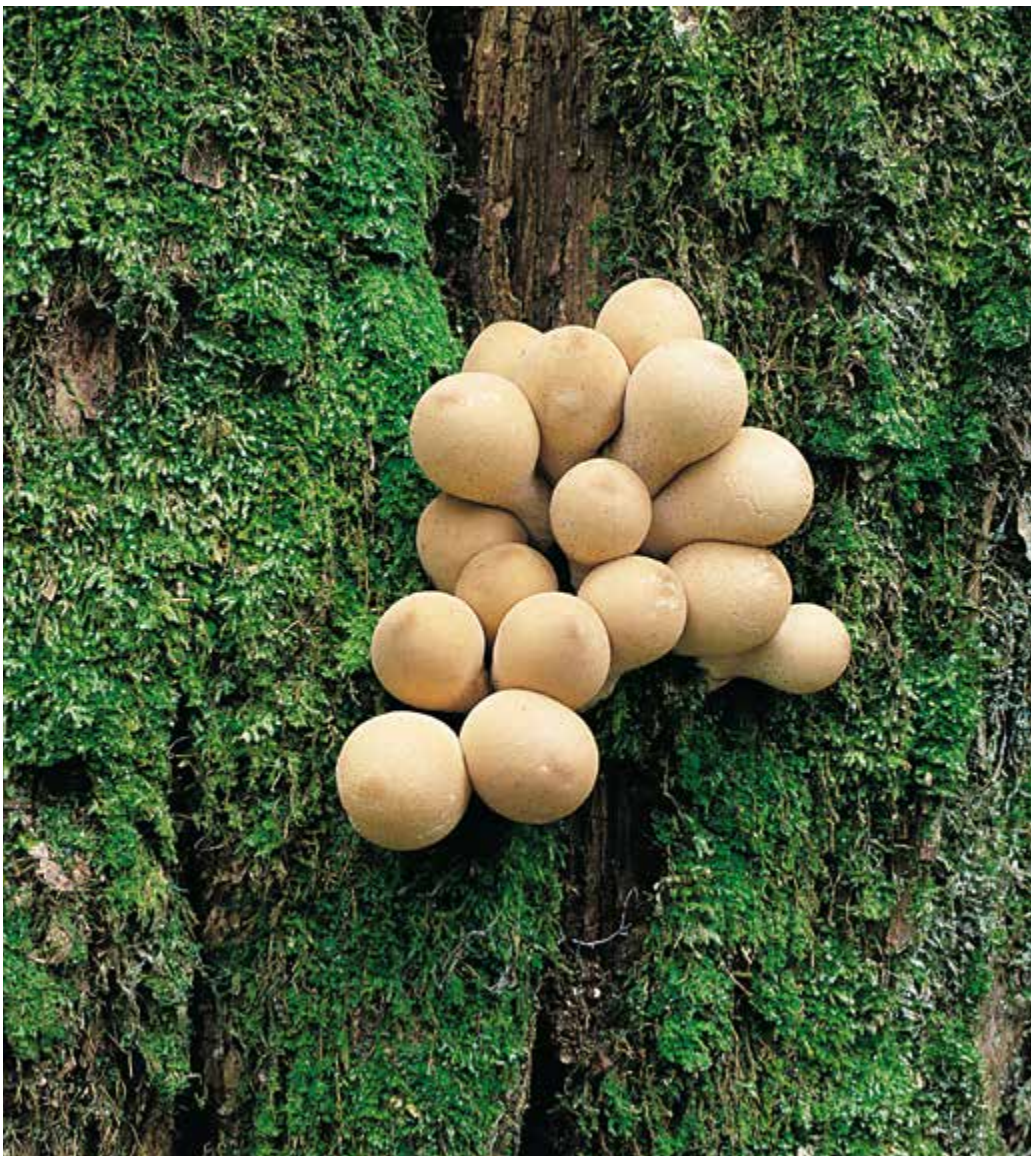
Moment rozpoczęcia sukcesji grzybów na martwym drewnie jest trudny do uchwycenia i zależy od wielu czynników. Przede wszystkim zależy od gatunku drzewa i jego indywidualnej historii życia. Inaczej zasiedlanie będzie przebiegało w przypadku nagłej śmierci drzewa, np. związanej z wywróceniem drzewa przez wiatr lub opaleniem przez pożar, inaczej w przypadku obumarcia w wyniku działalności owadów, a jeszcze inaczej w przypadku drzewa starzejącego się i dożywającego sędziwego wieku – „drzewa weterana”. W przypadku drzew dojrzałych, niektóre gatunki grzybów mogą w nich bytować w formie utajonej w bielu i nie ujawniać się dopóki panujące warunki nie zmienią się na korzystniejsze dla grzyba (obniży się wilgotność i zmieni reżim gazowy). Inne grzyby zasiedlają



Fot. 149 (K. Kujawa)
Owocniki pochwiaka
jedwabnikowego
Volvariella bombycina
wyrastają często
w ranach drzewa,
dziuplach, szczelinach



Fot. 150 (K. Zub)
Chroniony lipnik lepki
Holwaya mucida rozkłada
drewno lipowe



Fot. 151 (J. Walencik)
Purchawka gruszkowata
Lycoperdon pyriforme
- jeden z nielicznych
gatunków purchawek,
które rosną na drzewach

Fot. 152 (K. Kujawa)
 Wyrastające pozornie na
 drewnie owocniki
 trzęsaka listkowatego
Tremella foliacea.
 W rzeczywistości
 grzybnia trzęsaka
 pasożytuje na grzybni
 saprotroficznych
 skórników *Stereum*



różne części żywego drzewa sukcesywnie – po odłamaniu gałęzi, otarciu kory, działalności owadów. Musimy mieć świadomość, że nie ma prostego jednego schematu zasiedlenia drzewa przez grzyby – zespół grzybów zamieszkujących dane drzewo kształtuje się indywidualnie. Zasiedlanie powiązane jest ściśle z kondycją drzewa, liczbą i różnorodnością uszkodzeń, z warunkami fizycznymi i mikroklimatycznymi panującymi w danym środowisku, jak również z sukcesją innych gatunków epiksylicznych zarówno grzybów, porostów (grzybów zlichenizowanych), mchów, wątrobowców, jak i roślin naczyniowych. Proces zasiedlenia martwego drzewa przez grzyby zaczyna się często wiele

lat przed jego upadkiem, gdyż niektóre z nich mogą stać jeszcze około 50 lat (i więcej) po obumarciu. Według badań przeprowadzonych w Puszczy Białowieskiej, około 45% wywracających się drzew jest już martwych. Stąd też, upraszczając, można wyróżnić dwa typy kolonizacji – pasożytniczą (rozpoczynającą się w czasie, gdy drzewo jest jeszcze żywe, w której wiodącą rolę odgrywają fakultatywne saprotrofy i fakultatywne pasożyty) oraz – saprotroficzną (rozpoczynającą się po obumarciu drzewa lub krzewu, w której biorą udział gatunki typowo saprotroficzne). W początkowych fazach sukcesji na martwym drewnie ważną rolę odgrywają grzyby zasiedlające przede wszystkim gałęzie

Fot. 153 (K. Kujawa)
 Skład grzybów na
 martwym drewnie zależy
 od wielu czynników –
 na tej kłodzie bukowej
 widoczne są owocniki
 hubiaka pospolitego
Fomes fomentarius, który
 doprowadził do osłabienia
 i w konsekwencji
 złamania drzewa;
 widoczne są też rzędy
 muszelkowatych
 owocników rozszczepki
 pospolitej *Schizophyllum
 commune* – grzyba
 wczesnego rozkładu





Fot. 154 (K. Kujawa)
Łuszczak zmienny
Kuehneromyces mutabilis
rozkłada drewno drzew
liściastych – jest upra-
wiany i wykorzystywany
gospodarczo w wielu
krajach

i pnie pokryte korą. Są one pierwotnymi (wczesnymi) saprotrofami, korzystającymi z cukrów prostych, skrobi i białek zawartych przede wszystkim w łyku pod korą i w aktywnych częściach drewna. Ważną rolą tych grzybów jest również dezaktywacja związków fenolowych, które powodują spowolnienie wzrostu grzybów podstawkowych. Efektem działalności wczesnych saprotrofów jest rozłożenie zewnętrznych i odsłonięcie głębszych warstw drewna. Grzyby te, szczególnie pojawiające się na cienkich gałązkach, ale też w szczelinach kory, mogą skutecznie konkurować z innymi gatunkami, powodując znaczne przesuszenie drewna. Decydującą rolę w procesie rozkładu masy drzewnej odgrywają grzyby zaawansowanych stadiów rozkładu. Ich sukcesja na martwym drewnie poprzedzona jest wcześniejszą działalnością innych grup grzybów oraz roślin epiksylicznych. Szczególnie znacząca jest tu rola mchów i wątrobowców, które umożliwiają zatrzymanie w martwym drewnie znacznych ilości wody oraz modyfikują mikroklimat filtrując promieniowanie słoneczne, regulując wymianę gazową pomiędzy drewnem i powietrzem oraz zmniejszając amplitudę zmian temperatury wokół leżących pni. W ostatniej fazie rozkładu martwego drewna pojawiają się gatunki rosnące także na ściółce leśnej lub ziemi (w tym typowo mykoryzowe), np. goryczak żółciowy *Tylopilus felleus*. Część grzybów związana jest tylko z określonym stadium rozkładu drewna i wraz ze zmianą warunków zanikają one w wyniku konkurencji z grzybami bardziej dostosowanymi do kolejnych stadiów dekompozycji drewna. Niektóre jednak gatunki są obserwowane przez wiele lat, od początku osłabienia drzewa do niemal pełnego jego rozpadu – np. skórnik pomarszczony *Stereum rugosum* i jamczatka wielkopora *Datronia mollis* mogą zasie-

dlać buki i tworzyć owocniki od początkowych stadiów rozkładu niemal do końca.

Ogólnie można stwierdzić, że o różnorodności grzybów nadrewnowych decyduje kompleks czynników takich jak: gatunek i wiek drzewa, historia jego życia, rodzaj śmierci (powolne zamieranie czy nagłe powalenie, np. w wyniku wiatru), historia użytkowania danego fragmentu lasu, stopień naturalności lasu i wielkość kompleksu leśnego, ciągłość pokoleniowa drzew danego gatunku i lokalne bogactwo grzybów nadrewnych i nadrewnowych związane z zachowaniem ciągłości zasobów martwego drewna w różnych stadiach rozkładu.

Zagrożenia utraty różnorodności grzybów nadrewnowych

Jak wspomniano wcześniej, wśród grzybów związanych z martwym drewnem znajduje się wiele gatunków posiadających na terenie Polski pojedyncze, ograniczone obszarowo populacje. Wśród grzybów chronionych i uznanych za zagrożone (ujętych na polskiej czerwonej liście grzybów wielkoowocnikowych) znajduje się kilkadziesiąt gatunków. Te dane nie odzwierciedlają jednak faktycznego zagrożenia dla wielu gatunków z tej grupy. Po pierwsze – dlatego, że wiedza o grzybach nadrewnowych jest bardzo niekompletna, a po drugie – dlatego, że czerwona lista grzybów wymaga aktualizacji, w wyniku której najprawdopodobniej trafi na nią, z najwyższymi kategoriami zagrożenia, wiele kolejnych gatunków grzybów nadrewnowych. Można stwierdzić, że o ile od kilkunastu lat sytuacja tej grupy grzybów w lasach ulega nieznacznej poprawie (trzeba wziąć pod uwagę, że większość rzadkich gatunków wymaga wielkowiekowego drewna znajdującego się w lasach o charakterze naturalnym przez

Fot. 155 (K. Zub)
Bardzo rzadki w Polsce
pomarańczowiec
błyszczący *Pycnoporellus*
fulgens



dziesięciolecia), to poza lasami, a więc na 70% powierzchni Polski, grzyby nadrewnowe mają bardzo ograniczone możliwości rozwoju. Ich sytuację może poprawić dbałość o zieloną infrastrukturę rozwijaną poza lasami i uznanie martwego drewna za wartościowy biologicznie materiał, który powinien być zachowywany (pod różnymi postaciami) we wszystkich możliwych miejscach, a szczególnie na terenach zieleni, przydrożach, w zadrzewieniach, wzdłuż cieków wodnych.

Wśród grzybów ujętych na polskiej czerwonej liście, ponad 40% stanowią gatunki związane z drewnem. Niektóre z nich uznawane są za wymarłe na terenie Polski. Do bardzo rzadkich, znanych z nielicznych stanowisk gatunków rozwijających się na martwym drewnie należą np. wrośniak miękkołłosy *Trametes pubescens* (Fot. 157) i pomarańczowiec błysz-

czący *Pycnoporellus fulgens* (Fot. 155). Niektóre gatunki znane są tylko z Puszczy Białowieskiej lub wyłącznie tutaj występują dosyć powszechnie, są to m.in. jamkóweczka blaszkowoząbkowa *Antrodiella foliaceodentata*, ciemnoskórnik północny *Boreostereum radiatum* i drewnowiec popękany (Fot. 158) oraz kilka gatunków chronionych (patrz rozdz. 5.2), np. pomarańczowiec bladeżółty (Fot. 156). Miejsca szczególnego bogactwa grzybów nadrewnowych powinny być traktowane jako bezcenne centra ich różnorodności. Jedną z wyjątkowo cennych ostoi grzybów nadrewnowych jest Puszcza Białowieska. Podczas badań grzybów poliporoidalnych (należą tu m.in. tzw. huby i inne grzyby nadrewnowe o zazwyczaj porowatym hymenoforze) stwierdzono na tym obszarze 210 gatunków z tej grupy (jest to ponad 50% znanych z całej Europy i niemal 90% znanych z terenu Polski).



Fot. 156 (A. Szczepkowski)
Chroniony grzyb znany
w Polsce tylko z Puszczy
Białowieskiej – pomarań-
czowiec bladeżółty
Pycnoporellus alboluteus

Warto jeszcze podkreślić pozytywną wartość wielkowymiarowego martwego drewna dla zachowania różnorodności gatunkowej grzybów nadrzewnych i nadrewnowych. W badaniach prowadzonych w Kaszubskim Parku Krajobrazowym przeprowadzono szczegółową analizę występowania grzybów w poszczególnych klasach rozmiaru martwego drewna (Tabela 7), od drobnych gałązek (poniżej 1 cm średnicy) do grubych kłód. Najwięcej gatunków owocnikowało na wielkowymiarowym drewnie, jednak wyniki badań prowadzonych w innych krajach wskazują także na duże znaczenie małych resztek drewna, które mogą mieć relatywnie bogatszą mykobiotę.

W badaniach prowadzonych w ostatnich latach w Puszczy Białowieskiej dowiedziano, że dla ochrony różnorodności grzybów nadrewnowych niezbędna jest frakcja naziemnego martwego drewna. Martwe drewno znajdujące się pod powierzchnią gleby (np. martwe korzenie) nie odgrywa tak znaczącej roli jako siedlisko życia grzybów, jak drewno na powierzchni ziemi. Istotna jest również ilość martwego drewna i gatunek drzewa, natomiast rodzaj zbiorowiska leśnego nie ma większego znaczenia dla zróżnicowania bioty grzybów na drewnie.



Fot. 157 (K. Kujawa)
Bardzo rzadki w Polsce
wrośniak miękkowłosa
Trametes pubescens

Tabela 7 Liczebność gatunków w poszczególnych klasach rozmiaru martwego drewna (Karasiński 2016)

Klasa martwego drewna	Liczba zebranych okazów	Liczba gatunków	Liczba gatunków wyłącznych dla danej klasy
Małe fragmenty drewna	119	59	19
Średnie fragmenty drewna	1051	189	46
Duże fragmenty drewna	1567	259	122
Kłody i ich fragmenty	934	217	99
Pniaki (głównie po ściętych drzewach, rzadko naturalnych)	480	104	10

Zależności nieoczywiste... grzyb-zwierzę

Pisząc o grzybach żyjących na drzewach trzeba wskazać pewne zależności, które często są pomijane przy omawianiu tego tematu. Jak wspomnieliśmy wcześniej, zasiedlanie żyjącego drzewa przez grzyby związane z drewnem rozpoczyna się w wyniku wnikięcia zarodników grzybów pasożytniczych przez rany na drzewie i rozrost grzybni wewnątrz pnia. Efektem tego jest oczywiście rozkład drewna, które staje się lokalnie bardziej miękkie. W takich miejscach w żyjących lub już martwych drzewach wykonywane są przez ptaki dziuple (często można obserwować wyrastające w pobliżu dziupli owocniki np. czyrenia dębowego na dębach; Fot. 117), które z czasem wykorzystywane są też przez inne zwierzęta – np. nietoperze, wiewiórki, szerszenie, mrówki, pająki. Powstające, dzięki enzymatycznej działalności strzępek grzybów, próchno wewnątrz pni drzew to odrębny,



Fot. 158 (K. Zub)
Drewnowiec popękany
Xylobolus frustulatus jest
gatunkiem zagrożonym,
mającym w Puszczy
Białowieskiej liczne
stanowiska

Fot. 159 (K. Kujawa)
Las, w którym grzyby
nadrzewne i nadrewnowe
mają znacząco ogra-
niczone możliwości
rozwoju i przetrwania



zróżnicowany mikrosiedliskowo świat zasiedlany przez wyspecjalizowane bezkręgowce, wśród których wiele gatunków jest coraz rzadziej spotykanych. Owocniki grzybów to też miejsce rozrodu wielu bezkręgowców, niektóre z nich są ściśle zależne od określonego gatunku grzyba, np. z lakownicą spłaszczoną *Ganoderma applanatum* (Fot. 126, 160) związana jest muchówka *Aganthomyia wankowiczi*, a ze smoluchą bukową *Ischnoderma resinosum* i smoluchą

świerkową – chrząszcz *Mycetoma suturale* (Fot. 161), z którym w owocnikach grzyba bardzo często współwystępuje drugi rzadko spotykany gatunek – *Derodontus macularis*. W owocnikach grzybów nadrewnowych rozwijają się setki gatunków roztoczy i dziesiątki gatunków skoczogonków, a skład ich ugrupowań zmienia się w miarę rozwoju, a następnie rozpadu owocnika. Takich powiązań jest więcej i wielu z nich jeszcze nie znamy.



Fot. 160 (K. Kujawa)
W owocnikach lakownicy
spłaszczonej *Ganoderma
applanatum* rozwijają się
muchówki *Aganthomyia
wankowiczi*



Fot. 161 (M. Miłkowski)
 Chrząszcz *Mycetoma
 suturale* na owocniku
 smoluchy świerkowej
Ischnoderma benzoinum

4.1.5. Porosty

Grzyby zlichenizowane, czyli porosty, należą do organizmów pionierskich, zasiedlających środowiska bardzo ubogie, m.in. drewno o znacznym stopniu przesuszenia i o bardzo zmiennej zawartości wody. Kwasy porostowe wydzielane przez te organizmy mogą z jednej strony skutecznie hamować rozwój innych grzybów, a z drugiej przyspieszają rozkład drewna. Porosty mogą konkurować z innymi gatunkami epiksylicznymi w środowiskach silnie nasłonecznionych. Szczególne predyspozycje posiadają do tego porosty listkowate i krzaczkowate, takie jak pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*, tarczownica bruzdkowana *Parmelia sulcata*, płucnik modry *Platismatia glauca* oraz mąklik otrębiasty *Pseudevernia furfuracea*.

Porosty, z uwagi na swoją wrażliwość na związki siarki i azotu, bywają wykorzystywane jako organizmy wskaźnikowe (bioindykatory) do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza w danym środowisku. Mniej jednak wiadomo o tym, że z powodzeniem spełniają też swoją rolę jako gatunki wskaźnikowe dla cennych lasów o charakterze naturalnym, z zachowaną ciągłością procesów przyrodniczych charakterystycznych dla ekosystemów leśnych. Na przykład w Wielkiej Brytanii i Szwecji takimi uznanymi indykatorami naturalności są: granicznik płucnik *Lobaria pulmonaria* i wgłębniczek wiązowy *Gyalacta ulmi*. Większość gatunków wskaźnikowych rośnie na martwym drewnie bądź na starych drzewach. Trzeba jednak podkreślić, że najkorzystniejsze warunki dla poro-

stów epiksylicznych występują wówczas, gdy drewno jest silnie nasłonecznione i przesuszone, ponieważ zwiększenie wilgotności zwiększa presję ze strony lepiej przystosowanych do tych warunków mszaków i roślin naczyniowych.

W badaniach bioty porostów (lichenobioty) Polski północno-wschodniej wykazano znaczącą rolę Puszczy Białowieskiej jako ostoju porostów. Stwierdzono w niej dotychczas występowanie 400 gatunków porostów, z czego 121 to gatunki epiksyliczne. Ścisły związek z martwym, mursejącym drewnem wykazuje jednak tylko kilkanaście z nich. Z martwym drewnem związany jest np. interesujący porost górski – czasznik modrozielony *Imadophila ericetorum*. Na martwym drewnie występuje też m.in. rzadki granicznik tarczownicowy *Lobaria scrobiculata*.

W czasie trwania programu CRYPTO, na powierzchni badawczej (144 ha) w Białowieckim Parku Narodowym stwierdzono występowanie 86 gatunków porostów epiksylicznych, z czego 15 gatunków to epiksylity obligatoryjne (występujące tylko na tym typie podłoża). Silne preferencje do tego rodzaju podłoża wykazują: krzyżka gronkowata *Micarea elachista*, szarek gruzelkowaty *Trapeliopsis granulosa*, szarek pogięty *Trapeliopsis flexuosa* i pałecznik jasny *Calicium glaucellum*. Interesującymi gatunkami występującymi na martwym drewnie są: siarczynka Laurera *Trapeliopsis laureri*, stuziarnka guzkowata *Strangospora moriformis* i oczlik Notarisa *Cyphelium notarisi*.

Fot. 162 (K. Kujawa)
Mąkla tarniowa *Evernia prunastri* jest powszechnie występującym porostem zasiedlającym zarówno żywe drzewa, jak i martwe drewno



Spośród porostów związanych z martwym drewnem większość zasiedla pnie zarówno leżących, jak i stojących martwych drzew.

W Puszczy Białowieskiej, w programie badawczym CRYPTO, na leżących kłodach stwierdzono 72 gatunki porostów, z czego 13 występowało wyłącznie na tym substracie. Dominowały wśród nich szybko rosnące porosty krzaczkowate i listkowate (44 gatunki), np. chrobotki *Cladonia* (Fot. 164), pustułka pęcherzykowata, tarczownica bruzdkowana, płucnik modry, mąklik otrębiasty, płaskotka rozlana *Parmeliopsis ambigua* i popielak pylasty *Imshaugia aleurites*. Porosty skorupiaste były spotykane rzadziej (28 gatunków), np. krążniczka gruzełkowata *Lecidea granulosa*.

Część porostów to gatunki rosnące zazwyczaj na ziemi, jednak często porastają one także pnie martwych drzew. Do tego typu gatunków zaliczamy m.in. chrobotka leśnego *Cladonia arbuscula*, chrobotka reniferowego *Cladonia rangiferina* i chrobotka cienkiego *Cladonia macilenta*. Na martwym drewnie występuje również

pawężnica psia *Peltigera canina* – gatunek rzadki i zagrożony wyginięciem.

Na pniach drzew stojących występowało 55 gatunków porostów. W porównaniu z poprzednim substratem, wyraźna była tu przewaga porostów skorupiastych oraz niewielki udział chrobotków. Większość porostów rosła w dolnych partiach drzew, gdzie panują bardziej korzystne warunki wilgotnościowe. Do najczęściej spotykanych gatunków należały m.in. pałecznik jasny, szarek gruzełkowaty, krużynka czarniawa *Micarea melaena* i trzonecznica brunatnawa *Chaenotheca brunneola*. Wykazują one wyraźne preferencje do tego typu podłoża. Wyłącznie na martwych pniach drzew stojących spotykane były m.in. trzonecznica naga *Chaenotheca xyloxena*, brunatka *Schaerera Buellia schaeereri*, misecznicza wierzbowa *Lecanora saligna* i amyłka oliwkowa *Lecidella elaeochroma*. Podłoże to sprzyjało również występowaniu gatunków epifitycznych, rosnących na drzewach żywych. Gatunki te zasiedlały także pokryte korą pnie drzew leżących.

Interesujące badania nad zasiedlaniem i sukcesją porostów na pniakach sosnowych, na siedlisku boru suchego, przeprowadzono w Borach Tucholskich. Wyróżniono cztery fazy kolonizacji: 1. inicjalną – do 4(5) lat po ścinie drzewa; 2. intensywnego zasiedlania – 4(5)-10(11) lat po ścinie; 3. optymalną – 10(11)-15(16) lat po ścinie; 4. regresji – powyżej 15(16) lat po ścinie. Po zasiedleniu stosunkowo świeżych pniaków przez pierwsze porosty, mało specyficzne dla martwego drewna (faza 1), następuje szybkie zarastanie drewna głównie przez porosty skorupiate, np. krążniczkę humusową *Trapeliopsis glaucolepidea* czy krążniczkę grzełkowaną (faza 2). W fazie 3, cechującej się największym zróżnicowaniem gatunkowym, dominują porosty skorupiate i chrobotki. Ogólnie na pniakach sosnowych na badanym terenie stwierdzono 39 gatunków porostów, wśród których chrobotek gronkowany *Cladonia botrytes* występował wyłącznie na tym substracie. Drewno murszejących pniaków wyraźnie preferują następujące gatunki: krążniczka humusowa, chrobotek otwarty *Cladonia cenotea*, chrobotek Floerkego *Cladonia floerkeana*, chrobotek palczasty *Cladonia digitata* oraz chrobotek cienki. W fazie 4 porosty stopniowo ustępują.

Ważnym substratem dla porostów jest drewno konstrukcyjne. W miejscowości Wawrzonowo, w gminie Brusy, drewniana stodoła (Fot. 165) została uznana za pomnik przyrody ze względu na stanowisko rzadkich brodaczek *Usnea* spp.



Fot. 163 (K. Kujawa)
Chroniona włostka brązowa *Bryoria fuscescens* rozwija się na żywych drzewach (przede wszystkim modrzewiach) i martwym drewnie



Fot. 164 (K. Kujawa)
Chrobotek szydłasty *Cladonia coniocraea* porasta murszejące, suche drewno

Fot. 165 (K. Kujawa)
Drewniana stodoła
porośnięta rzadkimi
gatunkami porostów
- pomnik przyrody



4.1.6. Śluzowce

Śluzowce są grupą organizmów zaliczaną obecnie do pierwotniaków, choć w przeszłości były też włączane do grzybów (a te ostatnie do roślin). Ich cykl życiowy jest dość osobliwy: z kielkujących zarodników, w zależności od warunków, powstają ameboidalne pełzaki lub uwiciowane pływki, które po zespoleniu tworzą rozrastającą się śluznię. Posiadają zatem zdolność ruchu, początkowo jako pływki i pełzaki, a później jako śluznię. Śluznie są skupiskami wielojądrowej plazmy, która ma możliwość

poruszania się ruchem pełzakowym. W tej postaci śluzowce są w stanie wchłaniać i trawić m.in. bakterie, zarodniki grzybów, fragmenty grzybni, a nawet bardzo drobne owocniki. Dojrzała śluznia może uformować się w specyficznie dla każdego gatunku wyglądające zarodnie (Fot. 166-169), z których po podziale i dojrzewaniu wydostają się zarodniki. Preferowanym substratem, od którego uzależnione jest istnienie wielu gatunków jest silnie rozłożone drewno – zazwyczaj zarodnie śluzowców poja-



Fot. 166 (K. Kujawa)
Śluzek krzaczkowaty
Ceratiomyxa fruticulosa,
forma kanalikowata,
widoczne różne stadia
formowania się śluzni



Fot. 167 (K. Kujawa)
Ślužnia zapletki
Hemitrichia formuje
skomplikowany labirynt



Fot. 168 (K. Kujawa)
Śiatecznica okazała
Brefeldia maxima potrafi
zająć znaczące
powierzchnie drewna
(tu na pniaku klonu)

Fot. 169 (K. Kujawa)
Niektóre śluzowce po
uformowaniu zarodni są
bardzo niepozorne
i trudne do zauważenia



wiają się na drewnie wcześniej opanowanym przez grzyby. Niekorzystny dla siebie okres (np. suszę, zimę) mogą przetrwać w stanie utajonym, tworząc zarodniki lub przetrwalniki, tzw. mikrocyty i skleroty. Stąd też niektóre gatunki w postaci „aktywnej” mogą pojawiać się raz na kilka lat. W Puszczy Białowieskiej stwierdzono występowanie 103 gatunków śluzowców (w Polsce odkryto ich dotąd około 250), w niedalekim Wigierskim Parku Narodowym – 124. W czasie trwania programu badawczego CRYPTO na powierzchni badawczej odzyskano 44 gatunki, z czego przeważająca większość (38 gatunków) to śluzowce związane z martwym drewnem. Do pospolitych śluzowców występujących

w Puszczy Białowieskiej należy m.in. różowoczerwony rulik nadrzewny *Lycogala epidendrum* (przebarwiający się z czasem na brązowo, o jasnobrązowych zarodnikach), cytrynowożółty wykwit zmienny *Fuligo septica* i biały śluzek krzaczkowaty *Ceratiomyxa fruticulosa* (Fot. 166). Spotkać tu można też bardzo rzadkie gatunki, umieszczone na polskiej czerwonej liście, np.: groniankę liliową *Badhamia lilacina*, zapletkę drobną *Hemitrichia abietina*, dorzutkę złotawą *Perichaena chrysosperma*, dorzutkę robakowatą *Perichaena vermicularis*, maworka siarkowego *Physarum sulphureum*, pałdziorecznika zmiennego *Stemonaria irregularis* i pałdziorecznika wydłużonego *Stemonaria longa*.

Polecana literatura do rozdziałów 4.1.4.-4.1.6:

- Chlebicki A., Żarnowiec J., Cieśliński S., Klama H., Bujakiewicz A., Załuski T. 1996. Epixylites, lignicolous fungi and their links with different kinds of wood. W: Faliński J. B., Mułenko W. (red.) – Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (project CRYPTO 3). Functional groups analysis and general synthesis. Phytocoenosis 8 (N.S.), Archivum Geobotanicum 6: 75-110.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 2002. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej na tle innych kompleksów leśnych w Polsce północno-wschodniej. Kosmos 51, 4: 443-451.
- Cieśliński S., Tobolewski Z. 1988. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola. Phytocoenosis, 1 (N.S.), Supplementum Cartographiae Geobotanicae 1: 3-216.
- Czyżewska K., Kukwa M. 2009. Lichenicolous Fungi of Poland a catalogue and key to species. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 133 s.
- Czyżewska K., Cieśliński S. (red.) 2003. Regionalne czerwone listy porostów zagrożonych. Monographiae Botanicae 91: 1-249.
- Drozdowicz A. 2014. Śluzowce Puszczy Białowieskiej. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 98 s.
- Faliński J.B., Mułenko W., Żarnowiec J., Klama H., Głowacki Z., Załuski T. 1996. The colonisation of fallen tree sites by green plants and fungi. W: Faliński J.B., Mułenko W. (red.) – Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (project CRYPTO 3). Functional groups analysis and general synthesis. Phytocoenosis 8 (N.S.), Archivum Geobotanicum 6: 147-150.
- Fałtynowicz W. 1986. The dynamics and role of lichens in a managed *Cladonia*-Scotch pine forest (*Cladonia-Pinetum*). Monographiae Botanicae 69: 1-96.
- Fałtynowicz W., Kossowska M. 2016. The lichens of Poland. A fourth checklist. Acta Botanica Silesiaca, Monographiae 8: 3-122.
- Gumińska B., Wojewoda W. 1985. Grzyby i ich oznaczanie. PWRiL, Warszawa, 506 s.
- Holec J., Běťák J., Dvořák D., Kříž M., Kuchařiková M., Krzyściak-Kosińska R., Kučera T. 2019. Macrofungi on fallen oak trunks in the Białowieża Virgin Forest – ecological role of trunk parameters and surrounding vegetation. Czech Mycology 71, 1: 65-89.
- Karasiński D. 2016. Grzyby afyloforoidalne Kaszubskiego Parku Krajobrazowego. Tom. 1. Charakterystyka Mykobioty. Acta Botanica Cassubica, Monographiae 7: 3-198.
- Karasiński D., Kujawa A., Gierczyk B., Ślusarczyk T., Szczepkowski A. 2015. Grzyby wielkoowocnikowe Kampinoskiego Parku Narodowego. Kampinoski Park Narodowy, Izabelin, 377 s.
- Karasiński D., Wołkowycki M. 2015. An annotated and illustrated catalogue of Polypores (Agaricomycetes) of the Białowieża Forest (NE Poland). Polish Botanical Journal 60, 2: 217-292.
- Kujawa A., Ruskiewicz-Michalska M., Kałucka I. (red.) 2020. Grzyby chronione Polski. Rozmieszczenie, zagrożenie, rekomendacje ochronne. Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań, 512 s.
- Mańka K. 1981. Fitopatologia leśna. PWRiL, Warszawa, 387 s.
- Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaż Z. (red.) 2006. Czerwona lista roślin i grzybów Polski. Instytut Botaniki im W. Szafera, Kraków, 99 s.
- Niemelä T. 2013. Grzyby poliporoidalne Puszczy Białowieskiej. Klucz do oznaczania wraz z opisami gatunków. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 142 s.
- Nowak J., Tobolewski Z. 1975. Porosty polskie. PWN, Warszawa, Kraków, 1177 s.
- Okołów G. 2000. Grzyby. Białowieski Park Narodowy, Białowieża, 24 s.
- Panek E., Romański M. 2010. Śluzowce północno-wschodniej Polski – przewodnik terenowy. Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Suwałki, 56 s.
- Parisi F., Pioli S., Lombardi F., Fravolini G., Marchetti M., Tognetti R. 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests – a review. iForest – Biogeosciences and Forestry 11, 3: 423-436.
- Rücker T. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Pilze. Natur und Land, Naturschutzbund Österreich 86, 1-2: 24-26.
- Samuelsson J., Gustafsson L., Ingelög T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala, 109 s.
- Spatafora J.W., Aime M.C., Grigoriev I.V., Martin F., Stajich J.E., Blackwell M. 2017. The fungal tree of life: from molecular systematics to genome-scale phylogenies. Microbiol Spectrum 5, 5: 1-32.
- Zaniewski P.T., Szczepkowski A., Gierczyk B., Kujawa A., Ślusarczyk T., Fojcik B. 2019. Pionowe zróżnicowanie bogactwa i składu gatunkowego myko-, lichen- i briobioty drzew powiatrolomowych w Kampinoskim Parku Narodowym. Sylwan 163, 12: 980-988.
- Zarzyński P. 2003. Zgnilizny drewna (1). Las Polski 5: 15-16.

Najwięcej grzybów występuje w środowisku leśnym. Grzyby spełniają wiele bardzo ważnych funkcji w ekosystemach lądowych. Poprzez symbiozę z drzewami (mykoryza) poprawiają ich warunki wzrostu; gatunki saprotroficzne rozkładają martwą materię organiczną, uczestniczą w procesach glebotwórczych, dostarczają roślinom niezbędnych składników pokarmowych; gatunki pasożytnicze pełnią rolę regulatorów liczebności populacji roślin i zwierząt, a wszystkie uczestniczą w krążeniu pierwiastków i przepływie energii przez ekosystemy. Różnorodność funkcjonalna i gatunkowa grzybów sprawia, że są one ważnymi elementami ekosystemów, powiązanymi siecią skomplikowanych zależności z innymi elementami.

Grzyby, jako jedne z nielicznych organizmów, są w stanie rozkładać związki budujące drewno – celulozę i ligninę. Szczególną łatwość rozkładu tych związków posiadają grzyby podstawkowe. Grzyby zasiedlają zarówno drobne fragmenty martwego drewna, jak też pnie leżących i stojących drzew, a także krzewy. Dzięki ich działalności nieprzyswajalne dla innych organizmów długołańcuchowe związki organiczne ulegają rozkładowi na prostsze, przyswajalne.

Największa liczba gatunków grzybów nadrewnowych występuje na leżących pniach drzew. Grzyby zasiedlają drzewa w określonej kolejności. Początkowo są to gatunki pasożytnicze, zasiedlające osłabione drzewa, lub grzyby endofityczne, żyjące wewnątrz żywych, zdrowych drzew. Grzyby te po obumarciu drzewa mogą przejść na saprotroficzny tryb życia. Następnie pojawiają się gatunki wykorzystujące stosunkowo proste związki organiczne zawarte w świeżych tkankach (szczególnie w łyku); kolejno drzewo zasiedlane jest przez grzyby rozkładające związki bardziej złożone (celulozę i ligninę), w końcowej fazie rozkładu pojawiają się gatunki mogące również rosnąć na glebie.

Na martwym drewnie rośnie wiele rzadkich, często chronionych gatunków grzybów. Należą do nich m.in. sopłówki: bukowa, jodłowa i jeżowata, pomarańczowiec bladożółty, pniarek różowy, ozorek dębowy i drewnowiec popękany.

Większość porostów to organizmy epifityczne, jednak wiele gatunków występuje także na martwym drewnie. Spośród porostów występujących na martwym drewnie, największa liczba gatunków zasiedla leżące pnie martwych drzew. Dominują wśród nich formy krzaczkowate i listkowate. Pniaki i silnie rozłożone kłody zasiedlają głównie porosty naziemne (epigeiczne), przede wszystkim chrobotki i gatunki o plesze skorupiastej. Ważną grupą ekologiczną są porosty epifityczne. Wprawdzie częściej występują one na żywych drzewach, ale obecne bywają także na pniach i gałęziach drzew martwych, niekiedy silnie rozrastają się na zamierających częściach drzew. Istnieją jednak gatunki porostów preferujących martwe drewno, np. interesujący porost górski – czasznik modrozielony lub rzadki granicznik tarczownicowy. Niektóre porosty związane z martwym drewnem są wykorzystywane jako wskaźniki (indykatory) naturalności lasu i ciągłości zachodzących w nim procesów przyrodniczych.

Martwe drewno, zwykle zasiedlone przez grzyby, to najważniejszy substrat, na jakim mogą rozwijać się śluzowce – specyficzne organizmy dawniej uważane za blisko spokrewnione z grzybami, a dziś zaliczane do pierwotniaków. Ich służnie – często kolorowe i efektowne – mają zdolność poruszania się ruchem pełzakowym.

4.2. Od leśnego „paliwa” do retencji wody w lesie

4.2.1. Leśne „paliwo”

Pożary powodowane przez pioruny stanowią jeden z podstawowych czynników dynamiki borealnych lasów Syberii, Skandynawii i północnoamerykańskich lasów iglastych. W warunkach naturalnych częstotliwość występowania pożarów i ich intensywność zależy w dużym stopniu od ilości nagromadzonego paliwa – w tym – martwego drewna. Podstawowym paliwem leśnych pożarów są raczej drobne szczątki roślin: igły, drobne gałązki, ściółka, wyschnięta roślinność. Grube drzewa mogą być zabijane przez ogień, ale rzadko są spalane: zwykle ich pnie są tylko osmalane. Podobnie jest z dużymi pniami martwych drzew. Z jednej strony częstotliwość i intensywność pożarów zależą więc od ilości martwego drewna, zwykle jednak drobnowymiarowego, z drugiej strony pożary są czynnikiem kształtującym ilość martwego drewna grubowymiarowego.

Opanowanie w XX wieku skutecznych technik szybkiego wykrywania i tłumienia małych i średnich pożarów sprzyja odkładaniu się dużych ilości masy organicznej, której przypadkowe zapalenie prowadzi do intensywnych, a niekiedy katastrofalnych i niemożliwych do opanowania pożarów. Takie doświadczenia wymusiły na gospodarzach łatwopalnych lasów stosowanie okresowych, kontrolowanych pożarów, redukujących ilość „paliwa” w lesie, co ma symulować naturalną dynamikę tych zbioro-

wisk. Kontrolowane pożary stosowane są rutynowo w borach sosnowych USA, a także w celu ochrony przyrody w borach sosnowych w Finlandii i w Szwecji. Obecność lokalnych pożarów w borealnych lasach jest warunkiem występowania niektórych wyspecjalizowanych gatunków zwierząt (głównie owadów) (Fot. 170) oraz odnawiania się pokoleń pewnych roślin (np. sosny Banksa *Pinus banksiana* w Ameryce Północnej).

Od obecności leśnych pożarów – w tym od obecności martwych drzew zabitych przez pożar lub mikrosiedlisk rozwijających się na pniach drzew w wyniku opalenia – uzależnione są liczne rzesze roślin, grzybów i zwierząt. Czasem te zależności są bardzo silne – obligatoryjne pirofile nie występują w lasach, w których nie ma pożarów. Gatunki, którym obecność pożarów dostarcza odpowiednich siedlisk bądź substratów, ale potrafią też egzystować w środowiskach zastępczych, to fakultatywne pirofile. Pożary ściółki w lesie stymulują wzrost bogactwa gatunkowego, mogą więc być narzędziem ochrony bioróżnorodności. Wśród pirofilnych organizmów jest wiele gatunków bardzo rzadkich, zmniejszających swoją liczebność w ostatnich dziesięcioleciach. Nawet gatunki stosunkowo częste i miejscami liczne w przeszłości, stały się obecnie rzadkie, gdyż pożary lasu są szybko wykrywane i skutecznie tłumione w zarodku.

Pirofile, gatunki pirofile: gatunki „lubiące ogień”; preferujące siedliska powstające w wyniku działania ognia (np. chrząszcze preferujące nadpalone drewno, rośliny preferujące miejsca wypalone), lub gatunki, których rozwój jest zależny od działania ognia (np. niektóre gatunki amerykańskich sosen, otwierające większość szyszek dopiero pod wpływem pożaru).



Fot. 170 (J.M. Gutowski)
Upis ceramboides
to jeden z obligatoryjnie pirofilnych gatunków chrząszczy, występujący w północnej części Holarktyki

Lasy borealne:

lasy rosące na dalekiej północy; głównie iglaste, z domieszką brzozy i wierzb.

Ciężar drewna:

jeden m³ drewna powietrznie suchego waży około 0,5 tony, chociaż wartość ta, w zależności od gatunku drzewa i warunków mikrośrodowiskowych, może wahać się w dość szerokich granicach.

W Szwecji stwierdzono, że lasy, w których występują naturalne pożary są preferowane przez przedstawicieli aż 50 rodzin chrząszczy, tj. około połowy rodzin występujących w tym regionie. Spektakularnym przykładem chrząszcza reagującego z dużej odległości (nawet powyżej 20 km) na dym i ogień, i migrującego w kierunku pożaru, jest, obecny również w Polsce, należący do rodziny bogatkowatych ciemnik czarny *Melanophila acuminata*.

Do niedawna panowało przekonanie, że w Europie Środkowej, w tym w Polsce, naturalne pożary lasów zdarzały się sporadycznie, gdyż warunki wilgotnościowe i duża liczebność organizmów rozkładających drewno przeciwdziałały gromadzeniu się w lasach większych zasobów materiału palnego. Sztandarowy chrząszcz pirofilny – ciemnik czarny – nie był wykryty podczas ostatnio prowadzonych badań na pożarzyskach w Puszczy Białowieskiej i w Puszczy Augustowskiej. Niedawno opublikowano jednak badania E. Zin z Puszczy Białowieskiej, oparte na analizie blizn od ognia w przekrojach pni sosen, których wyniki sugerują, że pożary (prawdopodobnie w dużej części związane z aktywnością człowieka) były jeszcze do niedawna, tj. 100-150 lat temu, stałym i ważnym czynnikiem dynamiki populacji drzew w borowych partiach Puszczy, istotnie wpływając na skład gatunkowy lasów (sprzyjając sośnie i częściowo dębowi, a ograniczając rozwój świerka). Podobne wnioski wyciągała J. Kujawa-Pawlaczyk na podstawie analiz profili torfowych. Pożary na pewno są ważne dla utrzymywania się w krajobrazie półnaturalnych wrzosowisk, np. na poligonach wojskowych. Stosowanie w pewnym zakresie kontrolowanych pożarów także i w Polsce byłoby zapewne zasadne. Pierwsze

udane próby kontrolowanego wypalania wrzosowisk, na razie na zasadzie eksperymentu, przeprowadzono na Wrzosowisku Przemkowskim w zachodniej Polsce. Kontrolowanym pożarom nie sprzyja aktualny system prawny obowiązujący w Polsce, który w zasadzie zabrania wszelkiego wypalania.

4.2.2. Magazynowanie materii organicznej

W martwym drewnie w lesie naturalnym zgromadzone są ogromne zasoby materii organicznej (Fot. 171, 172). W zależności od warunków geograficznych, siedliska i fazy rozwojowej drzewostanu, na 1 hektarze lasu może być średnio od 100 do 200 m³, a nawet więcej, martwego drewna. W naturalnych lasach borealnych północnej Europy znajdziemy zaledwie około 20 m³/ha, natomiast w mieszanych lasach bukowo-jodłowo-świerkowych wschodniej i środkowej Europy nawet 500-1000 m³/ha. W niektórych ekosystemach Ameryki Północnej (USA: Oregon, Kalifornia) miąższość martwego drewna w lasach z daglezią zieloną *Pseudotsuga menziesii*, choiną kanadyjską *Tsuga canadensis* i mamutowcem olbrzymim *Sequoiadendron giganteum* może osiągać 1100-1400 m³/ha. Rocznie przybywa od 0,5 do 2,5 (wyjątkowo 7,0) tony martwego drewna na jednym hektarze lasu; w lasach liściastych mniej niż w iglastych. Ilość martwego drewna jest tym większa, im wyższa jest biomasa drzew żywych. W sosnowych borach Ameryki Północnej masa tylko grubomiarowego martwego drewna (średnica >10 cm, długość >1 m) wynosi 30-40 ton/ha, w ciepłych



Fot. 171 (J.M. Gutowski)
Takie olbrzymie martwe kłody dębów spotkać można już tylko w niewielu miejscach w Europie: Puszcza Białowieska



Fot. 172 (J.M. Gutowski)
Martwe drewno w olsie

liściastych lasach dębowo-klonowych – 20-25 ton/ha, a w naturalnych lasach daglezjowych – nawet 580 ton/ha [nie chodzi tu o tzw. suchą masę, a więc pozbawioną wody, ale o ciężar drewna w normalnych warunkach]. Trzeba zauważyć, że w lasach Europy proporcje między ilością martwego drewna w lasach liściastych i iglastych są odmiennie niż w Ameryce Północnej, tzn. na naszym kontynencie więcej martwego drewna jest w naturalnych lasach liściastych.

Zupełnie inaczej wygląda sytuacja w lasach gospodarczych. W drzewostanach sosnowych, które najczęściej zastępują naturalne zbiorowiska leśne w Polsce i w Europie Środkowej, miąższość martwego drewna zwykle nie przekracza 3 m³/ha, a bardzo często wynosi poniżej 1 m³/ha. Taka znikoma ilość martwego drewna w sposób oczywisty nie jest w stanie zapewnić bazy pokarmowej i rozwojowej dla wielu gatunków saproksylicznych, stąd też różnorodność biologiczna tych lasów jest bardzo uboga. Intensywna, plantacyjna gospodarka leśna spowodowała wyginiecie wielu gatunków saproksylicznych bezkręgowców na znacznych obszarach Europy. Przykładem są chrząszcze saproksyliczne, których liczba gatunków w niektórych krajach Europy Zachodniej drastycznie się zmniejszyła (patrz rozdz. 4.1.2).

Wraz ze śmiercią drzewa (krzewu) nagromadzone w ciągu jego życia i zawarte w jego tkankach makro- i mikroelementy rozpoczynają powolny powrót do gleby. Materia organiczna, za sprawą różnych organizmów saproksylicznych, jest rozkładana i uwalnia przyswajalne dla

roślin pierwiastki. Bardzo istotne jest, że proces ten rozciągnięty jest na lata, co gwarantuje stały, powolny, sukcesywny dopływ potrzebnych żyjącym roślinom elementów, a z drugiej strony nie ma obawy, że nadmiar związków mineralnych (jak ma to często miejsce przy sztucznym nawożeniu) zostanie przez gwałtowne deszcze wypłukany do głębszych warstw gleby lub spłynie do rzek i zostanie bezpowrotnie utracony. Jest to szczególnie ważne dla stabilizacji procesów przyrodniczych, zwłaszcza po naturalnych zaburzeniach, np. wichurach, pożarach, kiedy to pojawiają się w lesie wielkie masy martwego drewna.

Z badań przeprowadzonych w Ameryce Północnej wynika, że w masie 215 ton grubowymiarowego martwego drewna przypadającej na 1 ha znajduje się około 330 kg wapnia, 46 kg potasu, 14 kg fosforu i 7 kg sodu.

Gdy drewno jest z lasu zabierane, jak w lasach gospodarczych, z każdym cyklem zrębowym, z każdym czyszczeniem czy trzebieżą usuwane są z lasu zmagazynowane w nim pierwiastki.

Zawartość tych podstawowych biogenów w drewnie jest stosunkowo niewielka w porównaniu z ich pulą w glebie, współcześnie także zwiększana przez eutrofizację będącą skutkiem opadu deszczu i pyłów. Zabieranie biogenów z pozyskiwanym drewnem nie prowadzi więc, przynajmniej w dającej się obserwować skali czasowej, do znaczącego zubożenia siedlisk. Słabo zbadane, a potencjalnie bardziej istotne, może być jednak zubożenie w niektóre mikroelementy.

Zawartość pierwiastków w 1 m³ drewna:

(wg Prosińskiego 1969)

Sosna:

0,1743 kg potasu (K)
0,0371 kg sodu (Na)
0,0965 kg magnezu (Mg)
0,5218 kg wapnia (Ca)
0,0437 kg fosforu (P)

Dąb:

0,3155 kg potasu (K)
0,1113 kg sodu (Na)
0,0904 kg magnezu (Mg)
2,0086 kg wapnia (Ca)
0,1004 kg fosforu (P)

4.2.3. Akumulacja węgla i azotu

Niedostateczna ilość, a przede wszystkim niedostępność azotu w wielu typach lasu ogranicza rozwój roślin. W martwym drewnie zawartość azotu jest względnie mała. Pierwiastek ten może się znaleźć w drewnie na dwa sposoby. Po pierwsze, dzięki obecności grzybów mykoryzowych, których strzępki wchodzą w ścisły związek z korzeniami drzewa, ułatwione jest pobieranie tego pierwiastka z gleby. Oprócz grzybów niektóre gatunki drzew wchodzą w związki symbiotyczne z promieniowcami (bakteriami), mającymi zdolność do wykorzystywania azotu atmosferycznego. Po drugie, azot w drewnie pochodzi też z rozkładu mikroorganizmów, martwych strzępek grzybni, martwych bezkręgowców, odchodów bezkręgowców i innych zwierząt.

Stwierdzono, że w masie 215 ton martwego grubowomiarowego drewna w Ameryce Północnej (masa, jaka przypada na 1 hektar lasu) zawarte jest ok. 300 kg azotu.

Akumulacja węgla ma miejsce tylko w czasie życia roślin drzewiastych. Przeciętnie w warunkach środkowoeuropejskich lasów magazynuje się w drzewach na 1 hektarze około 1,4 tony węgla rocznie. Całkowita ilość węgla na 1 hektarze lasu jest bardzo zróżnicowana, przeciętnie jednak wynosi w lasach strefy umiarkowanej ok. 150-250 t ($\frac{2}{3}$ zapasu węgla znajduje się w glebie), a w lasach tropikalnych około 200-280 t. Po śmierci drzewa (krzewu) następuje, wraz z jego rozkładem, powolne uwalnianie się tego pierwiastka. Jednak przez długie lata węgiel ten jest zmagazynowany w martwym drewnie, co jest bardzo istotne dla globalnego bilansu węgla w atmosferze. Ilość węgla w atmosferze ma z kolei niebagatelny wpływ na tzw. efekt cieplarniany. Międzynarodowy zespół badaczy pod kierunkiem S. Seibolda przedstawił w 2021 r. oszacowanie ilości węgla w martwym drewnie w lasach świata na $67-79 \times 10^{12}$ kg, co miałyby stanowić ok. 8% ogólnej ilości węgla w lasach i ok. 8,5% aktualnej ilości węgla w atmosferze.

Kwestia bilansu węglowego lasów naturalnych jest obecnie przedmiotem bardzo ożywionej debaty naukowej. Dawniej zakładano *a priori*, że poziom zmagazynowania węgla w drzewostanie i w martwym drewnie jest stały, ponieważ w lesie naturalnym miąższość drzewostanu pozostaje w dynamicznej równowadze, a wciąż mniej więcej taka sama ilość drewna martwego przybywa i taka sama jest rozkładana. Współcześnie wiadomo, że założenie takiej równowagi jest mocno wyidealizowane i uproszczone. Cykl nie jest też zamknięty: część węgla z butwiejącego drewna staje się trwale częścią materii organicznej w glebie. Badania w terenie (niezbyt jeszcze liczne) wskazują na przewagę akumulacji nad rozkładem. Wielkość tej różnicy jest kwestionowana, ale raczej nikt nie podważa jej istnienia. Mechanizmy i przyczyny pozostają niejasne. Jest to jednak (zwłaszcza obecnie,

w 2021 r.) jedna z najbardziej dyskutowanych kwestii w ekologii lasu, tym bardziej, że ma kluczowe znaczenie dla zrozumienia roli lasów w bilansie gazów cieplarnianych.

Jeśli natomiast chodzi o lasy gospodarcze, to wycinanie drzew w lasach, w skali świata, jest przyczyną 20-25% ogólnej emisji węgla do atmosfery, zakładając, że węgiel zawarty w wycinanych drzewach zostaje natychmiast utleniony i wyemitowany jako CO_2 . Założenie to jest prawdziwe, gdy drewno jest spalane. W przypadku przetworzenia drewna na produkty drzewne, emisja jest opóźniona. Dlatego pojawiają się poglądy, że akumulację węgla w drewnie można zoptymalizować intensywnie używając lasy i magazynując węgiel w produktach wykonywanych z pozyskiwanego drewna. Nie jest to jednak prawda, bo cykl życia większości produktów z drewna jest znacznie krótszy niż czas naturalnego rozkładu martwego drewna w lesie.

Spalanie resztek pozrębowych

Jeszcze do niedawna w polskich lasach gospodarczych wszystkie gałęzie i inne pozostałości po wycięciu drzew były zbierane, układane w stopy i palone. Miało to zapobiegać rozprzestrzenianiu się tych owadów, które w leśnictwie uznaje się za szkodniki drzew. Trzeba podkreślić zasadniczą różnicę między naturalnym pożarem a wypalaniem resztek pozrębowych. W tym pierwszym przypadku zazwyczaj tylko drobna część drewna zostaje spalona – pozostają stojące martwe drzewa, a także nie ulegają całkowitemu spalaniu grubsze kłody i pniaki. W borach sosnowych, na przykład, naturalne pożary ułatwiają odnawianie się sosny i umożliwiają występowanie specyficznej grupy organizmów (m.in. pirofilnych owadów i grzybów) związanych ściśle z pożarzyskami.

O ile spalanie resztek pozrębowych można by jeszcze tolerować w lasach iglastych (borach), gdzie i w naturalnych warunkach zdarzają się (sporadycznie w warunkach Polski) pożary od pioruna, o tyle takie postępowanie w lasach liściastych i mieszanych nie powinno mieć miejsca. Nawet jednak w borach uprzętanie lasu i spalanie resztek pozrębowych nie powinno dotyczyć całości materiału. Gdzie bowiem znajduje się baza dla rozwoju związanych z tym środowiskiem organizmów saproksylicznych?

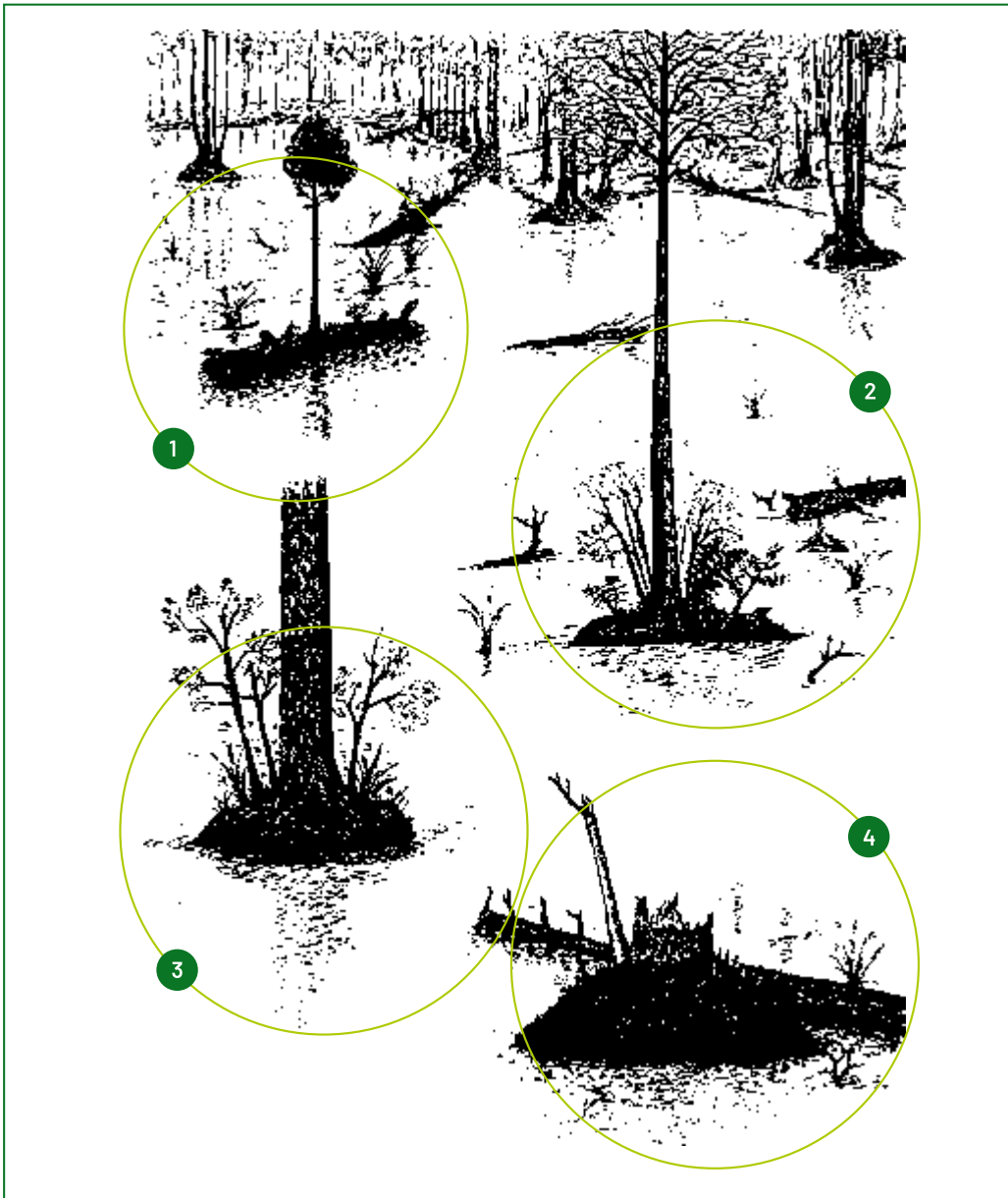
Współcześnie w Polsce, w Lasach Państwowych zarzucono spalanie resztek pozrębowych, a od 2004 r. obowiązuje nawet formalny jego zakaz. W sytuacjach nadzwyczajnych, za jakie uważa się np. gradacje owadów, Instrukcja Ochrony Lasu w dalszym ciągu dopuszcza jednak spalanie kory i gałęzi.

Zamiast spalania wprowadzono w niektórych nadleśnictwach zrębkowanie (rozdrabnianie na drobne wióry) resztek pozrębowych i rozrzucanie ich po powierzchni objętej wycinką drzew.

Sposób ten eliminuje niektóre wady spalania, w dalszym ciągu jednak odbiega od naturalnych procesów przyrodniczych, a zwłaszcza niszczy bazę rozwojową organizmów związanych z martwym drewnem. Tylko w nielicznych nadleśnictwach pozostałości po zrębowe są pozostawiane w nieprzekształconej formie, co najwyższej ułożone w sterty lub wały. A obserwacje leśników sugerują, że ten najbardziej ekologiczny sposób ich zagospodarowania nie tylko sprzyja ksylobiontom, ale i może pomóc w ochronieniu odnowień przed zgryzaniem przez zwierzęcą płow.

4.2.4. Martwe drewno magazynem wody

Leżący na ziemi pień drzewa wraz z upływem czasu zwiększa swoje możliwości magazynowania wody. Woda ta pochodzi z opadów atmosferycznych i z procesów rozkładu drewna przez bakterie i grzyby. Po kilku-kilkunastu latach przelegiwania kłody na dnie lasu, wody w drewnie jest tak dużo, że można ją wyciskać jak z gąbki. Leżące pnie są więc rezerwuarem wody dla lasu i łagodzą mikroklimat panujący pod okapem drzewostanu. Na takich pniach, zwłaszcza tych o znacznych rozmiarach, łatwo kiełkują nasiona różnych drzew, znajdując tu wystarczająco dużo wilgoci. Szczególnie istotne jest to w terenach skalistych lub przesuszonych. Możliwość zachowania i utrzymania wody w leżących pniach zwiększa wydatnie porastającą je kożuch mchów, porostów, wątrobowców, paproci i roślin kwiatowych.



Ryc. 36 Rozwój drzewa na „kłodzie-piastunce” (powstawanie kępy w olsie): 1 – pojawienie się siewek i rozwój młodych drzew na kłodzie; 2 – formowanie się nowej kępy: stopniowy rozpad „kłody-piastunki”, odkładanie się materii organicznej na rozbudowanych korzeniach młodego drzewa; 3 – dojrzała olsza na rozwiniętej kępie; 4 – zwolniona kępa, gotowa do zasiedlenia przez nowe drzewo (M. Bobiec)

Fot. 173 (A. Bobiec)
Bagienny las olszowy (ols)
w Puszczy Białowieskiej:
kłody „piastunki”
i „podopieczni”



Retencja:
czasowe zatrzymywanie
spływającej wody opadowej
na obszarze zlewni – zjawisko
zwykle korzystne, bo ograni-
czające ekstrema stanu wody
w ciekach poniżej, tj. łagod-
zące skutki wezbrań
i niżówek.

Martwe drewno przyczynia się do zatrzymywania spływających wód opadowych w lesie, czyli do retencji wody. Zalegające na gruncie martwe drewno akumuluje wodę z wiosennych roztopów, opóźniając jej odpływ i również zmniejszając w ten sposób niebezpieczeństwo powodzi. Mechanizm ten polega po pierwsze – na nasycaniu wodą rozłożonych kłód, a po drugie – na tamowaniu spływu powierzchniowego przez leżące kłody. Bezpośrednia „pojemność retencyjna” butwiejącego drewna, czyli możliwość nasycenia go wodą, wynosi ok. 0,1-0,85 m³ wody/m³ martwego drewna. Wartości te zależą od stopnia rozkładu i od gatunku, np. najwyższą zdolnością magazynowania wody i nasiąkliwością wody cechuje się drewno jodłowe. Pojedyncza kłoda może zretencjonować kilkaset litrów wody. Szczególnie drewno w najwyższym stopniu rozkładu bardzo dobrze chłonie wodę. Obecność martwego drewna na dnie lasu może być ważnym elementem zabezpieczającym glebę przed przesuszeniem, co ma duże znaczenie podczas okresów posusznych.

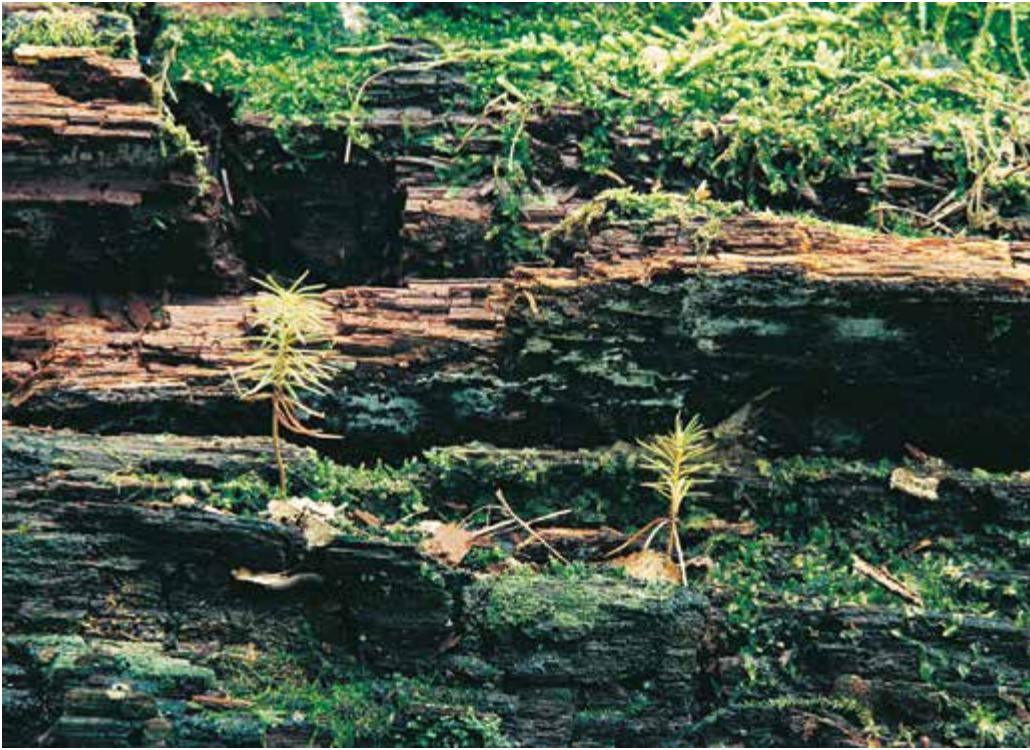
Znacznie silniejsze jest oddziaływanie drugiego mechanizmu, tj. tamowania spływu przez zalegające na dnie lasu kłody. W lasach łęgowych lub tzw. grądach niskich można obserwować jak powalone duże drzewo blokuje linię okresowego spływu wody, która tworzy zastój, piętrosi się, a następnie musi opłynąć kłodę. Może to spowodować poszerzenie koryta bądź powstanie obiegającego przeszkody „koryta ulgi”. Częste zmiany linii spływu, powodowane wywracaniem się kolejnych drzew, zapobiegają wykształcaniu się stałych rozcięć erozyjnych, którymi woda spływałaby szybciej. Rozlewająca się woda wsiąka w glebę, nawilżając ją. Podobny mechanizm dotyczy zbroczy i najdrobniejszych strumieni w górach (Fot. 183).

W 2019 r. w nadleśnictwie Gdańsk opracowano koncepcję retencji wody w leśnych częściach zlewni Potoku Oliwskiego i potoku Strzyża, uwzględniającą jako jeden z elementów gromadzenie i odpowiednie rozmieszczanie kłód martwego drewna. Działania mają na celu ograniczenie skutków okresowych opadów nawalnych i ochronę Gdańska przed lokalnymi powodziąmi. Ilość martwego drewna na powierzchniach objętych koncepcją miałaby być zwiększona o 9-24 m³/ha (obecnie wynosi średnio 11,4 m³/ha). Kłody, rozłokowane w poprzek ścieżek spływu wód, mają pełnić rolę niewielkich przetamowań retencjonujących odpływ powierzchniowy w zlewni. Autorzy koncepcji szacują, że zwiększenie ilości martwego drewna zapewni retencję na poziomie ok. 9,3% całkowitej retencji lasów rozpatrywanych zlewni.

4.2.5. Rola martwych drzew w odnowieniu lasu

Leśne „piastunki”

Gdzie mają odnawiać się drzewa w lasach podmokłych, bagiennych, w których przez parę miesięcy w roku utrzymuje się woda powierzchniowa (w olsach), lub które są wiosną regularnie podtapiane przez wezbrane wody cieków (w łęgach)? Siewki drzew, które zdążyły wyrosnąć w niższej położonych, zatapianych miejscach, skazane są na śmierć przez uduszenie pod wodą bądź zniszczenie przez lód. W tak specyficznych warunkach podstawowe znaczenie dla odnawiania się drzew mają wszelkie powierzchnie wyniesione ponad poziom wody. Są to charakterystyczne dla olsów kępy powstałe wokół pni starych olsz oraz butwiejące kłody „piastunki”



Fot. 174 (J. Walencik)
Młode siewki świerka
znajdują na leżącej
kłodzie obfitość wilgoci
i substancji pokarmowych



Ryc. 37 Znaczenie mikrosiedlisk butwiejących kłód dla odnowienia świerka w borach górnonieglowych Babiej Góry; **A** – rozmieszczenie podrostów świerka na podłożu różnego typu, na tle względnej obfitości podłoża, **B** – zmiany zagęszczenia osobników kohorty siewek powstałej w 1993 roku w zależności od typu podłoża (wg J. Holeksy, za Danielewiczem i Pawlarczykiem 1998; zmienione)

Fot. 175 (J. Walencik)
Stary złom jako miejsce
ukorzenia się nowego
pokolenia drzew



dostarczające suchego podłoża niezbędnego dla rozwoju młodego pokolenia drzew. Obserwowane w olsach i łęgach proste szeregi młodych drzew to z reguły „wychowankowie” tej samej „piastunki”. Aby dotrzeć do gleby, drzewka rosnące w takich warunkach oplatają kłodę korzeniami, a wraz z postępującym rozkładem kłody, przerastają ją. W ten sposób „piastunka” „uczy” młode drzewo jaką „powinno przybrać postawę” wobec wysokich stanów wód. Tak rozwinięty system korzeniowy zapewnia niezbędny dostęp powietrza i zapoczątkowuje powstanie nowej olsowej kępy (Ryc. 36). Jakkolwiek pojedyncze (czasem liczniejsze) przypadki kłód „piastunek” możemy spotkać w różnych typach lasu, to jedynie w warunkach środowisk

podmokłych i bagiennych mają one znaczenie fundamentalne dla dynamiki całego zbiorowiska.

Na podobną skalę, jak w olsie i łęgu, zjawisko to zachodzi też w świerczynach różnych typów. Związek odnowień świerkowych z martwym drewnem ma charakter wręcz spektakularny. „Szczotki” odnowień świerkowych, porastających butwiejące pnie, stanowią charakterystyczny element zarówno borów wysokogórskich Alp i Karpat, jak i skandynawskiej tajgi i białowieskich lasów (Fot. 174-176). Szczegółowe badania wykazują bardzo duże znaczenie tego zjawiska (Ryc. 37). Na przykład w jednym z rezerwatów w Laponii, na kłodach zajmujących 6% dna lasu, rośnie ponad 40% podrostu świer-



Fot. 176 (J. Korbel)
Młode świerki
wyrastające na
butwiejącej kłodzie

kowego. W lasach Babiej Góry, na kłodach zajmujących 5% powierzchni, znaleziono blisko 50% całego występującego w lesie podrostu świerka.

Bardzo istotna jest, jak wykazały badania przeprowadzone w polskich górach, grubość leżących kłód, na których mogą się osiedlać młode świerki. Okazuje się, że bardzo rzadko osiedlanie to następuje na kłodach o średnicy mniejszej niż 20 cm, a najbardziej odpowiednie są te o grubości powyżej 40 cm. Brak grubego, leżącego drewna poważnie ogranicza naturalne odnowienie świerka.

W grądach i borach Puszczy Białowieskiej często spotykamy młode świerki wyrastające na butwiejących pniakach swoich przodków. W takich przypadkach chodzi o wykorzystywanie przez ten gatunek mikrosiedlisk wolnych od konkurencji ze strony ziół i krzewinek, a ponadto zasobnych w wodę i niezbędne mykoryzowe grzyby. Rozwijające się w ten sposób drzewa na zawsze zachowują specyficzną, szczudlastą formę (Fot. 177).

W tym miejscu należy wspomnieć o roli zwierząt w umieszczaniu nasion w butwiejącym drewnie – nie jest to tylko kwestia biernego ich



Fot. 177 (J. Walencik)
Szczudlasty świerk
wyrósł na grubej kłodzie,
która uległa już
pełnemu rozkładowi

opadania z koron drzew i przenoszenia przez wiatr. Okazuje się, że niektóre ptaki, np. kowalik *Sitta europaea*, aktywnie przenoszą nasiona roślin drzewiastych i umieszczają je m.in. w leżących kłodach (jako zapas pokarmu, o którym czasem zapominają) przykrywając je z wierzchu. Utrudnia to lokalizowanie nasion przez potencjalnych konsumentów i stwarza lepsze warunki do kiełkowania w porównaniu z nasionami, które opadły na martwe drewno bez udziału ptaków.

Odnawianie się drzew na kłodach opisano z wielu lasów na świecie. Tak zachowuje się np. choina kanadyjska w lasach Ameryki Północnej, świerk Engelmanna *Picea engelmannii* i jodła górską *Abies lasiocarpa* w górskich lasach w Kolumbii Brytyjskiej, orszelina szara *Clethra barbivervis* w górskich lasach Japonii, drzewa w pacyficznych lasach Ameryki Północnej oraz niektóre gatunki drzew w lasach tropikalnych. Badacze dopatrują się różnych mechanizmów za to odpowiedzialnych, jak np. lepsze i stabilniejsze warunki wilgotnościowe, unikanie przykrycia nasion grubym opadem liści, unikanie zwartej warstwy ściółki lub zwartej pokrywy mszystej, cieplejsze mikrosiedliska, korzystna mykobiota i unikanie pospolitych w glebie patogenicznych grzybów. W Andach Patagońskich odkryto skamieniały las sprzed 300 mln lat, w którym drzewa odnawiały się w ten sposób.

Leśne „kojce”

„Szkody od zwierzyny” to pojęcie, które na dobre wpisało się w kanon języka gospodarki leśnej. Oznacza ono przede wszystkim uszkodzenia sadzonek i młodych drzewek w uprawach leśnych i młodnikach, powstałe w wyniku

zgrzyzania (pędów, pączków), spałowania (zrywania za pomocą siekaczy młodej kory i łyka) i osmykiwania (zwanego też czemchaniem; wycierania poroża lub rogów) przez duże, leśne ssaki roślinożerne – jelenie, losie, sarny *Capreolus capreolus* i żubry *Bison bonasus*. W lesie gospodarczym mówimy o szkodach, bo marnowana jest ludzka praca – sadzenie i pielęgnowanie drzew – i tracony surowiec. Aby uniknąć szkód lub je zmniejszyć, postuluje się intensywne odstrzały jeleniowatych bądź stosuje się kosztowne zabiegi ochronne – płoty wokół upraw lub indywidualne zabezpieczenia posadzonych drzewek.

W lesie naturalnym, gdzie ssaki roślinożerne odżywiają się w taki sam sposób jak w lesie gospodarczym (powodując takie same uszkodzenia drzew), nie ma mowy o szkodach. Wszak tu, obok siebie, od dawna występują te same gatunki drzew i zwierząt, a las trwa. W takim lesie przeznaczeniem większości młodych drzew (począwszy od nasiona i siewki) jest zjedzenie ich przez organizmy roślinożerne (od ptaków zjadających nasiona i liściożernych gąsienic motyli po spałujące jelenie). Jedyne niewielkie uszkodzenia młodych drzew (odnowienia) ma szansę osiągnięcia dojrzałego wieku i właściwych im rozmiarów. Jak to jest możliwe przy znacznie większej niż w lesie zagospodarowanym presji zwierząt kopytnych na jednostkę powierzchni (przykładowo, w obszarze ochrony ścisłej Białowieskiego Parku Narodowego zagęszczenie jeleni na jednostkę powierzchni jest od 2 do 3 razy wyższe niż w lasach gospodarczych Puszczy Białowieskiej) i niestosowaniu jakichkolwiek sztucznych zabezpieczeń przed „szkodami”? Okazuje się, że puszcza ma swoje własne, natu-



Fot. 178 (A. Bobiec)
Powalone świerki stanowią osłonę przed jeleniami dla nowego pokolenia drzew, które wkrótce tutaj wyrosnie



Fot. 179 (A. Bobiec)
Puszcza Białowieska:
pozostałości po świer-
kowych „szańcach”
osłaniających liściaste
odnowienie

ralne zabezpieczenia. Są nimi, przede wszystkim, wywrócone drzewa lub leżące ich części. Tworzą one rodzaj zasieków lub „kojca” utrudniającego roślinożercom dostęp do miejsc bezpiecznego odnawiania się drzew (Fot. 61, 178, 179). Dodatkowo takich miejsc unikają roślinożerne ssaki z obawy przed drapieżnikami. Tworzy się w nich tzw. krajobraz strachu, o czym szerzej pisaliśmy w rozdziale 4.1.1.

Szczególnie skuteczną ochronę zapewniają leżące świerki, których pnie („strzały”) najeżone są twardymi, ostrymi, a jednocześnie bardzo trwałymi gałęziami. Często można zaobserwować gęsty pas szybko rosnących liściastych drzewek, które uzyskały azyl wzdłuż pnia świerka. Jeszcze częściej spotykane są całe kompleksy kilkunastu do kilkudziesięciu powalonych drzew, umożliwiające jednoczesny rozwój nowego pokolenia na powierzchni średnio od 500 do 1500 m².

Grupowe zamieranie drzew (powodowane głównie przez infekcje grzybów) i dobijanie ich przez owady oraz uniemożliwiająca równomierne i ciągłe odnawianie się silna presja roślinożerców, to jedne z podstawowych czynników, których efektem jest niezwykle duże – mozaikowe – zróżnicowanie naturalnych białowieskich grądów.

4.2.6. Martwe drzewa chronią zbocza gór

Coraz częściej mówi się o odpowiedzialności, jaką ponosi człowiek za kataklizmy osunięć ziemi i lawin. Analiza tych zjawisk wskazuje często na wylesienia obszarów górskich, jako ich bezpośrednią przyczynę. W obszarach górskich martwe drzewa spełniają rolę równie ważną co drzewa żywe, utrwalając swoimi korzeniami płytką, wrażliwą glebę i zatrzymując skłonne do staczania się kawałki skał. Leżące w poprzek stoku wywrócone drzewa lub ich fragmenty zakotwiczone na stojących żywych lub martwych drzewach, to niezwykle skuteczne, przeciwlawinowe „murki oporowe” (Fot. 180).



Fot. 180 (J. Korbel)
Leżące na stokach gór
kłody drzew zapobiegają
erozji gleby

Usuwanie martwych drzew i martwego drewna w lasach wyższych położen górskich (szczególnie w obszarze tzw. górnej granicy lasu), podobnie jak wycinka drzew żywych i ich zrywka, prowadzi do erozji, splukiwania gleby, mętnicy potoków i zwiększenia ryzyka osuwisk.

Chcielibyśmy zwrócić uwagę na jeszcze jeden aspekt znaczenia martwego drewna w górach. Otóż według badań przeprowadzonych w Gorcach, gdy pod wpływem zanieczyszczeń powietrza, wiatrów, owadów roślinożernych i grzybów patogenicznych rozpada się drzewostan w wysokogórskim borze górnoreglowym, to w rezerwatach ścisłych na jego miejscu szybko pojawiają się zarośla jarzębinowe, skutecznie utrzymujące glebę i pozwalające na szybką regenerację lasu. Wycięcie martwych stojących świerków znacznie utrudnia pojawienie się zarośli jarzębiny rozsiewanej przez ptaki siadające na martwych drzewach.

4.2.7. Znaczenie wykrotów i martwego drewna dla procesów glebowych

Wykroty – leśne „ruchy górotwórcze”

Wykroty, czyli wyrwane z ziemi systemy korzeniowe wraz z przewróconym drzewem, mają dla środowiska leśnego szczególnie duże znaczenie (Fot. 36, 37, 41, 105, 181). Najczęściej wykroty tworzy świerk, odznaczający się płaskim systemem korzeniowym, będący z tego powodu najbardziej narażonym na przewrócenie przez silne wiatry.

Przewrócenie się drzewa powoduje wyrwanie i przeniesienie bryły gleby związanej przez tzw. tarczę korzeniową. Tworzy się w ten sposób unikatowa, typowa dla lasów naturalnych, mikrorzeźba terenu, na którą składają się kraterki (doły powykratowe) oraz powstające, w miarę osuwania się gleby z tarcz korzeniowych, pagórki powykratowe (Ryc. 33). Ponieważ często powierzchniowe poziomy gleby różnią się wyraźnie swoim składem i uziarnieniem (składają się głównie z przewiewnych piasków i pyłów) od głębszych poziomów (cięższych, trudno przepuszczalnych, gliniastych), utworzone przez wykrot struktury oferują kolonizującym je organizmom bardzo odmienne typy podłoża. Podczas gdy pagórki usypywane

Fot. 181 (J. Walencik)
Pierwotność lasu
intuicyjnie kojarzy się
z powalonymi wielkimi
drzewami



z piasku i znacznej ilości nagromadzonej na tarczy korzeniowej materii organicznej (np. próchnicy typu mor i grubej warstwy igieł świerkowych) są mniej wilgotne i bardziej kwaśne niż nienaruszona gleba, na gliniastym dnie krateru długo utrzymuje się woda. Tak więc wykroty, nierozłącznie związane ze śmiercią drzew i powstawaniem martwego drewna, stanowią czynnik nieustannego różnicowania i odmładzania się siedliska leśnego. Wywracające się drzewa powodują chwilowe (w skali czasu życia lasu naturalnego) zaburzenia, umożliwiające na niewielkiej przestrzeni koegzystencję gatunków o skrajnie różnych wymaganiach siedliskowych (Ryc. 34).

Gospodarka leśna, minimalizując „ryzyko” powstania wykrotów, przyczynia się do zubożenia i ujednolicenia siedliska. Ponieważ wiatrowały ciągle traktowane są w kategoriach kłeski, tak jak i w przypadku innych katastrof, natychmiast usuwane są ich skutki. Polega to na odcięciu powalonych drzew od korzeni i usunięciu ich z lasu. Pozbawione odpowiedniego obciążenia tarcze korzeniowe często wracają na miejsce, gdzie znajdowały się przed powstaniem wykrotu, zacierając zupełnie ekologiczny efekt zjawiska. Także stosowane w praktyce gospodarczej przygotowanie (mechaniczne lub ręczne) gleby w niczym nie przypomina tego, co czyni z nią przewracające się drzewo.

Gdy drzewo „w proch się obraca”...

...i przykryte warstwą ściółki i roślin runa wtapia się całkiem w krajobraz dna lasu, nie oznacza to jeszcze unicestwienia martwego drewna. Często niezauważalne na pierwszy rzut oka, najtrwalsze elementy drewna długo jeszcze tworzą wyraźnie odróżniający się (o czerwono-brunatnym zabarwieniu) składnik próchnicy nadkładowej – butwiny. Dlatego w lesie naturalnym ta warstwa gleby wykazuje wyjątkowo silne zróżnicowanie przestrzenne – zarówno pod względem zawartości, jak i jej miąższości (grubości). I tak, na kwaśnych siedliskach borowych, z natury odznaczających się znaczną ilością butwiny, grubość tej warstwy waha się od 0

(w miejscach świeżych wykrotów) po kilkadziesiąt cm – tam, gdzie butwiejący pień „wtopił się” w glebę. Z kolei na siedliskach lasów liściastych, np. grądów (które według powszechnie podawanych charakterystyk odznaczają się brakiem próchnicy nadkładowej), w warunkach naturalnych występują lokalnie jej warstwy (często dość znacznej grubości) jako pozostałość po rozłożonych kłodach. Warunki panujące w mikrosiedlisku butwiny zdecydowanie różnią się od warunków panujących w otaczającej ją glebie mineralnej. Znaczna retencja wody przez butwinę, powstałą z rozłożonego drewna, zapewnia doskonałe warunki rozwoju paprotników – paproci, widłaków i skrzypów. Z kolei czosnek niedźwiedzi *Allium ursinum*, występujący łanowo w grądach Puszczy Białowieskiej, wyraźnie unika butwiny, pozostawiając niezasiadłone „cienie” po nieistniejących już kłodach. Takie, niemal już rozłożone, drewno jest zamieszkiwane i penetrowane przez liczne rzesze przedstawicieli fauny glebowej: roztocze, skoczogonki, wiję, dżdżownice i inne, o czym szeroko piszemy w rozdziale 4.

Wyniki badań wskazują, że po zaprzestaniu usuwania drewna z lasów na siedliskach ubogich (borowych), po kilkadziesiąt lat następuje takie wzbogacenie zasobności gleby, że w ślad za tym następują wyraźne zmiany w składzie roślinności runa i ekspansja gatunków typowych dla siedlisk żyzniejszych. Zaczynają wkraczać również niespotykane wcześniej na tych siedliskach gatunki drzewiaste, charakterystyczne np. dla grądów, jak chociażby grab. W wyniku postępującego procesu rozkładu szczątków martwego drewna następuje, oprócz wzrostu zasobności gleby, również polepszenie struktury jej wierzchnich warstw. Lignina, zawarta w drewnie, zawiera podstawowe elementy spotykane w substancjach próchnicznych. Próchnica, z kolei, ma dodatni wpływ na zdolność sorpcyjną gleby, korzystne stosunki powietrzno-wodne oraz termiczne, a także sprzyja tworzeniu się struktury gleby o dużej pojemności wodnej.

Próchnica:

nagromadzone w glebach (w lesie także na ich powierzchni, jako tzw. próchnica nadkładowa) szczątki organiczne, głównie roślinne, znajdujące się w różnych stadiach rozkładu (humifikacji, mineralizacji); próchnicę leśną można podzielić na typy: mor – charakteryzującą się małą intensywnością rozkładu materii organicznej, moder – średnią i mull – dużą.

Butwina:

próchnica nadkładowa, warstwa nierozłożonych lub częściowo rozłożonych szczątków roślin na dnie lasu, tworząca tzw. poziom organiczny profilu glebowego, położony powyżej poziomu próchnicznego.

Sorpcyjna zdolność gleby:

zdolność zatrzymywania przez stałe cząstki gleby jonów, głównie kationów lub cząsteczek chemicznych rozpuszczonych w powietrzu glebowym bądź w roztworze glebowym; wysoka zdolność sorpcyjna gleby utrudnia wypłukiwanie mineralnych składników pokarmowych z gleby.

Polecana literatura do rozdziału 4.2:

Arnstadt T., Hoppe B., Kahl T., Kellner H., Krüger D., Bausch J., Hofrichter M. 2016. Dynamics of fungal community composition, decomposition and resulting deadwood properties in logs of *Fagus sylvatica*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 382: 129-42.

Bobiec A., Van der Burgt H., Meijer K., Zuyderduyn C., Haga J., Vlaanderen B. 2000. Rich deciduous forests in Białowieża as a dynamic mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. *Forest Ecology and Management* 130: 159-175.

Buchholz L. 1991. Stan aktualny i perspektywy kształtowania się ekosystemów Puszczy Bukowej koło Szczecina ze szczególnym uwzględnieniem jej części rezerwatowej, na podstawie obserwacji fauny chrząszczy z nadrodziny sprzążków (Coleoptera, Elateroidea). *Prądnik, Prace i Materiały Muzeum im. prof. Władysława Szafera* 4: 103-111.

Cairns M.A., Meganck R.A. 1994. Carbon sequestration, biological diversity, and sustainable development: integrated forest management. *Environmental Management* 18, 1: 13-22.

- Danielewicz W., Pawlaczyk P. 1998. Rola świerka w strukturze i funkcjonowaniu fitocenozy. W: Boratyński A., Bugała W. (red.) – *Biologia świerka pospolitego*. Instytut Dendrologii PAN, Bogucki Wyd. Nauk., 359–426 s.
- Dula P.S. 2003. Rola ptaków w odnawianiu drzew ciężkonasiennych ze szczególnym uwzględnieniem buka *Fagus sylvatica* L. *Sylvan* 147, 5: 65–75.
- Faliński J.B. 1976. Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderungen des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. *Phytocenosis* 5, 2: 85–108.
- Faliński J.B. 1978. Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. *Vegetatio* 38, 3: 175–183.
- Gundersen P., Thybring E.E., Nord-Larsen T., Vesterdal L., Nadelhoffer K.J., Johannsen V.K., 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591: E21–E23.
- Gutowski J.M., Sućko K., Borowski J., Kubisz D., Mazur M.A., Melke A., Mokrzycki T., Plewa R., Żmihorski M. 2020. Post-fire beetle succession in a biodiversity hotspot: Białowieża Primeval Forest. *Forest Ecology and Management* 461: 117893.
- Hagge J., Müller J., Bässler C., Biebl S.S., Brandl R., Drexler M., Gruppe A., Hotes S., Hothorn T., Langhammer P., Stark H., Wirtz R., Zimmerer V., Mysterud A. 2019. Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. *Forest Ecology and Management* 451: 117531.
- Harmon M.E., Franklin J.F. 1989. Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology* 70, 1: 48–59.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins J., Cummins K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- Hofgaard A. 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601–608.
- Holeksa J. 1998. Rozpad drzewostanu i odnowienie świerka a struktura i dynamika karpackiego boru górnoreglowego. *Monographiae Botanicae* 82: 1–209.
- Holeksa J., Ciapała S. 1998. Usuwanie martwych drzew a naturalne odnowienie świerka w górnoreglowych borach świerkowych Beskidu Wysokiego. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie* 332. Sesja Nauk. 56: 161–175.
- Klamerus-Iwan A., Lasota J., Błońska E. 2020. Interspecific variability of water storage capacity and absorbability of deadwood. *Forests* 11, 5: 575.
- Loch J. 1996. Unaturalnianie układów ekologicznych w Gorcezańskim Parku Narodowym. *Przegląd Przyrodniczy* 7, 3–4: 55–72.
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Börner A., Knohl A., Hessenmöller D., Law B. E., Ciais P., Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213–215.
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Knohl A., Law B.E., Ciais P., Grace J., 2021. Reply to: Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591: E24–E25.
- MCPFE. 2003. Background Information for Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liason Unit, Vienna.
- Merganičová K., Merganič J., Svoboda M., Bače R., Šebeň V. 2012. Deadwood in forest ecosystems. W: Blanco J.A., Yueh-Hsin Lo. (red.) – *Forest Ecosystems – More than Just Trees*. BoD–Books on Demand: 81–108.
- Olejnik S., Małek S. (red.) 2020. Rola lasu w pochłanianiu dwutlenku węgla z atmosfery. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, 398 s.
- Paluch R. 2001. Wpływ drewna martwego na zasobność gleby określoną za pomocą roślinności runa w Białowieżskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 20, 4: 15–25.
- Prosiński S. 1969. *Chemia drewna*. PWRiL, Warszawa, 487 s.
- Przybylski F., Słupecki R., Duda F. 2019. Koncepcja retencji ograniczającej gwałtowne odpływy wód po ulewnych deszczach w lasach Nadleśnictwa Gdańsk. *Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, oddział w Gdyni*, 108 s.
- Russell M. B., Fraver S., Aakala T., Gove H.H., Woodall Ch.W., D'Amato A.W., Ducey M.J. 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management* 350: 107–128.
- Seibold S., Rammer W., Hothorn T., Seidl R., Ulyshen M.D., Lorz J., Cadotte M.W., Lindenmayer D.B., Adhikari Y.P., Aragón R., Bae S., Baldrian P., Varandi B.H., Barlow J., Bässler C., Beauchêne J., Berenguer E., Bergamin R.S., Birkemoe T., Boros G., Brand R., Brustle H., Burton Ph.J., Cakpo-Tossou Y.T., Castro J., Cateau E., Cobb T.P., Farwig N., Fernández R.D., Firn J., Gan K.S., González G., Gossner M.M., Habe J.C., Hébert Ch., Heibl Ch., Heikkala O., Hemp A., Hemp C., Hjältén J., Hotes S., Kouki J., Lachat T., Liu J., Liu Y., Luo Y-H., Macandog D.M., Martina P.E., Muku S.A., Nachin B., Nisbet K., O'Halloran J., Oxbrough A., Pandey J.N., Pavlíček T., Pawson S.M., Rakotondranary J.S., Ramanamanjato J-B., Rossi L., Schmidl J., Schulze M., Seaton S., Stone M.J., Stork N.E., Suran B., Sverdrup-Thygeson A., Thorn S., Thyagarajan G., Wardlaw T.J., Weisser W.W., Yoon S., Zhang N., Müller J. 2021. The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature* 597: 77–81.
- Similä M., Junninen K. 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. *Metsähallitus*, 50 s.
- Spínu A. P., Niklasson M., Zin E. 2020. Mesophication in temperate Europe: A dendrochronological reconstruction of tree succession and fires in a mixed deciduous stand in Białowieża Forest. *Ecology and Evolution* 10, 2: 1029–1041.
- Staniaszek-Kik M., Zarnowiec J., Chmura D. 2016. The vascular plant colonization on decaying *Picea abies* logs in Karkonosze mountain forest belts: The effects of forest community type, cryptogam cover, log decomposition and forest

- management. *European Journal of Forest Research* 135: 1145-1157.
- Stokland J. N., Siitonen J., Jonsson B. G. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, 509 s.
- Svoboda M., Fraver S., Janda P., Bače R., Zenáhlíková J. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260: 707-714.
- Szewczyk J., Szwagrzyk J. 1996. Tree regeneration on rotten wood and on soil in old-growth stand. *Vegetatio* 122: 37-46.
- Ulanova N. G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135, 1-3: 55-167.
- Vallauri D., André J., Blondel J. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Rapport scientifique, WWF, France, 34 s.
- Zielonka T. 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science* 17: 739-746.
- Zielonka T., Piątek G. 2001. Norway spruce regeneration on decaying logs in subalpine forests in the Tatra National Park. *Polish Botanical Journal* 46: 251-260.
- Zin E. 2016. Fire History and Tree Population Dynamics in Białowieża Forest, Poland and Belarus. Doctoral Thesis Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp [https://pub.epsilon.slu.se/13699/1/zin_e_161003.pdf].

Martwe drewno jest ważnym elementem ekosystemu leśnego. Stanowi niezwykle bogaty magazyn energii i substancji chemicznych – niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania ekosystemów leśnych. Energia słoneczna, wychwycona przez liście w procesie fotosyntezy, akumulowana jest w związkach organicznych budujących tkanki drewna. Związki organiczne to związki węgla pochodzącego z przyswojonego z powietrza dwutlenku węgla. Powolne „spalanie” tych związków w procesie metabolizmu organizmów umożliwia ich funkcjonowanie. Naturalne pożary lasów (np. od pioruna) to również sposób, w jaki niektóre typy ekosystemów wykorzystują energię martwego drewna w inicjowaniu naturalnego odnowienia drzew.

Pomimo niższej, w porównaniu z liśćmi, względnej zawartości azotu i innych substancji mineralnych w martwym drewnie, ich całkowita zawartość, ze względu na bardzo dużą masę drewna, jest olbrzymia. Powolne tempo rozkładu martwego drewna, zapewnia natomiast utrzymanie stabilności warunków pokarmowych w ekosystemie.

Dzięki porowatej, gąbczastej strukturze, martwe drewno stanowi niezwykle zasobny rezeruar wody pochodzącej zarówno z opadów atmosferycznych, jak i produkowanej w nim bezpośrednio w procesach metabolicznych bakterii i grzybów. Jest to szczególnie istotna funkcja w okresach niedoboru wody.

W lasach regularnie zatapianych (np. w olsach) lub zalewanych przez wodę (np. w łęgach), młode drzewa pojawiają się jedynie na mikrosiedliskach wyniesionych ponad poziom wody. Siedliska takie tworzone są najczęściej przez butwiejące kłody „piastunki”. Rosnące na nich drzewa rozwijają swój system korzeniowy w sposób umożliwiający samodzielne funkcjonowanie. Podobne zjawisko obserwuje się na dużą skalę w górskich i tajgowych lasach świerkowych. W tym przypadku, próchniejąca kłoda lub pniak zapewnia młodemu drzewku przewagę w rywalizacji z roślinami zielnymi lub krzewinkami o dostęp do przestrzeni, zasobów pokarmowych i światła.

Przewrócone drzewa chronią też siewki i rozwijający się podrost przed uszkodzeniem przez roślinożerne ssaki (np. jelenie). Pełnią w ten sposób rolę naturalnego, nieregularnego „kojca”, pod którego osłoną młode osobniki mogą osiągnąć bezpieczną wysokość.

Martwe drewno istotnie wpływa na procesy kształtujące właściwości siedliska leśnego. W górach przeciwdziała powstawaniu lawin oraz erozji gleby, a także sprzyja odnawianiu się lasu po wiatrolomach. W lasach wilgotnych, w łęgach, powalone drzewa mogą zmieniać przebieg lokalnych szlaków spływu wody. Niezwykle ważną, siedliskotwórczą rolę pełnią drzewa wywracane z korzeniami, tworząc układ dołu i pagórka powykrotowego – nowe miniformy terenu o skrajnie różnych warunkach siedliskowych. Gospodarka leśna prowadzi do zaniku tych form i ujednolicenia siedliska. Rozłożone kłody, „wtopione” całkiem w glebę, pozostawiają swoje piętno w postaci pasów grubej warstwy butwiny – specyficznego siedliska preferowanego przez jedne gatunki, a unikanego przez inne.

rozdział 4.2: Podsumowanie

4.3. Martwe drewno w ciekach

W krajobrazach leśnych naszej strefy klimatycznej drzewa porastają zwykle także brzegi rzek, zdarza się więc, że martwe drzewa albo ich szczątki wskutek naturalnych procesów znajdują się w nurcie cieku. Okazuje się, że są one kluczowym elementem ekosystemu nie tylko w lesie, ale i w ekosystemach wodnych. W żargonie gospodarki wodnej takie pozostałości martwych drzew w cieku określa się niekiedy nazwą „rumosz drzewny”.

O ile współcześni leśnicy rozumieją już zwykle potrzebę obecności martwego drewna w lesie, to zrozumienie znaczenia martwych drzew w wodzie, w tym w rzekach, wciąż jeszcze z trudem przebija się do świadomości zarządców wód. Także w społeczeństwie rozpowszechnione jest postrzeganie powalonych drzew w ciekach jako elementu obcego, „zaśmiecającego rzekę”, który co do zasady powinien być usuwany. Rzeka z takimi drzewami jest zwykle postrzegana jako „zaniedbana”. Zarządcy wód, nawet gdy uświadamiają sobie znaczenie ekolo-

giczne rumoszu drzewnego, poddani są silnej presji społecznej, by go usuwać.

Tymczasem, przynajmniej w warunkach naszej części Europy, nie ma zdrowego ekosystemu wodnego bez pewnej ilości rumoszu drzewnego. Na nizinach Europy drewno jest często jedynym twardym substratem obecnym w rzekach krajobrazów piaszczystych lub gliniastych, stanowiąc siedlisko fundamentalnie wzbogacające możliwość rozwoju flory, fungi i fauny wodnej.

Różne fragmenty drewna w cieku są mniej lub bardziej stabilne, co wynika zarówno z cech drewna, jak i z charakteru cieku i jego doliny. Wykroty, wciąż posiadające system korzeniowy, często pozostają w miejscu wywrócenia się, podobnie jak kłody obustronnie oparte o brzegi. Mniejsze fragmenty są częściej zabierane i przenoszone przez wodę. W rzece węższej niż wysokość drzew gromadzenie następuje przez proste przewracanie się drzew, które z reguły pozostają na miejscu (Fot. 182). W rzekach szer-



Fot. 182 (P. Pawlaczyk)
Typowe koryto nizinnej rzeki w krajobrazie leśnym jest zawsze bogate w martwe, powalone w nurt drzewa

szych gromadzenie następuje przez napławianie, w konsekwencji drewno koncentruje się w miejscach szerszych, gdzie energia strumienia wody maleje, na osadach żwirowych. Oczywiście, stabilność poszczególnych elementów bywa względna, gdyż wysokie przepływy mogą przemieszczać także fragmenty, które przez dłuższy czas pozostawały nieruchome.

Martwe drzewa w ciekach generalnie zmniejszają energię płynącej wody, spowalniają przejście fal powodziowych, sprzyjają akumulacji osadów i materii organicznej. Kłody drzew tarasujące małe strumienie powodują lokalne spiętrzenia wody i powstawanie lokalnych drobnych kaskad (Fot. 183).

W rzekach o podłożu żwirowym ogranicza to zjawisko nadmiernego wcinania się cieków w podłoże, nadmiernej erozji brzegów, lub wręcz umożliwia odbudowę struktury osadów dennych. Zwiększenie szorstkości cieków znacząco przyczynia się do redukcji fal powodziowych poniżej. Na wybranych rzekach w Wielkiej Brytanii oszacowano na przykład, że drewno odpowiadało za ok. 75-98% oporów przepływu, a odpowiednia dostawa martwego drewna do cieków w górnych częściach zlewni może zredukować falę powodziową w dole zlewni o 5-10%. Równocześnie, w ciekach o wysokiej energii rumosz drzewny pozostaje jednak pod przemożnym wpływem cieków i często jest przemieszczany, transportowany i wtórnie odkładany na odsypach, mogąc powodować stabilizację żwirowych łąch. Generalnie, obecność rumoszu drzewnego sprzyja przekształcaniu się koryt rzecznych w wielonurtowe oraz wspomaga rozwój łąch i wysp. Szczegóły tych procesów mogą jednak silnie zależeć od konkretnej rzeki. W żwirowych rzekach Ameryki Północnej wyspy tworzą się na dużych martwych drzewach w nurcie rzeki, wskutek odkładania żwirów za nimi. Na żwirowych rzekach górskich w Europie, w których wskutek głębszych przekształceń krajobrazu nadrzecznego i masowego usuwania martwego drewna brak takich drzew, drobniejszy rumosz drzewny gromadzi się na łąkach żwirowych, stabilizując je i stymulując rozwój kęp w kierunku doprądkowym. Fragmenty wierzb i topól mogą się wtedy zakorzeniać i wypuszczać pędy. Przy przepływach ponadkorytowych rumosz drzewny na aluwialach istotnie przyczynia się do sedymentacji pozakorytowej i tym samym do rozwoju teras zalewowych. W rzekach o niższej energii, w tym nizinnych rzekach żwirowych i piaszczystych, hydromorfologiczna rola rumoszu drzewnego jest nie mniej znacząca. Tu także poszczególne kawałki drzew i zatory drzewne tworzą opory przepływu. Pnie i konary drzew inicjują osadzanie się w „cieniach hydrologicznych” niesionych przez rzekę osadów, doprowadzając do rozwoju odsypów. Pod i za kłodami wymywane są zagłębienia. Formują się kotły przelewowe, zagłębienia wsteczne, cienie piaszczyste (odsypy korytowe) i inne formy (Ryc. 38). Częstość i siła wezbrań oraz podmywanie brzegów decydują o dostawie kłód do koryta; kłody zaś wpływają



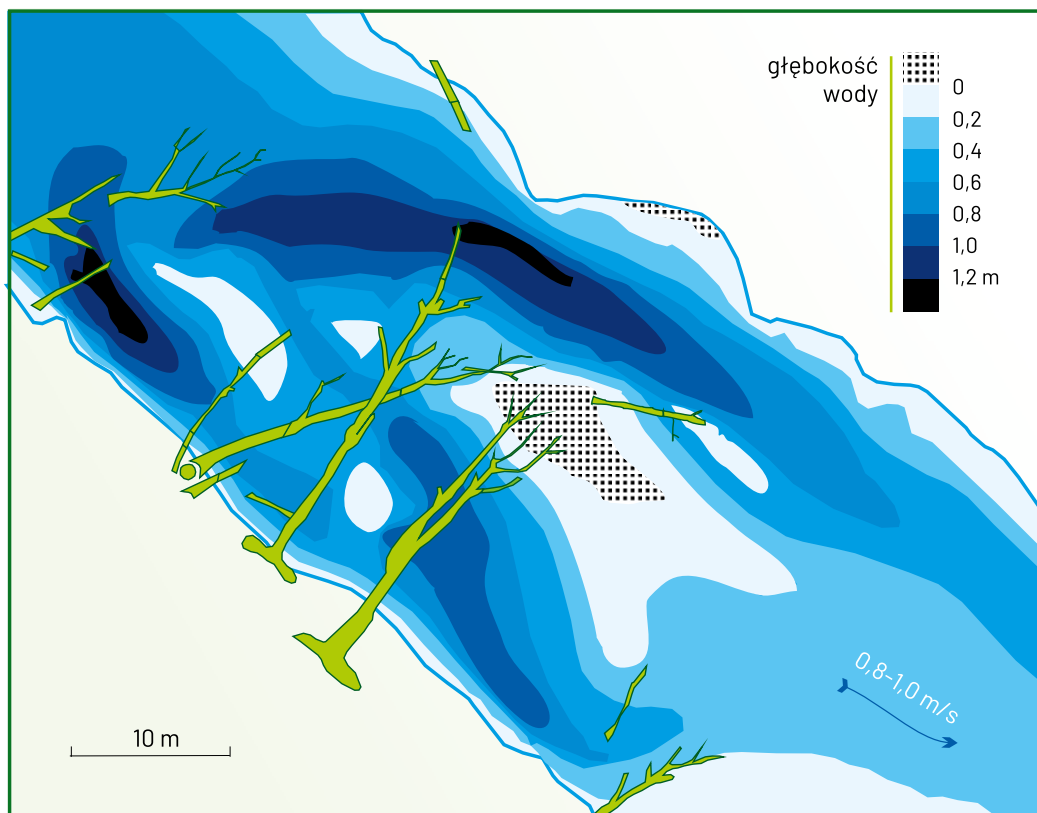
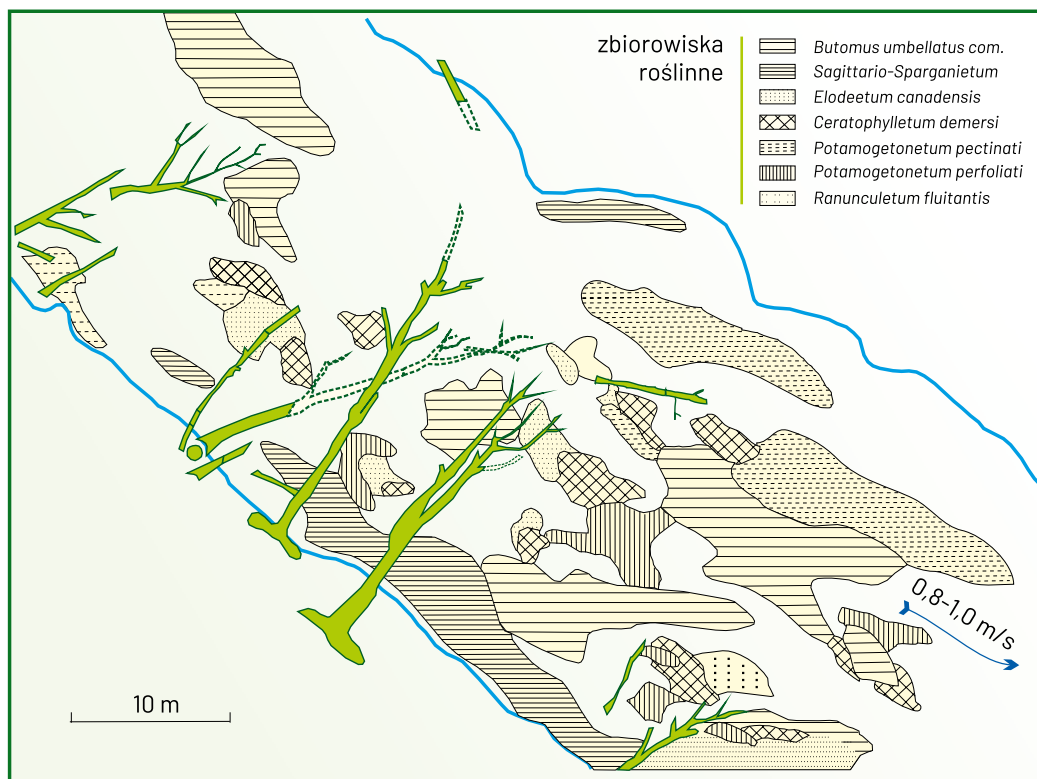
Fot. 183 (J. Korbel)
Martwe drzewa spowalniają bieg górskich strumieni

na przebudowę układu form korytowych i kształtowanie przebiegu koryta rzeki, w tym stymulują erozję boczną.

W piaszczystych i piaszczysto-żwirowych rzekach nizinnych fragmenty drzew to najczęstsze obiekty w nurcie, które wymuszają pionową składową ruchy wody, a w rezultacie kształtują zróżnicowanie głębokości koryta i migrację wody rzecznej w osady denne. Obecność rumoszu drzewnego ma tym samym kluczowe znaczenie dla funkcjonowania tzw. strefy hyporeicznej, czyli strefy kontaktu wód podziemnych i wód rzecznych w osadach rzeki, tak ważnej dla funkcjonowania niektórych typów ekosystemów rzecznych (w tym tzw. rzek włosienicznikowych – siedliska przyrodniczego chronionego w sieci Natura 2000).

Martwe drzewa w rzece są ważnym elementem procesów decydujących o funkcjonalnych powiązaniach między rzeką a przyrzecznymi siedliskami przyrodniczymi, w tym lasami łągowymi. Rumosz drzewny jest elementem kształtującym nie tylko samą rzekę, ale i pozostającą w łączności z rzeką równiną zalewową, poprzez kształtowanie koryt wielonurtowych, modyfikowanie erozji i akumulacji, przepływów pozakorytowych przez łęgi przyrzeczne czy wbudowywanie drewna w osady aluwialne. Procesy zachodzące pod wpływem kłód w nurcie nakładają się przy tym na procesy związane z istnieniem żywych drzew na brzegach i na terasie zalewowej. Osadzany rumosz stwarza warunki do zasiedlania aluwii przez drzewa i do rozwoju łągów, które z kolei dostarczają rumoszu drzewnego, wzmacniając ten proces. Te naturalne procesy, dawniej powszechniejsze, są obecnie – zwłaszcza w Europie – znacznie

Ryc. 38 Zróżnicowanie ukształtowania dna oraz koryta rzecznego pod wpływem martwych drzew wyrwanych w jej nurt. Rzeka Drawa, Drawieński Park Narodowy (wg Pawlaczyka 1995)



ograniczone wskutek silnej i powszechnej antropogenicznej redukcji ilości martwego drewna w rzekach.

Procesy te mogą mieć znaczenie w skali całych krajobrazów. Badacze przypuszczają, że w całej leśnej strefie Ameryki Północnej, a zapewne także innych kontynentów (w tym Europy), masowe usuwanie z rzek rumoszu drzewnego spowodowało drastyczne zmiany całych krajobrazów rzecznych, polegające na

przekształceniu wielonurtowych, szerokich koryt zachowujących łączność z równiną zalewową, w koryta jednonurtowe. W skali krajobrazu rumosz drzewny jest czynnikiem inicjującym i modyfikującym meandrowanie rzek, mogącym lokalnie przyczyniać się do erozji brzegów i inicjacji rozwoju meandrów, zwłaszcza gdy kłody kierują nurt pod brzeg wklęsły. Może jednak także stabilizować podcinane przez erozję brzegi i ograniczać boczną migra-

cję rzeki, gdy kłody w nurcie skupią się właśnie pod erodowanym, wklęsłym brzegiem, odbijając od niego nurt.

Zarówno sam rumosz drzewny, jak i mikrosiedliska tworzące się w wyniku jego obecności, to elementy kluczowe dla różnorodności biologicznej cieków. Wśród ekologów zajmujących się rzekami powszechne jest już dziś przekonanie, że przynajmniej w leśnej strefie klimatycznej, rzeka pozbawiona martwych drzew w nurcie będzie zawsze rzeką przyrodniczo ubożoną.

Drzewa w rzece są siedliskiem unikatowych (nie występujących w innych miejscach) gatunków bezkręgowców wodnych (w szczególności niektórych gatunków mięczaków, jętek, chrzączek czy wodnych chrząszczy), a także wilgociolubnych grzybów. Drobne frakcje rumoszu i opadłe liście drzew stanowią – zwłaszcza w górnych i środkowych odcinkach rzek – główne źródło materii organicznej. Nadwodne części pni są miejscem rozwoju bezkręgowców, które wpadają następnie w toń i stają się pokarmem ryb. Bezkręgowce występują niekiedy na rumoszu drzewnym w ciekach w znacznych ilościach – nawet do 10000 szt./m². Zasadzają drewno, składają w nim jaja, przepoczwarzają się, żerują na biofilmie bakteryjnym powstającym na powierzchni drewna. Rumosz drzewny jest szczególnie ważny dla różnorodności biologicznej w rzekach, w których nie ma innych twardych substratów – np. w nizinnych rzekach piaszczystych.

Mikrosiedliska tworzone przez rumosz drzewny mają kluczowe znaczenie dla wielu gatunków ryb. Ryby wykorzystują drzewa w rzece jako kryjówki. Chronią się w ich cieniu hydrologicznym przed prądem wody przy przepływach wysokich; wykorzystują wymycia i wyboje po-

wstałe przy rumoszu drzewnym jako schronienia przy niskich stanach wód. Modyfikacje morfologii koryta i przepływu wody pod wpływem rumoszu drzewnego uodparniają rzekę i występujący w niej zespół ryb na ekstrema hydrologiczne (zarówno bardzo niskie, jak i bardzo wysokie przepływy). Gatunki owadożerne niekiedy żerują na bezkręgowcach rozwijających się w związku z rumoszem drzewnym. W wielu badaniach wykazano pozytywny wpływ rumoszu drzewnego na reprodukcję ryb i rozwój narybku, zwłaszcza łososiowatych. Dobrze zresztą wiedzą o tym wędkarze, doceniający znaczenie „zwałek drzewnych” i szukając ryb często w ich sąsiedztwie, świadomi że wiele gatunków ryb – w tym np. pstrągi potokowe *Salmo trutta morpha fario* – mają swoje ulubione kryjówki pod przewróconymi w nurt rzeczek pniami i konarami.

Powalone drzewa w nurcie rzeki stanowią ważny element siedliska żerowego zimorodka *Alcedo atthis*, są także wykorzystywane przez wiele innych gatunków ptaków jako miejsca odpoczynku. Tworzące się w potokach górskich zakładowe nurty, zwykle cechujące się większą głębokością i szerokością koryta) mogą być kluczowymi miejscami rozwoju płazów.

W zanurzonym w rzece drewnie rozwijają się specyficzne gatunki grzybów; na takich kłodach często można znaleźć np. owocniki twardziaka tygrysięgo *Lentinus tigrinus*.

Budowane na ciekach przez bobry *Castor fiber* tamy też głównie składają się z drewna (Fot. 69). Rozlewiska bobrowe skutecznie retencjonują wodę. Są ważnymi biotopami innych cennych taksonów (np. płazów, żółwia błotnego *Emys orbicularis*, wydry *Lutra lutra*, ważki zalotki

Przepływ ponadkorytowy: przepływ wezbraniowy cieków występujący z koryta rzeczniczego, polegający na tym, że woda płynie nie tylko korytem, ale i doliną. Okresowe występowanie takich przepływów jest normalną, naturalną cechą wszystkich rzek i strumieni, które nie zostały skrajnie zniekształcone. Prawdopodobieństwo wystąpienia takiego przepływu w ciągu roku zależy od typu cieków i doliny, ale przeciętnie w warunkach klimatyczno-hydrologicznych Polski wynosi dla naturalnych cieków ok. 66%.



Fot. 184 (P. Pawlaczyk)
Drzewa w nurcie Brdy

Deflektor:
element zmieniający
kierunek przepływu, odbija-
jący i w ten sposób kierujący
nurt wody.

większej *Leucorrhinia pectoralis*). Choć lokalnie tamy bobrowe mogą przeszkadzać w migracji ryb, w większej skali przestrzennej istnienie tam i rozlewisk bobrowych zazwyczaj wywiera pozytywny efekt na ekosystemy rzeczne i przyrzeczne, w tym na ichtiofaunę, a nawet na ryby łososiowate – dzięki poprawie reżimu hydrologicznego, jakości wody i bazy żerowej w skali lokalnej zlewni. Korzyści te w skali zlewni zwykle przeważają nad stratami powodowanymi przez podtapianie przez bobry łąk i lasów.

Jako ciekawostkę przytoczyć też warto fakt, że kłody zagrzebane w aluwiach rzecznych są istotnym nośnikiem informacji paleogeograficznej, umożliwiając datowanie historycznych procesów geomorfologicznych. Znany w kulturze tzw. czarny dąb to właśnie drewno dębowe, które przez długi czas pogrzebane było w aluwiach, a wcześniej stanowić musiało rumosz drzewny w rzece.

Nie ma wątpliwości, że rumosz drzewny w rzece jest koniecznym, integralnym elementem jej ekosystemu. Obecność w rzece martwych drzew budzi jednak często obawy o bezpieczeństwo. Zwykle problem ten jest wyolbrzymiany, a często jest możliwy do w miarę łatwego rozwiązania – zagadnienia te omówiono w rozdziale 5.

W związku z coraz głębszym zrozumieniem ekologicznej roli martwego drewna w rzekach, oczywistym elementem strategii ochrony przyrody rzek stał się postulat, by zasoby rumoszu drzewnego nie były z cieków eliminowane, a nawet – by zostały odbudowane. Znaczenie martwych drzew dla ryb w rzekach pstrągowych jest wręcz spektakularne, od dawna dostrzegane przez wędkarzy i ichtiologów, dlatego z tych właśnie środowisk wywodziły się pierw-

sze postulaty, by rumosz drzewny w rzece pozostawiać lub wręcz go do rzeki wprowadzać. W Ameryce Północnej poglądy takie pojawiły się już w XIX w. (w 1885 r. opublikowano artykuł o potrzebie pozostawiania martwych drzew w rzekach dla ochrony pstrągów), a stały się powszechne od lat 80. XX wieku. Amerykańscy badacze podsumowali: „w świetle geomorfologicznej i ekologicznej roli martwych drzew w korytach cieków w zlewniach leśnych, oczywiste stało się, że zasoby rumoszu drzewnego w rzekach wymagają odpowiedniego zarządzania, a w szczególności należy unikać ich nieselektywnego usuwania”. Od tego czasu zrozumienie roli martwych drzew w rzece, zarówno dla żywych elementów ekosystemów rzecznych, jak i dla hydromorfologii i hydrologii całych rzek, rozwijało się szybko. Współcześnie przedsięwzięcia renaturyzacji rzek lub optymalizacji siedlisk ryb bardzo często zakładają wzbogacanie rzeki o martwe drzewa umieszczane w jej nurcie. Drewno – w przeciwieństwie np. do dużych głazów – jest naturalnym elementem praktycznie wszystkich ekosystemów wodnych w strefie leśnej klimatu umiarkowanego, dlatego jest też najpowszechniejszym elementem używanym w przedsięwzięciach rewitalizacyjnych do inicjowania procesów renaturyzacji koryt rzecznych. Dziesiątki przedsięwzięć renaturyzacji rzek z wykorzystaniem martwych drzew zrealizowano np. w Niemczech.

W Polsce, na wcześniej uregulowanych rzekach Wda i Trzebiocha na Pomorzu, dla odtworzenia dobrych warunków tarła unikatowej formy troci jeziorowej *Salmo trutta morpha lacustris* z jeziora Wdzydze, w latach 90. XX wieku powalono do wody, pod kątem 45° do nurtu rzeki, ugałęzione pnie drzew. Intencją była



Fot. 185 (P. Pawlaczyk)
Drzewa w nurcie Raduni

renaturyzacja hydromorfologiczna; zakładano, że drzewa będą działać jako deflektory inicjujące erozję brzegu przeciwnego i zarazem tworzenie się płycizn w cieniach hydrologicznych dogodnych dla narybku i młodzieży troci. Był to jeden z pierwszych w Europie przykładów świadomego wykorzystania martwych drzew dla poprawy siedlisk w korycie rzeczonym. Działanie okazało się skuteczne – dziś na tych odcinkach rzek ślady dawniejszych zniekształceń zatarły się niemal zupełnie, m.in. w wyniku procesów zainicjowanych przez martwe drzewa.

Pierwszym, podstawowym i oczywistym postulatem wykorzystania rumoszu drzewnego w kształtowaniu rzek jest maksymalne pozostawianie drzew w rzece wszędzie tam, gdzie już one są, czyli zaniechanie ich nieuzasadnionego, a często rutynowego usuwania. Postulat taki stał się już oczywistą podstawą ochrony rzek. Dalej idące podejścia zakładają czynną odbudowę zasobów drewna w rzekach. Rumosz drzewny może być wykorzystywany jako element realizacji tzw. utrzymania wód, w tym w szczególności zachowania i zabezpieczenia brzegów koryta w sposób zachowujący jego zróżnicowanie mikrosiedliskowe. Martwe drzewa lub ich części mogą być użyte jako element umacniający brzegi cieków i regulujący przepływ – jako tzw. umocnienia karpinowe brzegów, czyli wbudowywane we wklęsły, erodowany brzeg cieków pnie martwych drzew z tarczami

korzeniowymi wystawionymi na nurt wody, chroniącymi brzeg przed dalszą erozją. W renaturyzacji rzek stosuje się także deflektory z kłód drzewnych, zabudowę wyrw za pomocą całych ściętych drzew, kłód drzew i drobniejszego rumoszu drzewnego, całe kłody umieszczone i kotwiczone w nurcie jako elementy siedliskowe, drzewa ścinane w nurt i zanurzone koroną. Istnieje też podejście polegające na wykonywaniu, z drewnianych pali i gałęzi, konstrukcji naśladowujących tamy bobrowe.

Najbardziej zaawansowane koncepcje renaturyzacji rzek zakładają kompleksowe odtworzenie procesów naturalnej dynamiki rumoszu drzewnego – w tym procesów jego powstawania, transportu i odkładania. Oznacza to takie kształtowanie lasów nad ciekami, aby jak najskuteczniej pełniły rolę źródła ciągłej dostawy martwego drewna do cieków. Najczęściej polega to na pozostawieniu spontanicznym procesom całych nadrzecznych pasów lasu, tak by drzewa w nich mogły dorastać do większych rozmiarów, zamierać i przewracać się do cieków.

Idea odbudowy zasobów martwego drewna w ciekach, do czego pierwszym krokiem musi być nieusuwanie z cieków kłód i rumoszu drzewnego, także i w Polsce stała się elementem zalecanych, dobrych praktyk utrzymania i kształtowania wód oraz renaturyzacji wód powierzchniowych.

Polecana literatura do rozdziału 4.3:

- Acuna V., Diez J.R., Flores R., Meleason M., Eloşegi A. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology* 50: 988-997.
- Bandrowski D. (red.) 2016. *National Large Wood Manual: Assessment, Planning, Design, and Maintenance of Large Wood in Fluvial Ecosystems: Restoring Process, Function, and Structure*. Bureau of Reclamation and U.S. Army Engineer Research, 665 s.
- Biedroń I., Dubel A., Grygoruk M., Pawlaczyk P., Prus P., Wybraniec K. 2018. *Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 300 s. [<https://www.gov.pl/web/klimat/katalog-dobrych-praktyk-w-zakresie-robot-hydrotechnicznych>].
- Bojarski A., Jeleński J., Jelonek M., Litewka T., Wyżga B., Zalewski J. 2005. *Zasady dobrych praktyk w utrzymaniu rzek i potoków górskich*. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 143 s.
- Campbell-Palmer R., Gow D., Schwab G., Halley D., Gurnell J., Girling S., Lisle S., Campbell R., Dickinson H., Jones S. 2016. *The Eurasian Beaver Handbook: Ecology and Management of Castor fiber*. Pelagic Publishing Ltd., Exeter, 202 s.
- Grabowski R.C., Gurnell A.M., Burgess-Gamble L., England J., Holland D., Klaar M.J., Morrissey I., Uttley C., Wharton G. 2019. The current state of the use of large wood in river restoration and management. *Water and Environment Journal* 33, 3: 366-377.
- Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A. (red.) 2003. *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda, 444 s.
- Gurnell A., England J., Burgess-Gamble L. 2019. Trees and wood: working with natural river processes. *Water and Environment Journal* 33, 3: 342-352.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins J., Cummins K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances Ecological Research* 15: 133-302.
- Hering D., Kail J., Eckert S., Gerhard M., Meyer E.I., Mutz M., Reich M., Weiss I. 2000. Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85 1: 5-23.
- Janiszewski P., Hanzal V., Misiukiewicz W. 2014. The European beaver (*Castor fiber*) as a keystone species – a literature review. *Baltic Forestry* 20, 2: 277-286.
- Kaczka R., Wyżga B., Zawiejska J. 2003. *Gruby rumosz drzewny jako cenny składnik górskich systemów fluwialnych*. W: Lach J. (red.) –

rozdział 4.3: Podsumowanie

- Dynamika zmian środowiska geograficznego pod wpływem antropopresji. Akademia Pedagogiczna, Kraków: 118-125 s.
- Kail J., Hering D. 2005. Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. *Landscape Ecology* 20: 755-772.
- Kail J., Hering D., Muhar S., Gerhard M., Preis S. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44: 1145-1155.
- Koženy P., Simon O. 2010. Mrtve dřevno ve vodních tocích – čas změnit zákony? *Příroda* 27: 5-22.
- Machar I. 2008. Proposed target state for a floodplain forest ecosystem within an ecological network, with reference to the ecological requirements of an umbrella bird species: the common kingfisher *Journal of Landscape Ecology* 1, 2: 80-98.
- Mačka Z., Krejčí L. (red.) 2011. Řiční dřevno ve vodních tocích ČE. Masarykova univerzita, Brno, 107 s.
- Malik I. 2004. Rola lasu nadrzecznego w kształtowaniu dna koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 94 s.
- Pawlaczyk P. 1995. Ochrona procesów generowanych przez rzeki jako podstawa ochrony przyrody w ich dolinach. *Przegląd Przyrodniczy* 6, 3-4: 235-255.
- Pawlaczyk P. 2017. Martwe drewno jako element ekosystemu rzecznoego. *Przegląd Przyrodniczy* 28, 4: 62-92.
- Pawlaczyk P., Biedroń I., Brzóska P., Dondajewska-Pielka R., Furdyna A., Gołdyn R., Grygoruk M., Grześkowiak A., Horska-Schwarz S., Jusik Sz., Klósek K., Krzywiński W., Ligieża J., Łapuszek M., Okrański K., Przesmycki M., Popek Z., Szalkiewicz E., Suska K., Żak J. 2020. Podręcznik dobrych praktyk renaturyzacji wód powierzchniowych. *Wody Polskie, KZGW, Warszawa*, 364 s. [<https://www.apgw.gov.pl/pl/news/show/141>].
- Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P. 2018. Dobre praktyki utrzymywania rzek. Wyd. 2. WWF Polska, 118 s.
- Radtke G. 1994. Renaturyzacja rzeki Trzebiochy jako jeden z elementów ochrony troci z jeziora Wdzydze. *Komunikaty Rybackie IRŚ* 1: 22-23.
- River Restoration Centre 2013. *The Manual of River Restoration Techniques* [<http://www.therrc.co.uk/manual-river-restoration-techniques>].
- Roni Ph., Beechie T., Pess G., Hanson K. 2015. Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 466-478.
- Šindlar M., Lohinsky J., Zapletal J., Machar I. 2009. Wood debris in rivers – one of the key factors for management of the floodplain forest biotope of European importance. *Journal of Landscape Ecology* 2, 2: 56-72.
- Świergocka M., Połoński P. 1996. „Demelioracje” w zlewni rzek Wdy i Trzebiochy (Wdzydzki Park Krajobrazowy). *Przegląd Przyrodniczy* 7, 3-4: 199-206.
- Van Cleef J.S. 1885. How to restore our trout streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 14, 1: 50-55.
- Wheaton J.M., Bennett S.N., Bouwes, N., Maestas J.D., Shahverdian S.M. (red.). 2019. *Low-Tech Process-Based Restoration of Riverscapes: Design Manual. Version 1.0.* Utah State University Restoration Consortium. Logan, UT.
- Wohl E., Kramer N., Ruiz-Villanueva V., Scott D.N., Comiti F., Gurnell A.M., Piegay H., Lininger K.B., Jaeger K.L., Walters D.M., Fausch K.D. 2019. The natural wood regime in rivers. *BioScience* 69, 4: 259-273.
- Wyźga B. 2007. Gruby rumosz drzewny: depozycja w rzece górskiej, postrzeżenie i wykorzystanie do rewitalizacji cieków górskich. *Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków*, 176 s.
- Wyźga B., Zawiejska J., Kaczka R. J. 2003. Gruby rumosz drzewny w potokach i rzekach górskich. *Wszechświat* 104, 4-6: 108-113.

Obecność martwego drewna w potokach i rzekach korzystnie wpływa na środowisko abiotyczne i biotyczne wód. Między innymi ułatwia rozpraszanie energii wód wezbraniowych, zwiększa zdolność cieków do akumulacji (gromadzenia) materiału dennego i wyrównywania natężenia jego transportu, sprzyja zwiększaniu stabilności zwirowych odsypów oraz zróżnicowania prędkości i głębokości wody. Drewno powalonych drzew kształtuje ekosystemy rzek i strumieni, m.in. tworzy siedliska i zwiększa ich fizyczną różnorodność oraz stanowi pokarm dla wielu wodnych organizmów. Rumosz drzewny jest integralnym elementem ekosystemów wodnych, bez którego nie funkcjonują one prawidłowo. Dobra praktyka utrzymania cieków musi zakładać pozostawianie w nich maksymalnie wielu martwych drzew. Renaturyzacja cieków obejmuje często odtwarzanie zasobów drewna w wodzie. Właściwe zarządzanie ciekiem i jego zlewnią powinno też uwzględniać utrzymanie ciągłości funkcji lasów nadrzecznych, polegającej na dostarczaniu martwego drewna do cieku.

Martwe drewno w ochronie lasu i ochronie przyrody



5.1. Martwe drewno w lesie – coraz większe zrozumienie

Dobry gust i złe przyzwyczajenia

Martwe drewno, szczególnie w postaci obumarłych i powalonych drzew, zawsze przyciągało uwagę ludzi, skłaniając ich do refleksji nad potęgą przyrody i nieuchronnością przemijania, które nierozłącznie towarzyszy życiu od samych jego narodzin. Stąd romantyczne opisy pierwotnych lasów, których podstawowym atrybutem są martwe drzewa. Znajdujemy je m.in. w pięknych strofach *Pana Tadeusza* A. Mickiewicza (patrz Wstęp), w grafice M.E. Andriollego, a nawet w dźwiękach suit *E. Griega Per Gynt...* Intuicyjnie upatrujemy w martwym drewnie symbolu nieujarzmionej i pełnej tajemnic puszczy. Nasz zmysł estetyczny przedkłada naturalny, dziki „chaos” ponad porządek „wzorowego gospodarstwa”. Mając do wyboru kalendarze z pięknymi zdjęciami pierwotnej puszczy, z wywróconymi starymi drzewami z jednej strony i wzorowo prowadzonego drzewostanu gospodarczego z drugiej, zwykle wybieramy te pierwsze.

Nasz intuicyjny, wrodzony szacunek do pierwotnej puszczy, pełnej butwiejącego drewna, ustąpił wobec modelu lasu ukształtowanego na wzór uprawy rolniczej. Odkąd drewno stało się towarem rynkowym, w gospodarce leśnej zrodził się i zdominował ją nurt świadomej walki z tym, co mogłoby obniżyć komercyjną wartość surowca drzewnego. Dawną ochronę puszczy, rozumianą jako ochronę środowiska życia „leśnego zwierza”, zastąpiono ochroną lasu, utoż-

samianą z walką z patogenami drzew i „szkodnikami”. Ponieważ dochodowość gospodarstwa uwarunkowana jest płynnością dostawy surowca odpowiedniej jakości, zmieniono skład gatunkowy drzewostanów, a długość życia drzew ograniczono tak, aby zminimalizować ryzyko ich zamarcia i obniżenia technicznej wartości drewna. Naturalna śmiertelność drzew, będąca następstwem fizjologicznej starości, grzybowej infekcji lub owadziej inwazji, upatrywana była jako zjawisko wysoce niepożądane, jako marnotrawstwo surowca. Na przykład szybkie usuwanie drzew zasiedlonych przez „szkodniki” miało z jednej strony uratować zagrożony surowiec, a z drugiej ograniczyć możliwości rozwoju niepożądanych gatunków. Las przy takim podejściu przestał być przestrzenią, gdzie zamyka się cykl życia drzewa od siewki po naturalny rozpad tkanki drewna. Powszechne było spalanie stosów gałęzi i niewykorzystanych pozrębowych odpadów, aby nie dopuścić do zasiedlenia ich przez „szkodniki”. Niestety, praktyki takie nagminnie stosowane były także w kompleksach leśnych o cechach naturalności, jak np. w Puszczy Białowieskiej (Fot. 100). Stereotyp „martwe drewno = miejsce rozwoju szkodliwych owadów” na długi czas zdominował gospodarkę leśną. Rozumowanie takie zaowocowało troską o „higienę lasu”, polegającą na usuwaniu z niego każdego kawałka rozkładającego się drewna, niezależnie nawet



Ryc. 39 Rycina z teki
ilustracji do „Pana
Tadeusza”, 1881 r.
(M.E. Andriolli)

od tego czy rzeczywiście był on miejscem rozwoju kambiofagów, czy też nie. Przekonanie, że obecność martwych i zamierających drzew źle świadczy o gospodarzu lasu pokutuje jednak jeszcze często po dziesięć (także w społecznym odbiorze przetrzeźwienie leśnej). Do dziś na lasach, ich gospodarzach i użytkownikach silnie ciąży idea ochrony lasu przez profilaktyczne usuwanie drzew zamierających i martwych, niezależnie czy faktycznie ma to znaczenie dla przerwania łańcucha zdarzeń określanego jako „choroba lasu”. Głęboko zakorzenione jest wciąż intuicyjne postrzeganie lasu z dużą ilością martwych drzew jako „źródła zarazy” – miejsca, z którego „szkodniki” i patogeny drzew będą się rozprzestrzeniać na sąsiednie drzewostany, mimo że zwykle nie jest to prawdą. Wciąż żywe są też obawy leśników, by dopuszczając do nagromadzenia się martwych drzew nie być oskarżonym o „zaniedbanie stanu sanitarnego lasu”. W odbiorze społecznym dodatkowo dużą rolę odgrywa postrzeganie obecności martwego drewna jako marnotrawienia zasobu, który „można by wykorzystać”.

Jednak nawet w czasach, gdy niepodzielnie dominowało myślenie o butwiejącym drewnie jako zagrożeniu dla lasu, istniał w leśnictwie nurt zrozumienia ekologicznej roli tego elementu ekosystemu. W Borach Dolnośląskich w 1885 r. nadleśniczy Tschepske z Pieńska pisał o konieczności pozostawiania w niektórych miejscach starych, zamierających i butwiejących dębów (200–300 lat) tylko po to, „aby owadożerne ptaki miały gdzie mieszkać”. W Puszczy Drawskiej w początkach XX w. pasjonujący się ornitologią Wilhelm Rüdiger, leśniczy z Żeleźnicy nad Drawą, apelował do swoich kolegów o pozostawianie starych, pustych w środku drzew, zwłaszcza dębów i buków, by mogły gnieździć się w nich gąsienice, a z kawałków wypróchniałych pni bukowych przygotowywał sztuczne dziuple i rozwieszał je w lesie dla muchołówek.

Stopniowa zmiana podejścia

Zamierające i butwiejące drewno zawsze było przedmiotem zainteresowań przyrodników jako środowisko życia i wzajemnych powiązań między niezliczonymi gatunkami grzybów, śluzowców, stawonogów i innych organizmów – wielu bardzo rzadkich. Jednak dopiero zobowiązania polityczne państw uczestniczących w „Szczycie Ziemi” w Rio de Janeiro w 1992 r. do działań mających na celu ochronę różnorodności biologicznej, zwróciły uwagę decydentów na biologiczne zasoby zdeponowane w martwym drewnie. W efekcie już w latach 90. XX wieku podjęto szeroko zakrojone akcje edukacyjne ukazujące niezwykle bogactwo mikrokosmosu martwego drewna. Celem tych działań było oswojenie społeczeństw z lasem „nieposprzątanym”, w którym „pożyteczne” gatunki zamieszkujące martwe drewno sprawiają, że las jest

bogatszy i zdrowszy. Dobrym przykładem był program „Bogatszy las” (*A richer forest*) realizowany od początku lat dziewięćdziesiątych XX w. w Skandynawii, który stopniowo doprowadził tam m.in. do powszechnego uznania ilości martwego drewna jako jednego z głównych kryteriów oceny naturalności ekosystemu. Podobne nurty pojawiły się w innych krajach, wzmagając się szczególnie na przełomie XX i XXI w. Przykładem może być też np. ewolucja wytycznych brytyjskiej Forestry Commission, która finalnie w 2002 r. zaleciła przyjęcie jako długookresowego celu gospodarowania w brytyjskich lasach rodzimych gatunków: „40-100 m³/ha martwego drewna ≥ 20 cm grubości”, natomiast jako wytyczną do bieżącego zarządzania: „utrzymać co najmniej 20-40 m³/ha martwego drewna ≥ 20 cm grubości. Utrzymać wszystkie istniejące ‘drzewa-weterany’, zidentyfikować i utrzymać potencjalne ‘drzewa-weterany’ (pojęcie podobne do „drzew biocenotycznych” w aktualnej polskiej Instrukcji Ochrony Lasu) i drzewa z próchniwiškami (20% drzew w drzewostanie). Pozostawić na gruncie 20-40% masy w każdym cięciu. Pozostawić wszystkie drzewa naturalnie przewrócone jeśli tylko to możliwe”. W leśnictwie niemieckim i francuskim pojawiły się postulaty osiągnięcia i utrzymania zasobów martwego drewna na poziomie co najmniej 10-15 m³/ha. Wymogi dotyczące pozostawiania odpowiednio dużych powierzchni, na których nie wycina się drzew i nie usuwa się martwego drewna pojawiły się w systemach certyfikacji lasów. Stopniowo troska o zachowanie i odtworzenie przynajmniej pewnych ilości martwego drewna w lasach stała się normą w europejskim leśnictwie. Niemal każda współczesna publikacja na temat możliwości zintegrowania ochrony różnorodności biologicznej lasów z prowadzoną w nich gospodarką silnie akcentuje ten aspekt. Obecność martwego drewna w lesie (niekiedy ze wskazaniem na minimalne progi jego ilości) zaczęła być akcentowana jako jeden ze wskaźników zrównoważonej gospodarki leśnej w systemie certyfikacji lasów FSC.

W USA zalecono pozostawianie martwych drzew stojących i leżących nawet na polach golfowych, aby, obok zapewnienia środowiska życia dla organizmów saproksylicznych, edukować golfistów i kibiców w tej dziedzinie.

W 2003 r., w ramach Ministerialnej Konferencji Ochrony Lasów w Europie (MCPFE) – ciągłego procesu na rzecz ochrony i zachowania europejskiego dziedzictwa leśnego – przyjęto tzw. paneuropejskie wskaźniki zrównoważonej gospodarki leśnej. Za jeden z tych wskaźników przyjęto ilość butwiejącego drewna na hektar lasu. Podkreśla się, że *martwe drewno jest siedliskiem szeregu organizmów, a po rozkładzie i humifikacji także ważnym komponentem gleb leśnych. Wiele gatunków jest bezpośrednio lub pośrednio zależnych od ulegających rozkładowi, leżących lub stojących pozostałości martwego drewna, a jego brak powoduje, że są one zagrożone wyginięciem*. W konstrukcji wskaźnika zwrócono uwagę na konieczność uwzględnienia

FSC, Forest Stewardship Council:

międzynarodowa organizacja przyznająca zainteresowanym zarządcom lasów certyfikaty „odpowiedzialnej gospodarki leśnej biorącej pod uwagę aspekty społeczne, ekologiczne i ekonomiczne”.

Certyfikat ma potwierdzać zgodność gospodarki leśnej z tzw. standardem FSC, w którym zasady i kryteria są jednolite dla całego świata, a wskaźniki są opracowywane dla każdego kraju, jako tzw. standard krajowy, na podstawie ogólnych wskaźników międzynarodowych.

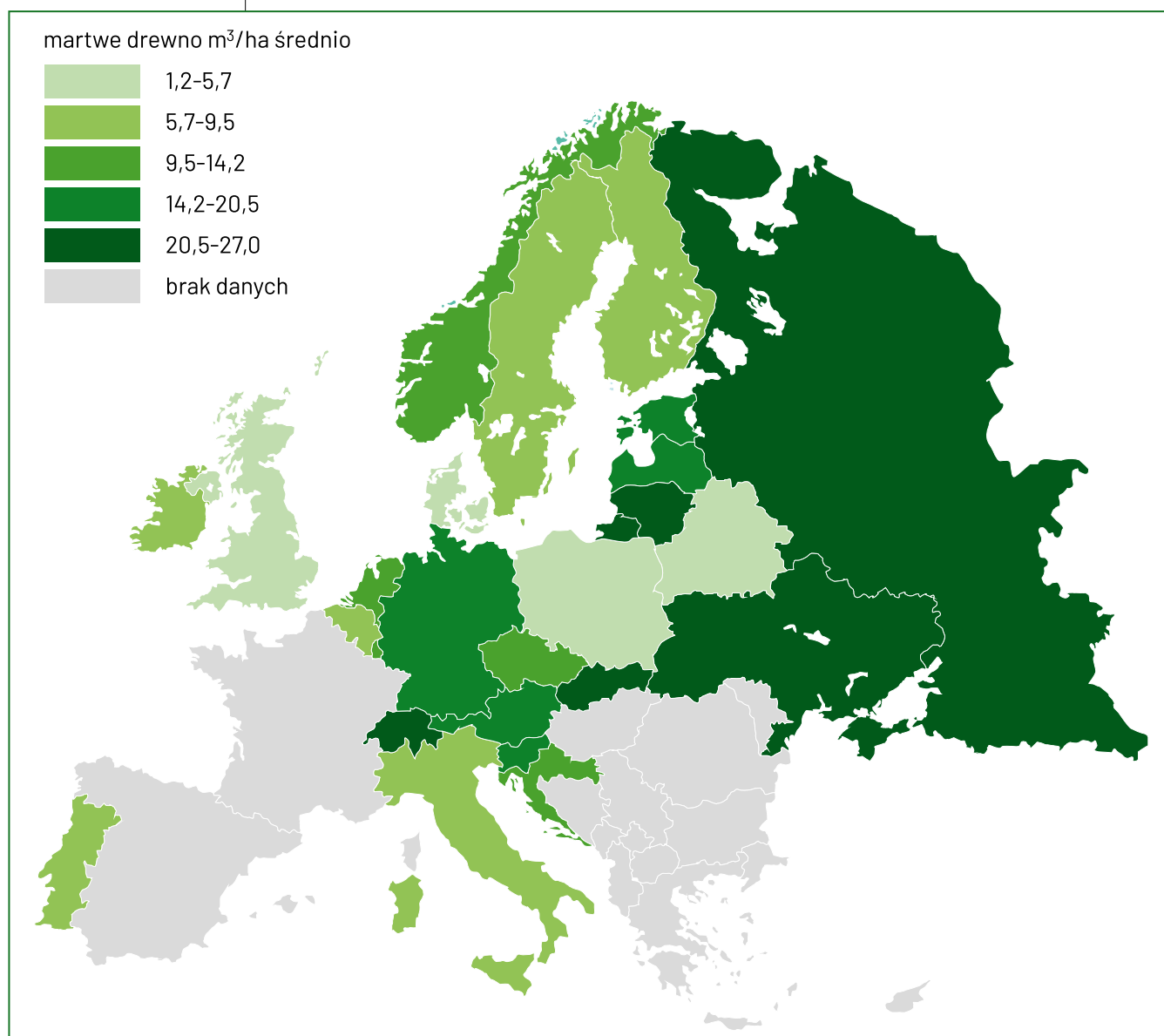
Jeden z ogólnych wskaźników międzynarodowych brzmi: „Wystarczające ilości martwej i rozkładającej się biomasy są zachowane w celu ochrony wartości przyrodniczych”, a instrukcja opracowania standardów krajowych poleca, by ująć w nich „Progi i wytyczne dotyczące pozostawienia martwego drewna”. Standard FSC wymaga też wyznaczenia tzw. ekosystemów referencyjnych i pozostawiania ich jako nieużytkowane fragmenty lasu.

zróżnicowania – osobnego rejestrowania objętości leżących kłód i martwych drzew stojących. Umówiono się, że chodzi tu o drewno nadziemne (a więc bez wliczania korzeni i pniaków, co nie neguje ich ważnej roli ekologicznej) i w zasadzie o drewno dłuższe niż 2 m i grubsze niż 7-10 cm. Począwszy od 2000 r. dane statystyczne na temat podobnie interpretowanych zasobów martwego drewna gromadzi także Europejska Agencja Środowiskowa w Kopenhadze (EEA), traktując ten wskaźnik jako jeden z kluczowych wskaźników zrównoważonego rozwoju. Choć nie wszystkie państwa przekazały odpowiednie dane, pewne prawidłowości w skali Europy można już z wartości tego wskaźnika interpretować (Ryc. 40). Średnia wartość w latach 2000–2010 wykazała wzrost z ok. 8 do ok. 10 m³/ha, a raportowane przez EEA średnie dla poszczególnych krajów wg stanu na 2010 r. wynosiły od 3,9 m³/ha w Wielkiej Brytanii i 5,6 m³/ha w Polsce, po 26,2 m³/ha na Słowacji, 23 m³/ha na Litwie, 21,3 m³/ha w Szwajcarii, 20,3 m³/ha w Austrii, 19 m³/ha w Słowenii, 17,7 m³/ha na Łotwie i 15 m³/ha w Niemczech.

Ryc. 40 Średnie ilości martwego drewna w lasach państw Europy wg danych Europejskiej Agencji Środowiskowej (stan na 2020 r.)

Również w ramach prac nad monitoringiem stanu ochrony siedlisk przyrodniczych (w związku z wdrażaniem dyrektywy siedliskowej UE) oraz w ramach prac nad wytycznymi i dobrymi przykładami ochrony lasów w sieci Natura 2000, koordynowanymi przez Dyрекcję Generalną Środowiska Komisji Europejskiej, zwrócono uwagę, że ilość martwego drewna, a także pewne jego cechy jakościowe, mogą być dobrymi wskaźnikami stanu zachowania różnorodności biologicznej i stanu leśnych siedlisk przyrodniczych, a także stanu siedlisk niektórych gatunków. Związane z martwym drewnem gatunki, np. dzięcioły, coraz powszechniej zaczęto uznawać za gatunki kluczowe i wskaźnikowe ekologicznego stanu lasu.

W Polsce objętość martwych drzew leżących i stojących jest od końca XX w. monitorowana w ramach tzw. Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (polegającej na ocenie cech lasu na regularnie rozmieszczonych powierzchniach próbnych, co dostarcza sensownych danych o średnich wartościach dla większych regionów geograficznych lub dla dużych grup lasów).



Instrukcja Urządzenia Lasu z 2012 r. wprowadziła możliwość oceny, w ramach prac taksacyjnych, ilości martwego drewna w skali nadleśnictwa.

W Polsce deklaracje o potrzebie pozostawiania pewnej ilości martwego drewna w lesie na szerszą skalę pojawiły się w leśnictwie pod koniec XX w. W północnej i zachodniej części kraju, kilkanaście nadleśnictw, w ramach współpracy z Klubem Przyrodników – pozarządową organizacją zajmującą się ochroną przyrody, zadeklarowało stworzenie „ostoi ksylobiontów”. Wyznaczenie takich ostoi, gdzie martwe drewno ma być pozostawiane, przyjęto w 2003 r. za obowiązkowe we wszystkich nadleśnictwach Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Pile, a potem także w kilku innych dyrekcjach regionalnych. Istotną polską publikacją na temat roli martwego drewna w lesie było pierwsze wydanie tej książki, które ukazało się w 2004 r.

Stopniowo świadomość znaczącej pozytywnej roli martwego drewna w lesie zyskała podczas miejsc w świadomości leśników. Zapisy świadczące o docenianiu roli martwego drewna w lesie sukcesywnie pojawiły się także w polskich dokumentach regulujących zasady gospodarki leśnej (Zasady Hodowli Lasu, Instrukcja Ochrony Lasu), wprowadzając zasadę pozostawiania w lesie tzw. posuszu jałowego (czyli martwego drewna, które nie jest i nie będzie zasiedlone przez „szkodniki”). Jedną z podstawowych zasad ochrony lasu, w myśl aktualnej Instrukcji Ochrony Lasu z 2012 r., jest obecnie „pozostawianie w lesie zagospodarowanym określonej masy martwych drzew i ich fragmentów do naturalnego rozkładu”.

Pod koniec XX w. wdrożono zasadę pozostawiania w trakcie cięć rębnych pewnej części drzew do starości i naturalnej śmierci. Najczęściej przyjmowano, że powinno to być do 5% miąższości drzewostanu, chociaż w niektórych, najcenniejszych przyrodniczo lasach decydowano się na wskaźniki rzędu 7-10%. Takie grupy drzew pozostawiane na przyszłe pokolenie drzewostanu stały się szansą na odbudowę zasobów martwego drewna większych rozmiarów i na odbudowę zasobów drzew biocenotycznych (występowanie cennych mikrosiedlisk nadrzewnych wzrasta bowiem skokowo na drzewach, które osiągnęły sędziwy wiek i duże rozmiary). Niestety, ten pozytywny trend został zahamowany przez Zasady Hodowli Lasu z 2012 roku, w których ograniczono tę wytyczną tylko do zrębów zupełnych, a wielkość pozostawianych fragmentów drzewostanu do „co najwyżej 5%”. Nadal jednak pozostawiania takich fragmentów drzewostanu wymagają kryteria certyfikatu FSC, a większość Regionalnych Dyrekcji Lasów Państwowych w Polsce wciąż chlubi się jego posiadaniem.

Od dawna, zgodnie z przyjętymi w Polsce zasadami ochrony i hodowli lasu, ochronie podlegają także drzewa dziuplaste. Ochrona ta („pozostawianie w lesie do biologicznej śmierci i naturalnego rozkładu”) współcześnie rozszerzona jest na całą kategorię „drzew biocenotycznych”,

obejmującą w szczególności „drzewa z wypróchnieniami, z hubami, z ranami pnia, z uszkodzeniami od pioruna, złamane, z koroną częściowo (powyżej 1/3) obumarłą, z dziupłami lub próchnowiskami (także powstałymi w miejscach zranień po obumarłych gałęziach)”, a więc drzewa z mikrosiedliskami nadrzewnymi.

Zjawisko przywiązania odnowień świerkowych do butwiejącego drewna doczekało się nawet prób wykorzystania w hodowli lasów górskich. Wielokrotnie udowodniono, że usuwanie martwych drzew zakłóca procesy odnowienia świerkowego boru górnoregłowego. Często stosuje się pozostawianie, zwłaszcza w położeniach wysokogórskich, martwych świerków do naturalnego rozkładu, albo wręcz uznawanie całych fragmentów górnoregłowych świerczyn za tzw. drzewostany referencyjne, pozostawione bez zabiegów gospodarczych. W nielicznych dziś przypadkach sztucznego odnawiania lasów górnego regła, sadzonki świerkowe sadi się w pobliżu pozostałych kłód i pniaków.

Idea pozostawiania w lesie tzw. posuszu jałowego przyjęła się w leśnictwie stosunkowo łatwo. Równocześnie jednak zalecano pieczołowite usuwanie „posuszu czynnego” (tj. zasiedlonego przez „gatunki szkodliwe”). Utrzymanie odpowiedniego stanu „higieny lasu”, polegające na stosowaniu zabiegów mających zmniejszyć ryzyko rozwoju „gatunków szkodliwych” (np. palenie gałęzi świerkowych i sosnowych, korowanie pniaków) nadal traktowane było jako jedna z ważniejszych powinności gospodarki leśnej (Fot. 100, 101, 103), a i posusz jałowy często bywał sprzedawany na pniu jako tzw. drewno opałowe do samodzielnego wyrobu. Zalecając pozostawianie „pewnych ilości” drewna do naturalnego rozkładu, Instrukcja Ochrony Lasu obowiązująca w latach 2004-2011 jednocześnie sugerowała, że chodzi o ilości posuszu nie przekraczające 0,5 m³/ha w drzewostanach iglastych i 2 m³/ha w liściastych. Tymczasem, tak naprawdę nie może istnieć „posusz jałowy”, jeśli najpierw nie był „posuszem czynnym”. Każdy kawałek „zdrowego” drewna – stojącego czy leżącego – zostaje prędzej czy później zasiedlony przez organizmy, które powodują jego stopniowy rozpad. Gatunki zabijające (lub dobijające) drzewa są niezbędne jako te, które zapewniają ciągłość w istnieniu mikrosiedlisk koniecznych do rozwoju tysięcy innych, związanych z kolejnymi stadiami rozpadu drewna. Nie jest więc możliwe naturalne funkcjonowanie ekosystemu, jeśli usuwamy lub znacznie ograniczamy wpływ tak istotnego jego ogniwa! Nie do końca powszechna była też świadomość, że dla zachowania pełni różnorodności organizmów związanych z martwym drewnem nie wystarczy pozostawianie w lesie gałęzi, zrębków lub drobnych części pni, ale potrzebne są również grube kłody. Do 2011 r. brakowało skutecznych mechanizmów powszechnego monitoringu ilości i jakości martwego drewna w lasach, np. włączenia pomiaru tego parametru w zakres prac urzędowania lasu. Dostępne były tylko wrywkowe badania, wskazujące że zasoby martwego

Urządzenie lasu:

dział praktycznego leśnictwa, zajmujący się sporządzaniem szczegółowych planów (na 10 lat) działalności nadleśnictw.

Martwe drewno i drzewa biocenotyczne w Instrukcji Ochrony Lasu: „Jednym z zadań współczesnego leśnictwa wielofunkcyjnego jest gospodarka martwą materią organiczną w lesie. Drewno martwych drzew jest ważnym elementem ekosystemu, wpływającym korzystnie na fizyczne, chemiczne i biologiczne właściwości gleby, a także stwarzającym dobre warunki do rozwoju wielu organizmów. Większość zagrożonych i ginących gatunków leśnej fauny związana jest, przynajmniej w części swojego cyklu życiowego, ze starymi drzewami w różnym stanie fizjologicznym (od zdrowych, poprzez zamierające na pniu, do martwych), drzewami dziuplastymi i pniakami. Drzewa i rozkładające się drewno to ostoje i siedliska tysięcy leśnych organizmów (bakterii, grzybów, glonów, porostów, roślin naczyniowych, mięczaków, owadów, płazów, gadów, ptaków i drobnych ssaków). Organizmy te są zagrożone m.in. wtedy, gdy zbyt rygorystycznie usuwa się z lasu posusz, złomy i wywroty, spala resztki poźrębowe czy gałęzie.

W celu zachowania trwałości lasu i ciągłości jego funkcji dąży się do ochrony różnorodności biologicznej przez: (...) pozostawianie w lesie tzw. drzew biocenotycznych do ich biologicznej śmierci i naturalnego rozkładu. Za drzewa biocenotyczne uważa się np.:

- a) żywe i martwe drzewa, miejscowo spróchniałe (ze zgnilizną) oraz drzewa z owocnikami grzybów (hubami):
 - z łatwo widoczną zgnilizną pnia (np. z widocznymi, otwartymi ranami pnia, dziupłami wypełnionymi próchnem, z uszkodzeniami od pioruna, złamane),
 - z owocnikami grzybów (hubami),
 - z koroną częściowo (powyżej 1/3) obumarłą (martwe konary i gałęzie w koronie);
- b) drzewa dziuplaste:
 - z dziupłami zasiedlonymi przez ptaki lub inne gatunki zwierząt,
 - z dziupłami i próchnowiskami powstałymi w miejscach zranień po obumarłych gałęziach,
 - z dziupłami wypełnionymi próchnem;
- c) drzewa o nietypowym pokroju:
 - tzw. niezwykle formy,
 - drzewa pozbawione korony na skutek złamania;
- d) drzewa z nietypowymi formami morfologicznymi np. szyszek, kory, gałęzi;
- e) drzewa rodzimych gatunków biocenotycznych: naturalnie występujące lub wprowadzone, poprawiające bazę żerową zwierzyny, nektarodajne, urozmaicające krajobraz, takie jak jabłoń, grusza, czereśnia, śliwa ałyczka i inne;
- f) drzewa z gniazdami ptaków, o średnicy gniazd powyżej 25 cm;
- g) przestoje: drzewa i grupy drzew pozostawione na następną kolej rębę lub do ich naturalnej śmierci i rozkładu;
- h) drzewa będące siedliskiem chronionych gatunków grzybów, roślin i zwierząt;
- i) drzewa wyraźnie wyróżniające się wiekiem lub rozmiarami w stosunku do innych drzew na tym terenie;
- j) drzewa stanowiące pamiątkę kultury leśnej, np. osobniki gatunków egzotycznych (wyróżniające się wiekiem lub wymiarami), wszystkie powierzchnie doświadczone założone przed 1945 r. (bez względu na gatunek);
- k) drzewa tworzące założenia przestrzenne, np. aleje, szpalery.

W ochronie ekosystemów leśnych obowiązują następujące zasady: (...) pozostawianie w lesie zagospodarowanym określonej masy martwych drzew i ich fragmentów do naturalnego rozkładu.

Celem stosowanych zabiegów ochronnych, chroniących przed szkodnikami i patogenami chorobotwórczymi jest ograniczenie występowania tych organizmów do poziomu niepowodującego szkód gospodarczo istotnych. Zabiegi ochronne należy wykonywać tylko w przypadku zagrożeń powodujących znaczne uszkodzenie lasu i zaburzenie jego różnorodnych funkcji oraz istotnego zagrożenia produkcji drewna.

Działania w zakresie profilaktyki obejmują: (...) oddziaływanie na obieg materii i przepływ energii w ekosystemie leśnym, m.in. przez:

- wykorzystanie w kontrolowany sposób gradacji owadów fitofagicznych,
- pozostawianie w lesie określonej masy martwych drzew lub ich fragmentów do biologicznego rozkładu,
- zaniechanie spalania resztek poźrębowych, w tym drobnych gałęzi i igliwia, przy porządkowaniu powierzchni zrębowych, z wyłączeniem obszarów zagrożonych.

Z punktu widzenia ochrony lasu i zwiększenia jego odporności działania z zakresu hodowli lasu powinny być ukierunkowane w szczególności na: (...) zapewnienie istnienia ciągłości wszystkich faz rozwoju drzew i drzewostanów oraz drzew martwych w różnych fazach rozkładu.

(...) Martwe drzewa stojące lub leżące oraz pozostałości poeksploatacyjne i wierzchołki opuszczone przez szkodniki żerujące pod korą, opanowane przez owady żerujące w drewnie, powinny być pozostawione w lesie do ich biologicznego rozkładu.”

drewna w polskich lasach są kilkakrotnie mniejsze niż minimum zapewniające szansę przeżycia związanych z nim organizmom.

Stopniowo jednak znaczenie martwego drewna w ekosystemie i potrzeba troski o jego zasoby dotarły do świadomości większości leśników. Istotnym impulsem było wejście Polski do Unii Europejskiej i wdrożenie w 2004 r. sieci Natura 2000. W ciągu kilku lat w granicach obszarów Natura 2000 znalazło się prawie 40% polskich lasów, a okazało się, że odpowiednie zasoby martwego drewna potrzebne są wielu gatunkom chronionym w tej sieci (np. owadom ksylobiontycznym, niektórym gatunkom ptaków leśnych – zob. rozdz. 5.3) oraz warunkują właściwy stan leśnych siedlisk przyrodniczych. Konfrontacja ze współczesną wiedzą ekologiczną uświadomiła przy tym, zarówno leśnikom, jak i innym przyrodnikom, że musi chodzić tu o ilości kilkakrotnie przekraczające wcześniejsze wyobrażenia.

Wprowadzony w życie w 2011 r. nowy pakiet zasad i instrukcji gospodarki leśnej przyniósł nowe wytyczne, które stały się wiążące dla leśników. Nowa instrukcja urzędzenia lasu umożliwiła – w ramach prac urzędzeniowych w poszczególnych nadleśnictwach – szacowanie średniej ilości martwego drewna za pomocą pomiaru na kołowych powierzchniach próbnych. Ta nowa instrukcja odeszła od wskazywania maksymalnych ilości posuszu, który może pozostawać w lesie, akcentując za to potrzebę pozostawiania martwych drzew do naturalnego rozkładu. Wyraźnie wskazała też na potrzebę ochrony i pozostawiania tzw. drzew biocenotycznych – w tym drzew martwych, wykrotów, drzew z martwymi fragmentami, tzw. mikrosiedliskami nadrzewnymi (m.in. drzew z dziupłami, próchnowiskami itp.).

Przedmiotem obcenie toczonej w Polsce dyskusji nie jest już sama kwestia czy martwe drewno jest w lesie potrzebne. Sporne są aspekty: ile musi go być, jak szybko i jakimi drogami należałoby osiągnąć docelowy poziom, jak wpłynie to na ekonomiczne aspekty gospodarki leśnej i jaką cenę można zaakceptować, a także jak postępować wobec obaw, że w niektórych sytuacjach martwe drzewa mogą stać się miejscem przyspieszonego rozwoju organizmów zagrażających żywym jeszcze, ale osłabianym przez zmiany klimatyczne drzewom?

Wielu leśników wciąż uważa, że martwe drewno można pozostawiać, ale tylko wtedy, gdy występuje ono pojedynczo, natomiast już grupa kilku martwych drzew powinna być uprzątana. Tymczasem, procesy zamierania drzew zwykle nie są liniowe i drzewa bardzo często zamierają lub są łamane grupami. Takie zdarzenia należałoby właśnie wykorzystywać do odtworzenia zasobów martwego drewna.

Opisane wyżej, słuszne ogólne zasady troski o zasoby martwego drewna są też zwykle zawieszane w przypadku „zdarzeń nadzwyczajnych” – np. wielkoobszarowych wiatrołomów lub gradacji. Duże wątpliwości leśników budzą też konsekwencje zmian klimatycznych. Coraz

częściej zdarzają się przypadki „katastrof naturalnych”, np. rozległych zniszczeń po wichurach, rozległych gradacji indukowanych osłabieniem drzew przez dłuższe okresy posuszne, pojawianiem się niewystępujących dawniej zjawisk „masowego zamierania” poszczególnych gatunków drzew (zwykle o złożonych przyczynach), wchodzeniem nowych gatunków w rolę „organizmów szkodliwych” (np. jemiolo *Viscum album*, kornika ostrozębnego *Ips acuminatus*). Częstą reakcją na takie sytuacje, zwłaszcza w warunkach niepełnej wiedzy i braku doświadczeń, jest całkowite usuwanie drzew zamierających i martwych – z założeniem, że być może okaże się to skuteczną profilaktyką zamierania albo z intencją uprzątnięcia terenu dla nowego pokolenia lasu. Z ekologicznego punktu widzenia zwykle nie są to działania trafne (por. niżej), a niweczą one szansę wykorzystania zdarzenia do poprawy stanu zasobów martwego drewna.

W konsekwencji, ilość martwego drewna w polskich lasach wzrasta, ale stosunkowo powoli, a w niektórych regionach kraju wciąż pozostaje bardzo niska. Dane Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (2020 r.) wskazują, że zasoby w lasach Polski wzrosły z poziomu 5,8 m³/ha w 2010 r. do 8,4 m³/ha w 2019 r. (w tym w Lasach Państwowych odpowiednio z 5,2 m³/ha do 8,0 m³/ha). Stwierdzono równocześnie, że wielkość zasobów martwego drewna jest bardzo silnie zróżnicowana geograficznie, np. w Lasach Państwowych w RDLP Toruń, Piła, Zielona Góra, Szczecin zasoby są mniejsze niż 5 m³/ha, w RDLP Szczecinek i Warszawa mieszczą się w przedziale 5–6 m³/ha, ale w RDLP Krosno przekraczają 24 m³/ha.

Również pozostawianie drzew biocenotycznych, mimo że powszechnie dziś deklarowane przez leśników, jest różnie realizowane w praktyce. Niektórzy próbują zawężać pojęcie „drzew biocenotycznych” tylko do „drzew dziuplastych”, a to z kolei tylko do drzew z dziupłą dogodną do zasiedlenia przez ptaki. Tymczasem, każda wnęka wewnątrz drzewa jest mikrosiedliskiem istotnym dla jakichś organizmów i powinna być traktowana jako przesłanka „biocenotyczności”. Często spotyka się pogląd, że drzewa biocenotyczne, w tym martwe, można chronić, ale tylko na tyle, na ile nie przeszkadzają w realizacji rębni i w hodowli lasu – podczas gdy chronić je należałoby właśnie po to, by stały się elementem przyszłego pokolenia drzewostanu. Pod pretekstem „zapewniania bezpieczeństwa ludzi w lesie” (por. rozdz. 5.4) drzewa biocenotyczne bywają usuwane także w miejscach, w których ludzie pojawiają się tylko z rzadka – jako że niemal każde drzewo biocenotyczne to drzewo w jakimś stopniu „uszkodzone”, które łatwo jest uznać za „niebezpieczne”; w ten sposób można doprowadzić do pełnej eliminacji takich drzew z lasu.

Mimo wszystkich tych problemów, wydaje się, że stoimy u progu nieuchronnej zmiany paradygmatu leśnictwa, jeśli chodzi o martwe drzewa i mikrosiedliska nadrzewne. Leśnictwo, nie bez trudności, przeszło od usuwania tych

Rębnia:

zespół zasad i czynności z zakresu użytkowania, mających na celu stworzenie najkorzystniejszych warunków dla odnowienia właściwych gatunków drzew i uzyskania pożądanej budowy drzewostanu; rozróżnia się rębnie: zupełną, częściową, gniazdową, stopniową, przerębową.

Rębnia zupełna (rębnia I):

rodzaj rębni, w której wycina się równocześnie wszystkie drzewa na dużej powierzchni (do 4–6 ha) i zwykle sztucznie odnawia się (sadzi) młode drzewka.

Rębnie złożone:

rodzaje rębni, w których drzewa z powierzchni wycina się etapami, np. w kilku krokach przerzedzając drzewostan (rębnie częściowe, II), wycinając w drzewostanie mniejsze powierzchnie (tzw. gniazda) na kilkanaście lat przed wycięciem reszty drzewostanu (rębnie gniazdowe, III), stosując bardziej skomplikowane sekwencje różnych cięć odpowiednio do biologii gatunków drzew (rębnie stopniowe, IV) lub usuwając w ciągły sposób pojedyncze drzewa (rębnie przerębowe, V).



Fot. 186 (P. Pawlaczyk)
Przykłady drzew
biocenotycznych

elementów do ich przynajmniej częściowego pozostawiania. Natomiast leśnictwo przyszłości będzie stawiać wśród swoich celów kształtowanie i utrzymywanie lasu bogatego w martwe drzewa i mikrosiedliska, co oznacza aktywne kształtowanie ich zasobów, m.in. przez świadome przeznaczanie niektórych drzew na ten cel; pozwalanie, by się zestarzały, w pełni rozwinięły swój potencjał biocenotyczny, a w końcu

stały się martwym drewnem. Na świecie i w Europie istnieją już przykłady lasów świadomie zarządzanych tak, by utrzymując w pewnym zakresie funkcję gospodarczą, jednocześnie odtworzać, kształtować i utrzymywać wysoki poziom zasobów martwego drewna i mikrosiedlisk nadrzewnych, potrzebny do optymalizacji przyrodniczych i społecznych funkcji lasu.

5.2. Martwe drewno a ochrona przyrody

Martwe drewno jako składnik chronionych ekosystemów i wskaźnik ich stanu

Występowanie roślin, grzybów i zwierząt związanych z martwymi drzewami, a szczególnie gatunków obligatoryjnych ksylobiontów jest, jak napisano już wyżej, dobrym i uznanym wskaźnikiem naturalności ekosystemu leśnego. Wiele z tych gatunków jest rzadkich i zagrożonych, ich zachowanie ma więc kluczowe znaczenie dla ochrony różnorodności biologicznej. Z punktu widzenia ochrony przyrody, im więcej jest więc w lesie butwiejącego drewna – tym lepiej. Zwykle bogactwo przyrodnicze lasu jest skorelowane z liczbą i różnorodnością martwych drzew. Obszary z większą ilością martwego drewna są kluczowymi ostojami dla wielu leśnych gatunków z czerwonych list i czerwonych ksiąg – zagrożonych wyginięciem. Duża ilość i wysoka różnorodność martwego drewna i mikrosiedlisk nadrzewnych to zwykle jeden z atrybutów tzw. starolasów (*old-growth forests*), na których znaczenie zwraca się coraz większą uwagę. Są to w dodatku cechy, które można kształtować, np. odtwarzając „atrybuty starolasu” w lesie zniekształconym przez dawniejszą gospodarkę.

Współczesne plany ochrony najcenniejszych obszarów przyrodniczych uwzględniają ten problem. Zapewnienie i odtworzenie odpowiednich zasobów martwego drewna jest zwykle jednym z celów ochrony.

Jeszcze zaledwie ok. 20 lat temu nie było to oczywiste. Na poglądach dotyczących ochrony przyrody w polskich parkach narodowych i rezerwach ciążyło traktowanie martwego drewna jako zagrożenia dla ekosystemu leśnego. Zgodnie z wewnętrznymi regulacjami obowiązującymi w parkach narodowych, w lasach na ich obszarze powszechnie stosowano procedury wynikające z ówczesnej Instrukcji Ochrony Lasu napisanej dla lasów gospodarczych. Wyjątkiem były co najwyżej fragmenty lasu formalnie poddane ochronie ścisłej (polegającej na założonej, wieczystej nieingerencji

w naturalne procesy). Za normę tzw. gospodarki rezerwatowej w parkach narodowych przyjmowano „umiarkowaną kontrolę stanu zasiedlenia drzew przez szkodniki”. Stosowana na niewielkich fragmentach parków narodowych ochrona bierna, wykluczająca jakąkolwiek ingerencję w ekosystem, w tym zabieranie z niego drewna, postrzegana była jako swoista ekstrawagancja i „ryzykowny eksperyment” naukowców. Bywała też w niektórych przypadkach czasowo zawieszana. Podobnie w wielu rezerwach przyrody – usuwanie z nich złomów, wykrotów i posuszu traktowane było niekiedy jako standardowy element „opieki” nad rezerwatem.

Obecnie ta sytuacja zmieniła się. Ważną rekomendację sformułowała w 2007 r. Państwowa Rada Ochrony Przyrody: „Procesy śmierci drzew, powodowanej przez różne czynniki, są naturalnym elementem funkcjonowania ekosystemu leśnego (...). Pojęcie „organizmów szkodliwych” w sensie ustawy o lasach musi być rozumiane zawsze w kontekście funkcji konkretnego lasu. Jako „organizm szkodliwy” może być rozumiany tylko taki organizm, który uniemożliwia właściwą realizację funkcji lasu, tj. funkcji do pełnienia której las został przeznaczony. Oznacza to, że w lasach rezerwatowych „organizmy szkodliwe” to tylko takie, które uniemożliwiłyby realizację ochrony przyrody – uniemożliwiłyby zachowanie chronionych ekosystemów leśnych wraz z zachodzącymi w nich procesami, a także zachowanie różnorodności biologicznej. Pojęcie „organizmu szkodliwego” w rezerwacie przyrody i w parku narodowym ma więc znaczenie zupełnie odmienne, niż w lesie wielofunkcyjnym. W lasach chronionych organizmy powodujące tylko straty gospodarcze, ale nie wpływające negatywnie na długofalowe cele ochrony nie mogą być rozumiane jako „szkodliwe” (...). W ekosystemach leśnych rezerwatów przyrody i parków narodowych normą powinno być pozostawianie wszystkich zamierających i martwych drzew, nie

podejmowanie zwalczania „organizmów szkodliwych (...)”. Współcześnie w większości parków narodowych dostrzega się i ujmuje w zadaniach ochronnych oraz w projektach planów ochrony zagrożenie polegające na „Ubożeniu biocenozy leśnej, w szczególności w zakresie bogactwa gatunkowego grzybów i bezkręgowców, wynikającym z obniżonego udziału w drzewostanach starych drzew” (formułowane w różny sposób, tu zacytowano sformułowanie ze Świętokrzyskiego Parku Narodowego, które wydaje się jednym z najbardziej trafnych). Podobna zmiana zaszła w stosunku do ochrony rezerwatów przyrody. Opracowywane stopniowo plany ochrony coraz częściej zawierają zapisy nakazujące pozostawianie na gruncie całości lub znacznej części martwego drewna. Nawet w przypadku zaplanowania i wykonania zabiegów czynnej ochrony lasu (tzn. wycięcia części drzew dla uzyskania unaturalniającej przebudowy drzewostanu lub stworzenia warunków wzrostu młodego pokolenia drzew) czasami (dlaczego tylko czasami?) projektuje się pozostawienie ścinanych drzew w ekosystemie do naturalnego rozkładu.

Wciąż jednak zdarza się, choć coraz rzadziej, że gospodarze niektórych parków narodowych i rezerwatów, tkwiąc w przestarzałych stereotypach, pieczołowicie usuwają martwe i zamierające drzewa z chronionych lasów, niszcząc tym samym składnik ekosystemu, który powinni chronić. Zdarza się tak szczególnie, gdy procesy

zamierania drzew przybiorą charakter wielkoobszarowy, np. gdy drzewostan chronionego ekosystemu zostanie zniszczony przez wiatr albo pożar (por. rozdz. 5.3). Usuwanie martwych drzew bywa też uzasadniane względami bezpieczeństwa (por. rozdz. 5.4).

Na obszarach Natura 2000 za cel ochrony stawia się tzw. właściwy stan ochrony siedlisk przyrodniczych. Rozumiany on musi być jednak w kontekście art. 2(1) dyrektywy siedliskowej UE, który stanowi, że celem jest „przyczynienie się do zapewnienia różnorodności biologicznej poprzez ochronę siedlisk przyrodniczych (...)”. Wobec pokazanych już w poprzednich rozdziałach związków między różnorodnością biologiczną a zasobami martwego drewna, poszukiwania kryteriów owego „właściwego stanu” leśnych siedlisk przyrodniczych we wszystkich krajach UE uwzględniają między innymi kluczowe dla tej różnorodności elementy struktury ekosystemu, jakimi są różne postacie martwego drewna i inne mikrosiedliska związane z drzewami. Praktycznie we wszystkich krajach UE udział drzew martwych, drzew starych, albo drzew ze specyficznymi mikrosiedliskami nadrzewnymi jest brany pod uwagę przy ocenie stanu leśnych siedlisk przyrodniczych, choć różnie są ustalane szczegóły techniczne i wartości progowe. Planowanie ochrony w obszarach Natura 2000 często zaś stawia za cel poprawę ilości, jakości i zróżnicowania takich elementów strukturalnych.

Fot. 187 (P. Pawlaczyk)
Rezerwat przyrody
Buczyna k. Długiej
Gośliny w Wielkopolsce.
Naturalność ekosystemu
i właściwy stan ochrony
buczyny odtworzyły się
dzięki połamaniu grup
buków przez wiatr





Fot. 188 (P. Pawlaczyk)
Buczyny w obecnym Drawieńskim Parku Narodowym przed powstaniem parku (1990 r.) były lasami gospodarczymi. Po 30 latach biernej ochrony powróciły do właściwego stanu ochrony i stopniowo odzyskują naturalną różnorodność zamieszkujących je organizmów. Procesy śmierci drzew wydatnie się do tego przyczyniły

W związku z wdrażaniem w Unii Europejskiej wymogów dyrektywy siedliskowej i zestandaryzowanych wymagań raportowania, we wszystkich państwach UE wypracowano krajowe metody oceny stanu siedlisk przyrodniczych, oparte na jednolitym zestawie parametrów: powierzchni siedliska, jego struktury i funkcji oraz perspektyw ochrony. W poszczególnych krajach kryteria różnią się jednak pod względem szczegółowych wskaźników oceny struktury ekosystemu. Zrozumienie znaczenia przyrodniczego martwych drzew i „drzew biocenotycznych” sprawiło jednak, że nie ma kraju, który nie wykorzystywałby w jakiś sposób wskaźników odnoszących się do obecności i ilości takich elementów. O ile jednak sama idea jest

wspólna, to sposoby jej praktycznej realizacji są rozmaite. Przykładowo, w Brandenburgii jako próg właściwego stanu siedlisk przyrodniczych Natura 2000 przyjęto objętość martwego drewna 40 m³/ha. W Bułgarii, zespół H. Zingstry, opracowujący system oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych, przyjął że „we właściwym stanie leśnego siedliska przyrodniczego martwe drewno powinno stanowić powyżej 8% miąższości drzewostanu i równocześnie powinno być co najmniej 10 martwych drzew stojących /hektar”. Dla naturalnych lasów borealnych oraz olsów w krajach bałtyckich zalecono utrzymanie objętości martwych drzew powyżej 50 m³/ha, a dla renaturyzowanych lasów gospodarczych – dążenie do co najmniej 20-30 m³/ha, przy zachowaniu pełnego zróżnicowania faz

rozkładu. Wiele innych państw przyjęło jednak kryteria znacznie mniej ambitne, a czasem wręcz zupełnie pozbawione ambicji – na poziomie kilku m³/ha lub 1-3 większych martwych drzew na hektar.

W Polsce także zlicza się zasoby martwego drewna w ramach monitorowania i oceny stanu leśnych siedlisk przyrodniczych. Kryteria oceny stanu leśnych siedlisk dla większości leśnych siedlisk przyrodniczych zakładają próg „stanu właściwego” pod względem zasobów martwego drewna na poziomie 20 m³/ha, wymagając równocześnie więcej niż 5 fragmentów wielkowieściowego martwego drewna (ponad 3 m długości i w zasadzie ponad 50 cm średnicy; z tym, że w lasach gdzie drzewa nie dorastają do takich grubości bierze się pod uwagę fragmenty ponad 30 cm średnicy). Odpowiednio, wartości 10 m³/ha i 3 sztuki/ha są wartościami granicznymi między oceną niezadowalającą a złą. Stan siedliska w większym obszarze można uznać za właściwy, gdy powyższe kryterium stanu właściwego spełniają płyty reprezentujące co najmniej 1/4 powierzchni siedliska. Szczegóły metod oceny tych cech znaleźć można w podręcznikach monitoringu siedlisk przyrodniczych, wydanych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska.

W porównaniu z innymi państwami Europy są to progi dość ambitne, ale wciąż jeszcze dalekie od zalecanych np. w sąsiedniej Brandenburgii. Przyjęte w Polsce kryteria wydają się dość trafne, z jednej strony w świetle wiedzy o wymaganiach ekologicznych gatunków związanych z martwym drewnem, a z drugiej strony w świetle stanu polskich lasów. Przykładowo dla żywych buczyn badanych w latach 2015-2018, na 36% stanowisk ogólne zasoby martwego drewna oceniono jako właściwe, na 26% jako niezadowala-

jące, a na 38% jako złe – co wydaje się dość trafnie odzwierciedlać przyrodniczą kondycję lasów w tych punktach badawczych na obszarach Natura 2000. Nieco gorszy okazał się stan pod względem wielkowieściowych fragmentów martwego drewna (32% stanowisk w stanie właściwym, 16% w niezadowalającym, 52% w złym). Według opublikowanych w 2020 r. analiz, opartych na danych z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu, średnia ilość martwego drewna w leśnych siedliskach przyrodniczych na obszarach Natura 2000 w Polsce wynosi 12,7 m³/ha, w tym np. w borach górnoeregłowych – 55,4 m³/ha, w żyznych buczynach – 28,7 m³/ha, w łągach olszowo-jesionowych – 25,1 m³/ha, w grądach subatlantyckich – 21,5 m³/ha, w grądach środkowoeuropejskich – 9,3 m³/ha. Natomiast średnia liczba wielkowieściowych fragmentów zmienia się od zera w świetlistych dąbrowach i borach chrobotkowych i 2,7 szt./ha w kwaśnych dąbrowach do 16,3 szt./ha w żyznych buczynach i 31,1 szt./ha w borach górnoeregłowych.

Powtarzającym się w większości państw UE elementem oceny stanu leśnych siedlisk przyrodniczych jest także zliczanie zagęszczenia „drzew biocenotycznych”, tj. drzew z mikrosiedliskami, zwykle stanowiącymi martwe części żywych drzew. W Polsce w 2015 r. wprowadzono do praktyki, jako element monitoringu kilku typów siedlisk przyrodniczych, ilościową ocenę mikrosiedlisk nadrzewnych i drzew, na których one występują. Na wyznaczanym do oceny różnym wskaźnikach transekcie 200×20 m rejestruje się występowanie drzew: z tzw. hubami, z obłamaniami korony, z zamarzniętymi głównymi konarami w koronie, złamanymi z rozszczerpieniem na wiele drzazg, z bliznami piorunowymi, z pęknięciami pnia, z dziuplami, z próchnowiskami, a także wykrotów. Osobno liczy się

Fot. 189 (K. Zub)

Muchołówka mała
Ficedula parva, gatunek
będący przedmiotem
ochrony w niektórych
obszarach Natura 2000.
Właściwe dla niej siedlisko to: zwarty płat lasu liściastego o powierzchni co najmniej 40 ha położony w rozległym kompleksie leśnym, o średnim wieku drzewostanu ponad 100 lat, zawierający co najmniej 20 szt./ha uszkodzonych, obumierających lub martwych drzew o pierśnicy > 25 cm



drzewa o prawdopodobnym wieku wyższym niż 150 lat, co nie jest równoznaczne z występowaniem mikrosiedlisk nadrzewnych, ale wyraża potencjał do ich powstawania. Ocena wyskalowano wstępnie, przyjmując 20 lub więcej drzew z mikrosiedliskami na ha lasu jako próg stanu właściwego, a 10 drzew/ha jako próg stanu niezadowolającego, choć zastrzeżono, że wskaźnik ten wymaga dalszej kalibracji, bowiem dostępne dane były bardzo skąpe. Założenia okazały się jednak dość trafne. Dla żywnych buczyn badanych w latach 2015–2018 na 36% stanowisk liczbę drzew z mikrosiedliskami oceniono jako właściwą, na 33% jako niezadowolającą, a na 31% jako złą, co wydaje się dobrze odpowiadać faktycznej kondycji przyrodniczej tych lasów.

Także tam, gdzie przedmiotem ochrony są gatunki, stworzono zestawy wskaźników charakteryzujące jakość ich siedlisk. Ilość i jakość martwego drewna zostały uwzględnione jako cechy ważne dla wielu gatunków. Przykładowo, jednym ze wskaźników właściwego stanu ochrony siedliska mopka zachodniego *Barbastella barbastellus* jest obecność więcej niż 12,5 szt./ha martwych lub obumierających drzew grubszych niż 25 cm. Wskaźnikiem właściwego stanu siedliska biegacza urozmaiconego *Carabus variolosus* jest m.in. obecność 5 lub więcej pni grubszych niż 20 cm lub wykrotów zalegających na 1000 m² powierzchni próbnej. Właściwy stan siedliska zagłębka bruzdkowanego *Rhysodes sulcatus* wymaga, by na 100-metrowym transekcie, otoczonym lasem ze znaczącym udziałem drzew ponad 150-letnich, zalegało 5 lub więcej pni grubszych niż 40 cm, reprezentujących łącznie wszystkie klasy rozkładu drewna. Dla dzięcioła białogrzbietego *Dendrocopos leucotos* siedliskiem we właściwym – zadowolającym – stanie jest zwarty płat co najmniej 100 ha naturalnego drzewostanu liściastego (bukowego, jaworowego, łęgowego, olchowego, grądowego) ze znaczącym udziałem (powyżej 75%) drzew starszych niż 80 lat, z ilością martwego drewna co najmniej 50 m³/ha lub z brakiem zabiegów gospodarczych (w tym pozyskiwania posuszu) w okresie ostatnich 20 lat. Wskaźniki zaproponowane dla innych gatunków znaleźć można w podręcznikach monitoringu wydanych przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska i Generalną Dyрекcję Ochrony Środowiska.

Ilość i struktura martwego drewna (gatunek, grubość, stopień rozkładu) oraz ciągłość jego „dostawy” stały się tym samym istotnym kryterium oceny skuteczności ochrony leśnej przyrody. Istniejące metody szacowania ilości martwego drewna mogą i powinny znaleźć powszechne zastosowanie w codziennej praktyce służb ochrony przyrody (patrz Dodatek I). Monitorowanie dynamiki martwego drewna, odnoszone do dynamiki drzewostanu, może stanowić podstawowe źródło informacji o procesach, trendach i stopniu zaawansowania naturalnej sukcesji.

Podstawową metodą troski o zasoby martwego drewna jest pozostawianie w lesie drzew

nie tylko tych, które już są martwe, ale i tych, które mają szansę stać się martwym drewnem odpowiedniej jakości. Za utrzymujący się deficyt martwego drewna w lasach odpowiada współcześnie nie tyle usuwanie pojedynczych drzew martwych, co raczej usuwanie drzew zamierających; uprzątnięcie „szkod” po lokalnych zaburzeniach, np. wiatrołomach; a przede wszystkim sposób gospodarki sprawiający, że drzewa są wycinane, zanim osiągną starość. Najlepszym rozwiązaniem jest więc po prostu ochrona bierna. To dzięki niej w znacznym stopniu udało się już odbudować zasoby martwego drewna w polskich parkach narodowych – według danych Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu z 2020 r. sięgają one średnio ok. 42,2 m³/ha, co jest całkiem dobrym wynikiem. Są przy tym o prawie 10 m³/ha wyższe niż były w 2010 r.

Tam, gdzie konieczny jest kompromis między ochroną a użytkowaniem lasu, tj. w lasach wielofunkcyjnych, kluczem do poprawy sytuacji są takie rozwiązania, które przynajmniej niektórym drzewom dają szansę osiągnięcia naprawdę dojrzałego wieku (typowe wieki rębności poszczególnych gatunków drzew przyjmowane w leśnictwie są obmyślane tak, by optymalizować w długiej perspektywie czasu zysk z jednostki powierzchni, ale stanowią ok. 1/3–1/2 wieku, do jakiego przeciętnie mogą dożyć drzewa danego gatunku i w żadnym razie nie stanowią dla drzew progu fizjologicznej starości). Skuteczne jest:

- wydzielanie sieci obszarów leśnych przeznaczonych wyłącznie do ochrony przyrody, nie mniejszych niż kilkadziesiąt ha (rolę tę spełniać powinny rezerwy przyrody i tzw. ekosystemy referencyjne);
- pozostawianie bez użytkowania fragmentów lasu o wielkości rzędu kilku hektarów; w tym pozostawianie ich także na obszarach zniszczonych przez wichury lub masowe zamieranie drzew; pozostawianie bez użytkowania fragmentów lasu, w których stwierdzono cenne gatunki ksylobiontyczne;
- konsekwentne pozostawianie przy cięciach rębnych kilkuarowych „biogrup” starego drzewostanu, także przy rębniach złożonych w lasach liściastych – z założeniem, że tak pozostawione drzewa wejdą w skład nowego drzewostanu, będą w nim miały szansę się zestarzeć, wytworzyć mikrosiedliska i w końcu stać się martwym drewnem wielkowymiarowym;
- bardzo konsekwentne pozostawianie drzew biocenotycznych, w tym także całych grup drzew uszkodzonych przez wiatr lub inne czynniki, a także wykrotów, złomów i innych martwych drzew.

Wymienione wyżej rozwiązania nie mogą być traktowane jako alternatywne, a należy je rozumieć jako komplementarne środki ochrony leśnej różnorodności biologicznej związanej z martwym drewnem i mikrosiedliskami nadrzewnymi, wdrażane w różnych skalach przestrzennych.

Ochrona gatunkowa zwierząt, roślin i grzybów

Lista zwierząt chronionych w Polsce oparta jest na Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 16 grudnia 2016 r. w sprawie ochrony gatunkowej zwierząt. Wiele spośród gatunków objętych ochroną gatunkową uzależnionych jest w sposób bezpośredni od obecności martwego drewna, a rozporządzenie wskazuje literalnie, że sposoby ochrony objętych nim gatunków polegają m.in. na „(...) ochronie i odtwarzaniu zasobów martwego drewna i drzew z dziuplami w lasach i zadrzewieniach”. Może to być prawną podstawą do ochrony martwego drewna w lasach – środowiska ich życia.

Przykładowo, w drewnie rozwijają się następujące piękne, chronione i zagrożone wyginięciem chrząszcze: zagłębek bruzdkowany *Rhyssodes sulcatus* (Ryc. 31), pachnica próchniczka *Osmoderma barnabita* (Fot. 190), kwietnica okazała *Protaetia speciosissima* (Fot. 191), jelonek rogacz *Lucanus cervus*, wynurt lśniący *Ceruchus chrysolinellus*, bogatek wspaniały *Buprestis splendens* (Fot. 192), poraj *Dicerca moesta*, pysznik jodłowy *Eurythyrea austriaca* i pysznik dębowy *Eurythyrea quercus*, tęgosz rdzawy *Elater ferrugineus* (Fot. 193), konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fot. 194), gracz borowy *Tragosoma deparium*, dąbrowiec samotnik *Akimerus schaefferi* (Fot. 72), sichrawa karpacka *Pseudogaurotina excellens*, zmorsznik białowiecki *Stictoleptura variicornis* (Fot. 195), zmorsznik olbrzymi *Leptura thoracica*, nadobnica alpejska *Rosalia alpina*, kozioróg dębosz *Cerambyx cerdo* (Fot. 93, 94, 196) i kozioróg bukowiec *Cerambyx scopolii*, średzinka syberyjska *Mesosa myops*. Pod korą stojących, martwych drzew

i leżących, grubych kłód żyją zgniotki – cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Fot. 197) i szkarłatny *Cucujus haematodes* (Fot. 198). W takim samym środowisku, na leżących, grubych świerkach znaleźć można rozmazga kolweńskiego *Pytho kolwensis* (Ryc. 30, Fot. 199), a na stojących drzewach sosny, jodły, dębu i kilku innych gatunków – ponurka Schneidera *Boros schneideri* (Fot. 200). W martwym, nieco już rozłożonym drewnie pniaków i leżących kłód zimują chronione gatunki biegaczy (23 gatunki; Fot. 76) i tęczników (4 gatunki). Od 2014 r. zrezygnowano jednak z ochrony gatunkowej takich gatunków jak borodziej próchnik *Ergates faber* (Ryc. 14) i ciołek matowy *Dorcus parallelipipedus*.

W martwych drzewach (albo w drewnianych konstrukcjach) rozradza się zadrzechnia czarnoroga *Xylocopa valga* – okazała, czarnofioletowa pszczoła, uważana do niedawna za gatunek wymarły w Polsce, ale jednak od początków XXI wieku ponownie obserwowana.

Pod słabo przylegającą korą oraz w murszejącym drewnie znajdują zimowe i okresowe schronienia niektóre gatunki płazów (salamandra plamista *Salamandra salamandra* – Fot. 47, traszka zwyczajna *Lissotriton vulgaris*, traszka grzebieniasta *Triturus cristatus*, traszka górską *Mesotriton alpestris*, traszka karpacka *Lissotriton montandoni*) i gadów (jaszczurki, węże).

Wreszcie martwe, stojące i leżące drzewa (krzewy) są miejscem żerowania, schronienia, ukrycia, zakładania gniazd i rozrodu dla licznych gatunków chronionych ptaków i ssaków (np. wszystkie gatunki dzięciołów, sowy, ryjówki, nietoperze, wiewiórka, popielicowate).



Fot. 190 (J.M. Gutowski)
Pachnica próchniczka *Osmoderma barnabita* to okazały chrząszcz zamieszkujący dziuple z obfitymi próchnowiskami: **A** – dziuplasty dąb, **B** – larwa, **C** – postać dorosła (samica)



Fot. 191 (J.M. Gutowski)
Kwietnica okazała
Prottaetia speciosissima
– jeden z najpiękniejszych
chrząszczy w polskiej
faunie – zamieszkuje
dziuple położone wysoko
w koronach drzew
liściastych



Fot. 192 (J.M. Gutowski)
Bogatek wspaniały *Buprestis splendens* –
jeden z najrzadszych przedstawicieli
rodziny bogatkowatych; relikw puszczkański



Fot. 193 (J.M. Gutowski)
Drapieżny sprężyk,
tęgosz rdzawy *Elater ferrugineus*, jego larwa
poluje w dziuplach
m.in. na larwy pachnicy
próchniczki i innych
przedstawicieli
poświętnikowatych



Fot. 194 Konarek tajgowy
Phryganophilus ruficollis
znany jest w Polsce tylko
z Puszczy Białowieskiej:
A – larwa (K. Sućko),
B – postać dorosła
(J.M. Gutowski)

Fot. 195 (K. Sućko)
Zmorsznik białowieski
Stictoleptura variicornis
- bardzo rzadki przed-
stawiciel kózkowatych;
jako larwa żyje w drewnie
drzew iglastych



Fot. 196 (J.M. Gutowski)
Kozioróg dębosz
Cerambyx cerdo - jeden
z największych naszych
chrząszczy - prowadzi
nocny tryb życia. Postać
dorosła i żerowiska

Warto zwrócić uwagę, że pachnica próchniczka, nadobnica alpejska, sichrawa karpacka, kozioróg dębosz, bogatek wspaniały, zgniotek cynobrowy, konarek tajgowy i rozmiarz kolweński są gatunkami ujętymi w załączniku IV dyrektywy siedliskowej UE, co oznacza, że ich ochrona gatunkowa (w tym ochrona przed choćby nieumyślnym niszczeniem miejsc ich rozrodu) jest obowiązkiem wszystkich państw UE. Te same gatunki, a dodatkowo także jelonek rogacz, ponurek Schneidera, pilnicznik fiołkowy *Limonicus violaceus*, średzinka syberyjska i żagłówek bruzdkowany, ujęte są w załączniku II dyrektywy, co pociąga za sobą obowiązek ich ochrony przez wyznaczenie obszarów Natura 2000 i wdrażanie na tych obszarach „środków ochrony odpowiadających wymogom ekologicznym gatunku”. Możliwe jest finansowanie ich ochrony ze środków Unii Europejskiej, a ochrona siedlisk tych gatunków ma na obszarach sieci Natura 2000 priorytet nad wszystkimi innymi działaniami, z dopuszczeniem nielicznych tylko wyjątków w imię nadrzędnego interesu publicznego, w przypadku braku rozwiązań alternatywnych. Pachnica próchniczka, nadobnica alpejska i sichrawa karpacka są dodatkowo tzw. gatunkami priorytetowymi, co jeszcze zaostrza wymogi ich ochrony i wiąże się z możliwością większego finansowania przedsięwzięć ich ochrony, np. w ramach unijnego instrumentu finansowego LIFE.



Fot. 197 (J.M. Gutowski)
Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* jest polifagiem – zasiedla różne gatunki drzew liściastych i iglastych



Fot. 198 (J.M. Gutowski)
Zgniotek szkarłatny *Cucujus haematodes* – w przeciwieństwie do zgniotka cynobrowego nieobjęty regulacjami UE, ale rzadziej spotykany i silniej związany z lasami o naturalnym charakterze



Fot. 199 (J.M. Gutowski)
Białowiecki Park Narodowy to jedyne miejsce w Polsce, gdzie można spotkać rozmiarz kolweńskiego *Pytho kolwensis*: **A** – larwa, **B** – postać dorosła, **C** – środowisko występowania

Dyrektywa siedliskowa:

dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory; element prawa Unii Europejskiej wiążący jej państwa członkowskie. Ma na celu przyczynienie się do zapewnienia różnorodności biologicznej poprzez ochronę siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory na terytorium Unii Europejskiej.

Zobowiązuje m.in.:

- do wyznaczenia i ochrony obszarów Natura 2000 dla siedlisk przyrodniczych wymienionych w załączniku I dyrektywy i dla gatunków wymienionych w załączniku II;
- do ścisłej ochrony na całym terytorium gatunków wymienionych w załączniku IV;
- do zapewnienia na całym terytorium, by pozyskiwanie gatunków wymienionych w załączniku V było zrównoważone;
- do nadzoru nad krajowymi zasobami siedlisk przyrodniczych i gatunków ze wszystkich załączników;
- do ochrony i kształtowania, na całym terytorium, elementów krajobrazu, które mają duże znaczenie dla dzikiej fauny i flory.

Niedaleko od granic Polski – na Ukrainie, na Bałkanach, w Rumunii i w strefie okołorodziemnomorskiej – spotkać można jeszcze jeden gatunek saproksylobiontycznego chrząszcza chronionego na mocy dyrektywy siedliskowej: okazałą kózkę *Morimus asper funereus* (Fot. 82).

Lista zwierząt chronionych w Polsce jest stosunkowo krótka – nie obejmuje wielu gatunków zagrożonych i ginących bezkręgowców. Takie gatunki umieszcza się na tzw. czerwonych listach i w czerwonych księgach. Biorąc pod uwagę rzeczywiste zagrożenia, okazuje się, że w wielu grupach zwierząt bezkręgowych około 30–40% gatunków powinno być objęte ochroną. Wśród jednostek systematycznych, które grupują organizmy saproksyliczne procent zagrożonych gatunków jest jeszcze większy. Ochrona martwego drewna powinna być więc jednym z najważniejszych działań w zakresie ochrony leśnej różnorodności biologicznej.

Chronione gatunki roślin określa obecnie *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin*. Z punktu widzenia różnorodności organizmów zasiedlających martwe drewno, szczególnie ważne są ujęte w nim gatunki mchów i wątrobowców (por. rozdz. 4.1.3). Butwiejące kłody są np. siedliskiem preferowanym przez wspomniany już mech bezlist okrywowy *Buxbaumia viridis*. Ochronie podlega także drugi, podobny gatunek z tego rodzaju: bezlist zwyczajny *Buxbaumia aphylla*. Butwiejące drewno świerka jest optymalnym siedliskiem chronionego rokitu płodnego *Hypnum fertile*. Kilka dalszych gatunków chronionych mchów jest epifitami, tj. preferuje raczej mikrosiedliska na korze stojących drzew (zwykle żywych), ale równocześnie są one dobrymi wskaźnikami naturalnych lasów (np. krzywoząb podsadnikowy

Anacamptodon splachnoides, zwiślik maczugowaty *Anomodon attenuatus*, zwiślik długolistny *Anomodon longifolius*, zwiślik krótkokończysty *Anomodon rugelii*, zwiślik wiciowy *Anomodon viticulosus*, jeżolist zwyczajny *Antitrichia curtipendula*, gładzisz paprociowaty *Homalia trichomanoides*, miechera Bessera *Neckera besseri*, miechera spłaszczona *Neckera complanata*, miechera kędzierzawa *Neckera crispa*, miechera pierzasta *Neckera pennata*, miechera wysmukła *Neckera pumila*, szurpek porosły *Orthotrichum lyellii*).

Chronione są preferujące martwe drewno wątrobowce, np. głowiak łańcuszkowaty *Cephalozia catenulata*, nowellia krzywolistna *Nowellia curvifolia*, natorfek nagi *Odontoschisma denuatum*, płozikowiec tarczkowaty *Harpanthus scutatus*, zgietolist nadzwyczajny *Anastrophyllum hellerianum*, czubek długozębny *Lophozia longidens*, skapanka spiczasta *Scapania apiculata*.

Dla zachowania organizmów związanych z martwym drewnem istotna jest także ochrona gatunkowa grzybów. Jej podstawą jest *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej grzybów*. Szczegółowo omówiono je w opracowaniu Polskiego Towarzystwa Mykologicznego autorstwa Grażyny Domian i innych.

Wśród aktualnie chronionych grzybów, niemal 30% związanych jest z drewnem. Część z nich znana jest z niewielkich populacji, które przetrwały w Puszczy Białowieskiej (przede wszystkim na terenie Białowieskiego Parku Narodowego); są to np.: jamkówka białobrazowa *Antrodia albobrunnea*, pomarańczowiec bladeżółty *Pycnoporellus alboluteus* (Fot. 156) i późnoporka czewieniejąca *Amylocystis lapponica* (Fot. 206). Inne gatunki chronione, mimo że są spotykane również w innych rejonach Polski,



Fot. 200 (J.M. Gutowski)
Ponurek Schneidera
Boros schneideri:
A – larwa, B – postać dorosła, C – miejsce żerowania (martwa, stara, stojąca sosna)



Fot. 201 (A. Szczepkowski)
Chroniony, skrajnie zagrożony, pniarek (modrzewnik) lekarski *Fomitopsis officinalis*, rosnący w Polsce wyłącznie na wiekowych modrzewiach



Fot. 202 (A. Kujawa)
Chroniony porożęzyk dębowy *Buglossoporus quercinus*, poza Puszczą Białowieską znany z trzech lokalizacji w Polsce



Fot. 203 (G. Domian)
Chroniona soplówka jeżowata *Hericium erinaceus* jest wybitnym gatunkiem wskaźnikowym wartości przyrodniczej europejskich lasów bukowych

to na terenie Puszczy Białowieskiej mają najliczniejsze populacje, np. porożęzyk dębowy *Buglossoporus quercinus* (Fot. 202) lub żyłkowiec różowawy *Rhodotus palmatus* (Fot. 205). Wśród grzybów nadrzewnych jest kilka gatunków chronionych już od 1983 r., np. żagwica listkowata *Grifola frondosa* (Fot. 121), soplówka bukowa *Hericium coralloides* (Fot. 204), soplówka jodłowa *Hericium flagellum* (Fot. 133), pniarek (modrzewnik) lekarski *Fomitopsis officinalis* (Fot. 201). Inne gatunki grzybów objęto ochroną w kolejnych rozporządzeniach z 1995, 2001, 2004 lub 2014 r., np. soplówka jeżowata *Hericium erinaceus* (Fot. 203), lipnik lepki *Holwaya mucida*, łuskwiak włókniśtokowaty

Pholiota heteroclita, żyłkowiec różowawy. W rozporządzeniu z 2014 r. zrezygnowano z ochrony 22 gatunków, m.in. siedzunia sosnowego (szmaciaka gałęzistego) *Sparassis crispa*, wachlarzowca (flagowca) olbrzymiego *Meripilus giganteus* oraz czarek: austriackiej *Sarcoscypha austriaca* (Fot. 130) i szkarłatnej *Sarcoscypha coccinea*. W obecnie obowiązującym rozporządzeniu z 2014 r. utrzymano nadal zapis z roku 2004, mówiący że sposoby ochrony grzybów polegają na zapewnianiu obecności i ochronie różnego rodzaju podłoża, na którym rozwijają się chronione gatunki grzybów, w szczególności: drzew w odpowiednim wieku i gatunku oraz rozkładającego się drewna.

Fot. 204 (K. Zub)
Chroniona sopłówka
bukowa *Hericium
coralloides*, nieco
pospolitsza od sopłówki
jeżowatej (Fot. 203), jest
również gatunkiem
wskaźnikowym wartości
przyrodniczej euro-
pejskich lasów bukowych



Fot. 205 (G. Domian)
Chroniony żyłkowiec
różowawy *Rhodotus
palmatus*, znany
współcześnie z dwóch
lokalizacji w Polsce –
Puszczy Białowieskiej
i Karpat



Świadectwo przeszłości – ostoje gatunków reliktowych

Unikatowe gatunki saproksyliczne są często wskaźnikami miejsc (zwłaszcza kompleksów leśnych) szczególnie zasługujących na ochronę. Dotyczy to przede wszystkim lasów, w których skupiają się gatunki uważane za „relikty puszczańskie” – ze względu na swoją ekologię związane z lasami o naturalnym charakterze. Występowanie tej grupy gatunków świadczy, że te cechy naturalności lasu (a występowanie martwego drewna, zwłaszcza grubego, jak również mikrosiedlisk nadrzewnych, to podstawowe z tych cech) trwają na danym obszarze od dawna i w sposób ciągły, w wyniku czego możemy mówić o istnieniu w tym miejscu „starolasu”.

Szczególną uwagę należy poświęcić Puszczy Białowieskiej. Grupa organizmów saproksylicznych to jedna z najcenniejszych części fauny, flory i fungi Puszczy Białowieskiej, świadcząca o naturalności tego obiektu i tym samym o jego unikatowych walorach w skali niżej europej-

skiego. Dominującą część w tej grupie stanowią owady saproksyliczne.

W Puszczy Białowieskiej (uznawanej za najlepiej zachowany na kontynencie mieszany las niżowy), z uwagi na dobry stan zachowania lasów, stosunkowo dużą ich powierzchnię oraz zachowaną nieprzerwanie od kilku tysięcy lat ciągłość procesów typowych dla lasów naturalnych, żyje wiele gatunków, które w innych rejonach Europy dawno już wyginęły wskutek bardziej intensywnej gospodarki leśnej.

Mimo relatywnie niewielkiego obszaru (polska i białoruska część Puszczy zajmuje łącznie około 1500 km²), w stosunku do większości krain zoogeograficznych w Polsce, występuje tu zadziwiająco duża liczba gatunków zwierząt. Wśród nich jest wiele gatunków saproksylicznych, które uznawane są za relikty puszczańskie. Najwięcej takich reliktyw można oczekiwać w grupie zwierząt ściśle związanych z martwym

drewnem, a nie np. wśród tych, które żyją na drzewach żywych czy leśnej roślinności zielnej. Brak jest dokładnego zestawienia takich gatunków dla Puszczy. Podamy tylko przykładowo, że spośród 124 gatunków chrząszczy kózkowatych, stwierdzonych w Puszczy Białowieskiej, aż 46 to relikty lasów pierwotnych, np. gracz borowy *Tragosoma depsarium*, zgrubek zawilcowy *Evo-dinellus borealis* (Fot. 89, Ryc. 27), rozpylak zielonkawcy *Euracmaeops angusticollis*, wiecheć białowieski *Alosterna ingrlica* (Fot. 88), strangalia omszona *Etorofus pubescens*, zmorsznik białowieski *Stictoleptura variicornis* (Fot. 195), zmorsznik olbrzymi *Leptura thoracica*, zmorsznik brzożowy *Lepturalia nigripes*. Wśród 55 gatunków chrząszczy z rodziny bogatkowatych, żyjących w Puszczy, do reliktyw puszczańskich zaliczono 13 gatunków. Są to m.in.: poraje *Dicerca berolinensis* i *Dicerca moesta*, pysznik dębowy *Eurythyrea quercus*, bogatek wspaniały *Buprestis splendens* (Fot. 192), zrąbień *Chrysobothris chryso stigma* i opiętek białowieski *Agrilus pseudocyanus* (Ryc. 21).

Warto odnotować, że w Puszczy Białowieskiej żyje bardzo liczna populacja pachnicy próchniczki *Osmoderma barnabita* (Fot. 190), zasiedlająca dziuplaste drzewa wewnątrz zwarłego lasu. Gatunek ten znany jest bardziej z przydrożnych alei i innych nasłonecznionych zadrzewień. Panuje przekonanie, że tam jest jego optymalne siedlisko. Wydaje się jednak, że pierwotnie zasiedlał on wysoko położone, często w koronach, dziuple puszczańskich drzew – tak, jak to nadal obserwujemy w Puszczy Białowieskiej. Poza obszarami ochrony ścisłej mało jest drzewostanów w polskich lasach, które byłyby zasobne w stare, dziuplaste drzewa, oferujące temu gatunkowi odpowiednie warunki do życia. W lasach gospodarczych ustalony wiek rębności nie pozwala drzewom dożywać do odpowiedniego wieku, by mogły się w nich ukształtować dziuple z wystarczająco dużymi próchnowiskami (o objętości powyżej 5 l). Takie stare, dziuplaste drzewa rosną natomiast w parkach miejskich i wiejskich, na cmentarzach, przy drogach itp. Z braku odpowiednich miejsc do rozwoju w lasach gospodarczych, pachnica próchniczka zasiedla (wtórnie) takie zadrzewienia w wielu obszarach Europy. Stąd wzięło się przeświadczenie, że to jej główne i właściwe środowisko. W lasach o charakterze naturalnym prawie nie

prowadzono badań pod tym kątem. Dopiero badania przeprowadzone ostatnio w Puszczy Białowieskiej i w lasach nadodrzańskich pozwoliły na kompleksową ocenę tego zjawiska.

Wśród kręgowców trudno jest wyróżnić gatunki będące relikdami puszczańskimi, gdyż praktycznie wszystkie z nich, lepiej lub gorzej, radzą sobie w środowiskach przekształconych przez człowieka. Jednak szereg zachowań i zwyczajów zwierząt wykazuje „reliktowe” ich cechy, świadczące o pierwotnym przystosowaniu do życia w lasach naturalnych. Dobrze uwidaczniają się one np. u ptaków zamieszkujących Puszcę Białowieską. Wiele gatunków uznawanych powszechnie za ptaki żerujące w środowiskach otwartych (np. myszołów *Buteo buteo* i grzywacz *Columba palumbus*), w warunkach puszczańskich żeruje prawie wyłącznie pod okapem drzewostanu. Jerzyki *Apus apus*, będące w Europie typowymi mieszkańcami miast, w Puszczy Białowieskiej gniazdują w dziuplach wysokich drzew. Wiele gatunków ptaków lęgnących się w otwartych gniazdach, w lesie naturalnym potrafi wykorzystywać również dziuple. Należą do nich m.in. kos *Turdus merula*, rudzik *Erithacus rubecula* i pokrzywnica *Prunella modularis*. Charakterystyczne jest również wykorzystywanie przez ptaki wykrotów i pni złamanych, martwych drzew jako miejsc lęgowych. Typowym gatunkiem gnieźdzącym się na wierchołkach złamanych pni jest puszczyk mszarny *Strix nebulosa*, występujący częściej na północy Europy, jednak również regularnie pojawiający się w białoruskiej części Puszczy Białowieskiej.

Również niektóre ssaki demonstrują w swoim zachowaniu pewne cechy, które można nazwać „reliktowymi”. Jenoty *Nyctereutes procyonoides*, zimujące zazwyczaj w norach, w Białowieskim Parku Narodowym wykorzystują w tym celu wypróchniałe pnie leżących drzew. Także niektóre łasicowate, takie jak kuna leśna *Martes martes*, tchórz *Mustela putorius* lub łasica *Mustela nivalis* wykorzystują jako kryjówki martwe pnie drzew leżących i stojących. Jeden z gatunków nietoperzy – nocek Brandta *Myotis brandtii*, znany dotychczas jedynie z budynków, w Puszczy Białowieskiej został stwierdzony również w dziuplach drzew.

Do ewidentnych reliktyw puszczańskich, spośród kręgowców, zaliczyć można np. dzięcioła

Tabela 8 Grupy biologiczno-ekologiczne reliktyw puszczańskich w jednym oddziale (144 ha) Puszczy Białowieskiej (wg Cieślińskiego i in. 1996; zmodyfikowane)

Grupa taksonomiczna	Ogólna liczba gatunków	Relikty puszczańskie		Epiksylity	
		Liczba gatunków	Procent gatunków	Ogółem	Wyłącznie na martwym drewnie
Wątrobowce	41	7	17	6	2
Mchy	104	13	12	7	-
Porosty	164	43	26	15	6
Ogółem	309	63	18	28	8

Fot. 206 (A. Szczepkowski)
Późnoporka czerwieniejąca *Amylocystis lapponica*, chroniony gatunek znany w Polsce tylko z Puszczy Białowieskiej



białogrzbietego *Dendrocopos leucotos*, dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus* i sóweczkę *Glaucidium passerinum*.

Podobnie jest, jeśli chodzi o grzyby i rośliny. Dowodem są np. wyniki badań w programie badawczym CRYPTO, dotyczącym grzybów i roślin zarodnikowych, a polegającym na szczegółowej ich inwentaryzacji w jednym tylko oddziale leśnym. Wyróżniono w nim tzw. gatunki reliktowe, ze względu na stan zbadania podzielone na relikty lasu puszczańskiego (mchy, wątrobowce i grzyby zlichenizowane – porosty)

oraz prawdopodobne relikty puszczańskie (grzyby). Do pierwszej grupy należą 63 gatunki, wśród których znaczny udział stanowią gatunki związane z martwym drewnem. Szczególnie wysokie preferencje do życia na martwym drewnie wykazują w Puszczy wątrobowce. Jeden z nich – zgiętolist Michauxa *Anastrophyllum michauxii* – znany jest w Polsce niżowej tylko z Białowieskiego Parku Narodowego.

Biorąc pod uwagę wyniki programu badawczego CRYPTO i kolejnych badań dotyczących grzybów wielkoowocnikowych Puszczy Białowieskiej



Fot. 207 (K. Zub)
Suchogłówka korowa *Phleogena faginea*, grzyb uznany za zagrożony (kategoria E na czerwonej liście)

wieskiej, w mykobiocie całego tego kompleksu leśnego można wyróżnić grupę gatunków zależnych od tzw. warunków puszczańskich, uznawanych za wskaźniki starych lasów. Przykładem może być chroniony żyłkowiec różowawy *Rhodotus palmatus* – występujący na wiazach w lasach łęgowych, stwierdzony przed stulaty w okolicach Elbląga, a aktualnie znany w kraju tylko z Puszczy Białowieskiej i Karpat (oraz być może z okolic Piły). Wskaźnikiem starych lasów są też inne gatunki chronione, m.in. jamkówka białobrzowa *Antrodia albobrunnea*, pomarańczowiec bladeżółty *Pycnoporellus alboluteus* (Fot. 156) i późnoporka czerwieniejąca *Amylocystis lapponica* (Fot. 206), znane w Polsce wyłącznie z terenu Białowieskiego Parku Narodowego. Lista takich reliktowych gatunków grzybów znanych z Puszczy Białowieskiej jest z pewnością dużo dłuższa i wymaga szczegółowego opracowania.

Podobne wnioski zaznaczają się w stosunku do lichenobioty. Dla porostów również Puszcza Białowieska jest unikatowym skupieniem „reliktywów lasu naturalnego”. I choć, z nie do końca znanych przyczyn, także w Puszczy zaznacza się dziś proces ubożenia lichenobioty, obszary ochrony ścisłej w Białowieskim Parku Narodowym wciąż pozostają pod tym względem miejscem unikatowym w Europie.

Puszcza Białowieska jest unikatowym kompleksem leśnym w skali Europy nie tylko ze względu na wielką różnorodność form życia, zwłaszcza grzybów i zwierząt, ale także z uwagi na naturalny (zbliżony do pierwotnego) charakter zbiorowisk roślinnych oraz żyjących w nich zespołów zwierząt. Właśnie tutaj można poznać funkcjonowanie ekosystemów oraz strukturę populacji różnych gatunków – mieszkańców dawnych puszczy, rozciągających się niegdyś na znacznej części Europy. Ze względu na swoje walory, Puszcze Białowieską należy traktować jako obiekt szczególny – model, do którego można porównywać inne obszary leśne niższej Europy. Należy wyraźnie podkreślić, że bez martwego drewna oraz czasowej i przestrzennej ciągłości jego występowania od czasów przedhistorycznych, Puszcza Białowieska nie byłaby takim wzorcem.

Białowieski Park Narodowy obejmuje najcenniejszą, najlepiej zachowaną część Puszczy (Fot. 208), ale brak jest w jego granicach niektórych środowisk przyrodniczych występujących w pozostałej części Puszczy, a będących ostoją organizmów saproksylicznych. Jest to jeden z argumentów za koniecznością objęcia całej Puszczy najwyższą formą ochrony w Polsce – parkiem narodowym.

Fot. 208 (J. Walencik)
Martwe drewno pokryte
kobiercem mchów
w białowieskim grądzie





Z uwagi na fakt, że Puszcza Białowieska jest wybitnym przykładem reprezentującym naturalne procesy ekologiczne i biologiczne w ewolucji i rozwoju ekosystemów leśnych, a także jest ostoją wielu zagrożonych gatunków o wybitnej uniwersalnej wartości z punktu widzenia nauki lub ochrony, UNESCO uznało ją za element tzw. Światowego Dziedzictwa Ludzkości. Obecne w Puszczy gatunki i zachodzące w niej procesy związane z martwym drewnem wybitnie przyczyniły się do tej kwalifikacji.

Warto jednak zaznaczyć, iż źródła historyczne – publikacje bądź okazy zachowane w zbiorach muzealnych – świadczą, że wiele gatunków uznawanych obecnie za relikty lasu pierwotnego niegdyś występowało znacznie szerzej w lasach niżu europejskiego.

Oprócz Puszczy Białowieskiej, w Polsce jest jeszcze jeden przyrodniczy element Światowego Dziedzictwa Ludzkości UNESCO – „Starożytny i Pierwotny Las Bukowy Karpat i Innych Regionów Europy”. Jest to obiekt zbiorowy, skupiający blisko 100 naturalnych lasów bukowych położonych w 18 państwach (Albania, Austria, Belgia, Bośnia i Hercegowina, Bułgaria, Chorwacja, Czechy, Francja, Hiszpania, Macedonia, Niemcy, Polska, Rumunia, Słowacja, Słowenia, Szwajcaria, Włochy, Ukraina). Jego częściami są np. buczyny Stużicy w słowackich i ukraińskich Bieszczadach, buczyny w Górach Izerskich w Czechach, lasy bukowe Grumsin, Hainich, Jasmund, Kellerwald i Serrahn w Niemczech. Występowanie saproksylobiontycznych gatunków reliktowych jest wskazane jako tzw. wyjątkowa wartość przyrodnicza uzasadniająca wpis na listę światowego dziedzictwa. Po długich staraniach, w 2021 r. do tego elementu Światowego Dziedzictwa Ludzkości zostały

włączone także najbardziej pierwotne partie buczyn w Bieszczadzkim Parku Narodowym.

Cechy naturalności i skupienia „reliktyw puszczzańskich” odnaleźć można jednak także w innych kompleksach leśnych w Polsce. Należą do nich: Puszcza Augustowska, Puszcza Knyszyńska, dość silnie pofragmentowana Puszcza Świętokrzyska (ze Świętokrzyskim Parkiem Narodowym), Lasy Strzeleckie koło Hrubieszowa, dawne Lasy Zwierzynieckie na Roztoczu (obecnie lasy Roztoczańskiego Parku Narodowego, a w szczególności ich części objęte ochroną ścisłą), niektóre części silnie podzielonej Puszczy Sandomierskiej, jak również tzw. Puszcza Karpacka obejmująca lasy wschodniej części polskich Karpat i ich pogórzy (Beskid Niski, Bieszczady, Góry Sanocko-Turczańskie, Pogórze Przemyskie). Grupa organizmów saproksylicznych to jeden z najcenniejszych komponentów fauny, flory i mykobioty wszystkich tych lasów. Za przykład takich gatunków posłużyć mogą m.in. niektóre chrząszcze, będące reliktowymi gatunkami puszczzańskimi, jak np.:

- w Puszczy Karpackiej: zagłębek bruzdkowany *Rhysodes sulcatus*, wynurt lśniący *Ceruchus chrysomelinus*, pysznik jodłowy *Eurythyrea austriaca*, sprężyk (bez polskiej nazwy) *Ampedus melanurus*, kowalina łuskoskrzydła *Lacon lepidopterus*, ponurek Schneidera *Boros schneideri*, zgniotek szkarłatny *Cucujus haematodes*, pawężnik kniejak *Peltis grossa*;
- w Puszczy Augustowskiej: ponurek Schneidera, wynurt lśniący;
- w Puszczy Knyszyńskiej: zagłębek bruzdkowany, ponurek Schneidera, zgniotek szkarłatny, pawężnik kniejak;
- w Puszczy Świętokrzyskiej (m.in. w Świętokrzyskim Parku Narodowym, w Lasach Suchedniowskich, w Lasach Cisowsko-Orłowińskich): zagłębek bruzdkowany, wynurt lśniący, *Ampedus melanurus*, ponurek Schneidera, zgniotek szkarłatny, pawężnik kniejak;
- w Lasach Strzeleckich koło Hrubieszowa: zagłębek bruzdkowany, ponurek Schneidera;
- w dawnych Lasach Zwierzynieckich na Roztoczu (obecnie lasy Roztoczańskiego Parku Narodowego): zagłębek bruzdkowany, wynurt lśniący, pysznik jodłowy, *Ampedus melanurus*, kowalina łuskoskrzydła, zgniotek szkarłatny, pawężnik kniejak;
- w Puszczy Sandomierskiej: zgniotek szkarłatny.

W ramach Puszczy Karpackiej wyróżniają się Lasy Turnickie, w których występowanie reliktywnych gatunków bezkręgowców podkreślane jest od ponad 100 lat. Od lat 80. XX wieku proponuje się – ze wszech miar słusznie – uznanie ich za park narodowy. Badając mykobiotę tego obszaru stwierdzono 26 gatunków nowych dla Polski (nie znalezionych dotychczas nigdzie indziej w naszym kraju) oraz 31 gatunków grzybów wymierających; wiele z nich związanych z martwym drewnem. Także biota zaliczanych do grzybów porostów jest na terenie projektowanego parku imponująca: wśród stwierdzonych dotychczas 244 gatunków porostów, 18 jest



Fot. 210 (P. Pawlaczyk)
Kłoda bukowa w lesie
Serrahn w Niemczech
(część Parku Narodowego
Müritz w Meklemburgii)
– wpisany na listę
Światowego Dziedzictwa
Ludzkości m.in. ze
względu na występowanie
reliktowych gatunków
saproksylobiontycznych

wskaźnikami lasów puszczańskich, w tym cztery gatunki (granicznik płucnik *Lobaria pulmonaria*, tarczynka dziurkowana *Menegazzia terebrata*, kobiernik Arnolda *Parmotrema arnoldii* i puchlinka ząbkowana *Thelotrema lepadinum*) uważane są za wskaźniki ekologicznej ciągłości lasu. Na terenie projektowanego Turnickiego Parku Narodowego występują co najmniej 23 gatunki chronionych mszaków, m.in. widłoząb zielony *Dicranum viride*, płaskolist lśniący *Hookeria lucens*, parzoch szerokolistny *Porella platyphylla* i porastający tu prawie wyłącznie kłody martwych drzew bezlist okrywowy *Buxbaumia viridis*. Na martwych pniach bez kory licznie występuje chroniony wątrobowiec – nowellia krzywolistna *Nowellia curvifolia*. Osiem spośród występujących tu mchów i wątrobowców jest uznawanych za wskaźniki lasów naturalnych. Grupą mającą najwyższy walor wskaźnikowy, jak i najbardziej związaną z martwym drewnem, są owady, a w szczególności chrząszcze. W wyniku prac badawczych i inwentaryzacyjnych stwierdzono tu ich 658 gatunków, będących w większości saproksylobiontami, czyli owadami ściśle związanymi z martwym drewnem. Wśród nich znajduje się wiele gatunków chronionych, będących przed-

miotami ochrony w sieci Natura 2000, wymienionych w Polskiej Czerwonej Księdze Zwierząt oraz na czerwonych listach – krajowych, europejskich i światowych. Prawie 70 gatunków jest wskaźnikami starych lasów, w tym 14 gatunków jest uznawanych za reliktów lasów naturalnych. Oprócz wymienionych już wyżej: wynurta lśniącego, kowaliny łuskoskrzydłej i pawężnika kniejaka występują tu m.in.: hubczak pniakowy *Tachyusida gracilis*, *Ampedus melanurus*, *Ampedus tristis*, *Diacanthous undulatus*, *Dendrophagus crenatus*, *Thymalus limbatus*, *Sternodea baudii*, *Euplectes frivaldszkyi*. Dla dwóch gatunków chrząszczy jest to jedyne znane miejsce występowania w Polsce, a dla szeregu innych drugie (często po Puszczy Białowieskiej) lub trzecie ze znanych stanowisk w kraju. Opisywany obszar jest drugą najważniejszą po Puszczy Białowieskiej ostoją reliktowych puszczańskich chrząszczy, co jest bez wątpienia w dużej mierze zasługą ilości i jakości występującego tutaj martwego drewna. Teren jest ważny także dla ptaków. Występują tu wszystkie spotykane w Polsce gatunki dzięciołów, w czym obszar projektowanego Turnickiego Parku Narodowego upodabnia się do Puszczy Białowieskiej. Wśród tych dzięciołów warto wspomnieć o dwóch

gatunkach związanych z zamierającymi i martwymi drzewami – dzieciolę biało-grzbiętym i dzieciolę trójpalczastym.

W niektórych z wymienionych wyżej lasów gatunkom reliktowym udało się jeszcze przetrwać mimo współczesnej, dość intensywnej obecnie gospodarki leśnej. Wbrew głośzonym niekiedy tezom, nie jest to jednak dowód, że trwałe współistnienie tych gatunków da się pogodzić z ciągłym użytkowaniem lasu w ramach zrównoważonej, ale wielofunkcyjnej gospodarki. Dzisiejsze formy gospodarki leśnej są w tych obszarach zjawiskiem stosunkowo nowym, a nie trwałym. Nie ma żadnych przesłanek by twierdzić, że obecność reliktywów puszczańskich w tych warunkach jest trwała, a nie tylko „reliktowa”. Stan różnorodności biologicznej większości innych polskich lasów (i brak w nich gatunków „puszczańskich”) jest za to wyraźną przesłanką przeciwną takim tezom.

Biorąc to pod uwagę, należałoby w jak najkrótszym czasie wprowadzić ochronę takich lasów w zakresie pełnego dopuszczenia do swobodnego rozwoju ekosystemu leśnego i przebiegu zachodzących w nim procesów ekologicznych bez ludzkiej ingerencji. W przeciwnym razie, w związku z obserwowanym w ostatnich latach zanikaniem kolejnych fragmentów lasów o naturalnej dynamice i naturalnej strukturze ekologicznej, utracimy szansę na utrzymanie, a być może także odbudowanie się naturalnej leśnej bioróżnorodności. Przyczyną tego jest dynamicznie rozwijająca się pod względem technologicznym gospodarka leśna, na często wcześniej trudnodostępnych obszarach, które do niedawna utrzymywały swój naturalny charakter. W tym kontekście, dla ochrony saproksylobiontycznej flory, fungi i fauny, kluczowe jawi się utworzenie proponowanego od dawna Turnickiego Parku Narodowego, powiększenie Parków Narodowych Białowieskiego i Bieszczadzkiego, ale także bierna ochrona rezerwatowa części innych kompleksów. Potrzebna jest także poprawa jakości ochrony w niektórych parkach narodowych, np. znaczne powiększenie obszarów ochrony ścisłej (biernej) w parkach, w których nadal utrzymują się w niektórych miejscach reliktowe gatunki puszczańskie (np. Roztoczański Park Narodowy, Magurski Park Narodowy).

„Zagospodarowanie dla rozpadu”

„Zagospodarowanie dla rozpadu” (z angielskiego *management for decadence*; używany bywa też trudno przetłumaczalny na polski termin „*morticulture*”) oznacza działania, których celem jest wzbogacenie ekosystemu leśnego w martwe drewno. Zaawansowane badania z zakresu ekologii – w tym głównie badania nad dynamiką populacji rzadkich gatunków bezkręgowców – wykazują, że w wielu przypadkach samo zaniechanie praktyki wyjąłowania ekosystemu nie wystarcza, by zachowane zostało bogactwo gatunkowe lasu naturalnego. Im mniejsza ilość (w metrach sześciennych) martwego drewna, tym większa odległość dzieląca jego poszczególne sztuki. Zamieszkiwany przez owady i inne organizmy kawałek martwego drewna nie jest ich domem „na zawsze”. Ten dom, będący jednocześnie pastwiskiem, „zużywa” się z biegiem czasu, przestając odpowiadać dotychczasowym lokatorom. Wprowadzają się doń nowi mieszkańcy, „gustujący w czymś starszym”, podczas gdy dawni muszą „rozglądać się” za czymś świeższym.

Co się stanie z płazami zamieszkującymi zanikający staw, jeśli w odległości możliwej do pokonania przez te zwierzęta nie ma innego zbiornika wodnego? Czy wywieziony z Australii koala po zjedzeniu dostarczonych mu liści eukaliptusa, zdoła sam dotrzeć do najbliższego drzewa tego rodzaju? Te same dylematy dotyczą licznych gatunków zamieszkujących martwe drewno. Wiele z nich, ściśle wyspecjalizowanych do życia w określonym rodzaju butwiejącego drewna, odznacza się niewielką mobilnością. Są to m.in. nietlotne owady, pajęczaki, nicienie, mięczaki. Wydłużenie niezbędnego do pokonania dystansu ponad możliwości danego organizmu oznacza jego śmierć. Jeśli np. dany gatunek zasiedla jedynie grube, ponad czterdziestocentymetrowej średnicy kłody martwego drewna, to w lesie naturalnym Białowieskiego Parku Narodowego może on liczyć na znalezienie odpowiedniego siedliska (pod względem stopnia rozkładu, gatunku) w postaci średnio 7 m bieżących takich kłód dostępnych w promieniu do 5,6 m (Ryc. 2). Jednak, w przeciętnym polskim lesie gospodarczym, najbliższa odpowiednia kłoda może być oddalona o kilometry. Czy w takich warunkach uda się powolnemu, związanemu z martwym grubowymiaryowym drewnem żyjątku „dodreptać” do odpowiedniego mikrosiedliska, czy będzie to równie trudne jak wędrówka koali z Europy do eukaliptusów w Australii?

W takich przypadkach konieczna jest interwencja ułatwiająca zagrożonym organizmom kolonizację nowego substratu. Polega ona przede wszystkim na sztucznym zwiększaniu ilości martwego drewna w lesie.

Ted Green – znany autorytet w sprawach ochrony starych drzew w Wielkiej Brytanii – powiedział na widok bogatej w owocniki grzybów, grabowej kłody w Białowieskim Parku Narodowym, że ich „nie stać na takie marnotrawstwo”. Zapytany, co przez to rozumie (czy przypadkiem nie żal mu „zmarowanego surowca?”), stwierdził że u nich oznaczałoby to marnotrawstwo rzadkich już grzybów powodujących rozkład drewna. Taka kłoda dla odbudowy ekosystemów leśnych Anglii byłaby tym, czym jest zakwas niezbędny przy wypieku chleba.

Przykłady takich działań są coraz częstsze. Obejmują np. ścinanie i pozostawianie ściętych drzew w lesie (zwiększanie ilości martwego drewna leżącego), uśmiercanie drzew przez nacięcie obrączki wokół pnia (wzbogacenie lasu o stojące martwe drzewa), odstrzeliwanie fragmentów drzew, ułatwianie infekcji zdrowych drzew poprzez ich zranienie i zetknięcie z „zakażonym” martwym drewnem, rozmaite sposoby uszkodzenia drzew w celu zainicjowania rozwoju mikrosiedlisk nadrzewnych, wycinanie w drzewach dziupli itp. Rozwinęła się cała sztuka kształtowania pojedynczych drzew w sposób wzmacniający ich znaczenie dla różnorodności biologicznej – tzw. ekoarborystyka, a jej elementem jest np. w pewnych przypadkach inicjowanie rozwoju wypróchnień. Celowe uszkodzanie młodszych drzew, tak by nabrały cech właściwych drzewom starsym i by wykształciły się na nich martwe fragmenty, określane jako ich „weteranizacja”, stało się jednym z narzędzi ochrony przyrody. Dotyczy to zarówno drzew w parkach i zadrzewieniach, jak i w lasach.

W rezerwacie Abernethy, w północnej Szkocji, elementem planu ochrony jest np. odstrzeliwanie koron starych sosen, by zapewnić odpowiednie zagęszczenie martwych stojących pni – miejsc lęgowych dla czubatki *Parus cristatus*. W rezerwach Wielkiej Brytanii i Holandii, gdy brakuje martwego drewna, często są planowane i podejmowane działania polegające na obrączkowaniu bądź obalaniu i pozostawianiu w lesie wybranych drzew. Powszechne stało się też na świecie myślenie, że „jakość martwego drewna jest ważniejsza od jego ilości”, tzn. że dla zachowania pełni różnorodności związanych z nim organizmów konieczna jest różnorodność form, rozmiarów i stopni rozkładu martwego drewna; w tym obecność butwiejących grubych kłód i martwych drzew stojących.

W lasach borealnych, np. w Szwecji i Finlandii, jedną z technik ochrony różnorodności biologicznej stało się kontrolowane wypalanie lasu i pozostawianie uśmierconych w ten sposób drzew jako siedlisk kluczowych dla ginących gatunków związanych z martwym drewnem w miejscach ciepłych i prześwietlonych.

W lasach bukowych południowej Szwecji jedną ze stosowanych technik poprawy walorów przyrodniczych danych lasów gospodarczych jest „weteranizacja” buków, realizowana

przez wycinanie w ich pniach wnęk, częściowe lub całkowite uszkodzanie i zdzieranie kory lub częściowe opalenie nasady pnia.

Na kilku powierzchniach w Szwecji i Norwegii wdrożono, w latach 2010–2012, przedsięwzięcie polegające na sztucznym tworzeniu mikrosiedlisk na ok. 120-letnich dębach: wycinaniu, otworów przypominających naturalne dziuple i wnęki, uszkodzaniu kory w szyi korzeniowej, obłamywaniu konarów, obrączkowaniu konarów – z intencją stworzenia siedlisk dla owadów i grzybów; zasiedlenie tak powstałych struktur jest sukcesywnie badane.

We Włoszech, w rezerwacie Bosco della Fontana k. Mantui, dla szybkiego odtworzenia zasobów martwego drewna i szybkiej poprawy siedlisk ksylobiontów, stosowano m.in. odstrzeliwanie pni drzew za pomocą materiałów wybuchowych i sztuczne tworzenie wykrotów przez obalanie drzew traktorem.

Inicjowanie próchnienia drzew, przez odpowiednie ich nacinanie, jest środkiem stosowanym niekiedy do ochrony pachnicy próchniczki (Fot. 190), zwłaszcza gdy potrzebne jest szybkie naprawienie problemów z ciągłością siedliska gatunku i z funkcjonowaniem korytarzy ekologicznych. Takie działania ujęto np. w programie ochrony tego gatunku na Litwie i Łotwie.

Eksperymentalnym kierunkiem w ochronie przyrody jest infekowanie żywych drzew grzybnią gatunków powodujących rozkład drewna, by przyspieszyć rozwój niektórych typów mikrosiedlisk nadrzewnych, np. wypróchnień i dziupli. Eksperymenty prowadzono także w Polsce, w Katedrze Ochrony Lasu i Ekologii SGGW.

Wzbogacenie lasu w martwe drzewa metodami ochrony czynnej przynosi zwykle pozytywne efekty, przynajmniej jeśli chodzi o różnorodność gatunków owadów i grzybów. Pozytywne skutki dla innych grup organizmów są mniej jednoznaczne. Efekt zależy od wielu czynników, m.in. od aktualnego stanu różnorodności biologicznej (obecności w sąsiedztwie przynajmniej resztkowych populacji ksylobiontów, które mogłyby zasiedlić tak dostarczony substrat) i od gatunku drzewa (w kilku badaniach pokazano, że szczególnie cenny pod tym względem jest grab).

W Polsce prowadzono również – na razie na skalę eksperymentalną – działania polegające na świadomym zaszczepianiu (infekowaniu) drzew grzybnią wybranych gatunków grzybów rzadkich i chronionych związanych z drzewami, w celu opracowania metod czynnej ochrony tych organizmów. Działania te dotyczyły m.in.: jodłownicy górskiej *Bondarzewia mesenterica* (Fot. 143) związanej z wiekowymi jodłami; żagwicy listkowej (Fot. 121), która zasiedla dęby, buki i graby oraz soplówek – bukowej (Fot. 204) i jodłowej (Fot. 133). W środkowej Polsce eksperymentalnie zainfekowano kilka żywych modrzewi fragmentami grzybni pniarka (modrzewnika lekarskiego; Fot. 201), którego byt związany jest ze starymi i grubymi, ale osłabionymi i zamierającymi modrzewiami.

5.3. Rozległe zaburzenia – niechciany dar przyrody?

Pozostawienie w lesie pojedynczych martwych drzew zwykle nie budzi już dziś kontrowersji. Co innego jednak, gdy w krótkim czasie dochodzi do śmierci wielu drzew na znacznej powierzchni. A przypadki takie zdarzają się (patrz rozdz. 2.2) np. wskutek wichur, pożarów, masowych chorób drzew lub gradacji niektórych gatunków owadów. Niekiedy przybierają skalę określaną jako „katastrofa ekologiczna”. Intuicyjnym odruchem jest zwykle próba „naprawienia zniszczonego lasu” – wycięcie i usunięcie wszystkich zniszczonych drzew i jak najszybsze posadzenie nowych. Wielu leśników uważa, że w takiej wyjątkowej sytuacji ekologicznej wszelkie rozważania na temat roli pozytywnej martwych drzew należy odłożyć na bok. Czy jednak na pewno?

W warunkach naturalnych, przy braku ingerencji człowieka, z reguły po zaburzeniu, także obejmującym dużą powierzchnię, niemal zawsze następuje spontaniczna regeneracja lasu. W wielu przypadkach jest ona szybka. Jej możliwości są często niedoceniane, a opinie o „całkowitym zniszczeniu” lasu są często raczej wynikiem wstrząsu na widok lasu po przejściu pożaru, wichury czy powodzi. Co więcej, gdy las po katastrofie sprawia wrażenie zupełnie zniszczonego, część drzew zwykle przeżywa, nawet gdy są mniej lub bardziej uszkodzone. Oprócz żywych drzew, pozostałości po katastrofie to także powstałe złomy, wywroty, opalone pnie, martwe fragmenty drzew (szczegóły zależą od rodzaju zaburzenia, np. pożar, wiatrołom). Stanowią one ważne elementy struktury odtwarzającego się ekosystemu i mogą mieć na przyszłość duże znaczenie dla jego funkcjonowania i dla różnorodności biologicznej. W ekologii elementy takie określa się jako „dziedzictwo zaburzenia” (*disturbance legacy*), a badaniu ich wpływu na późniejszą regenerację poświęca się w ostatnich latach dużo uwagi.

Najczęściej „uprzątnięcie zniszczonej powierzchni”, poprzez usunięcie takich elementów, okazuje się dla ekosystemu kolejnym intensywnym zaburzeniem, którego skutki kumulują się z pierwotnymi zniszczeniami. Szereg badań w tym zakresie, w tym wiele przytoczonych dalej danych literaturowych, pochodzi z lasów Ameryki Północnej, tam bowiem historia badania ekologicznych skutków wielkoskalowych zaburzeń jest najdłuższa, a samych przykładów takich zaburzeń jest więcej. Mimo odmienności uwarunkowań północnoamerykańskich wydaje się jednak, że stwierdzane prawidłowości ekologiczne są bardziej uniwersalne. Przykłady europejskie, choć mniej liczne, także są dostępne.

Jednym z najbardziej znanych europejskich przykładów wielkoobszarowego zaburzenia są wiatrowały i następcza gradacja kornika drukarza *Ips typographus*, do których doszło w latach

80. i 90. XX wieku w Lesie Bawarskim w Niemczech i sąsiadujących z nim lasach Szumawy w Czechach. W niemieckim Parku Narodowym Lasu Bawarskiego od ponad 40 lat stosowana jest konsekwentnie strategia biernej ochrony ekosystemów leśnych, w tym rezygnacji ze zwalczania kornika. Gdy wobec nasilającej się gradacji kornika drukarza w Parku Narodowym Lasu Bawarskiego (PNLB; 25 tys. ha) autorytety odpowiedzialne za ochronę przyrody zdecydowały się na pełną rezygnację z tzw. cięć sanitarnych, decyzyja ta spotkała się z bardzo silną krytyką ze strony leśników i przedstawicieli lokalnych społeczności. „Pozwolić na zmarnowanie tylu drzew?” Wskutek gradacji tego owada doszło do masowej śmierci drzewostanów oraz do akumulacji zasobów posuszu na średnim poziomie ok. 100 m³/ha; zamarłe świerczyny jednak spontanicznie zaczęły się odnawiać. Na Szumawie strategia postępowania wobec kornika była zróżnicowana przestrzennie i zmieniła się w czasie. Na znacznych powierzchniach podejmowano próby ograniczania gradacji poprzez usuwanie drzew zasiedlonych, a także usuwania martwych drzewostanów, a następnie wymuszonego odnowienia świerczyn; niektóre fragmenty lasu pozostawiono jednak naturalnym procesom. Stworzyło to szereg możliwości przeprowadzenia wieloaspektowych badań, porównujących ekologiczne skutki jednego i drugiego podejścia.

Tam, gdzie nie ingerowano, po ok. 15 latach powstały młode drzewostany świerkowe, na tyle już zwarte, by odtworzyć podstawowe funkcje ekologiczne szaty leśnej. Co interesujące, odnowienia zwykle skupiały się wokół martwych starych drzew, odtwarzając strukturę przestrzenną pierwotnego drzewostanu. W Lesie Bawarskim okazało się, że naturalne stadia sukcesyjne, jakie rozwinęły się po zniszczeniu drzew w wyniku gradacji kornika, stanowiące mozaikę fragmentów otwartych i bardziej zwartych oraz cechujące się dużymi ilościami martwego drewna, należą do najbogatszych gatunkowo lasów górskich w Europie Środkowej i mają bardzo dużą wartość przyrodniczą. Skutki gradacji kornika, czyli nierównomierne otwarcie pułapu lasu i powstanie wysokich zasobów butwiejącego drewna, pozytywnie wpłynęły na zespół chrząszczy saproksylicznych, w tym na występowanie gatunków uważanych gdzie indziej za silnie zagrożone i wymierające. Ze względu na takie efekty gradacji, kornika drukarza określono wręcz jako „gatunek zwornikowy” (ang. *keystone species*) dla utrzymania różnorodności biologicznej w górskim krajobrazie leśnym.

Wykazano też, że w ciągu kilku lat po masowej śmierci drzew do jakiej doszło w wyniku gradacji, nastąpił wzrost wymywania azotu i w konsekwencji wzrost stężeń azotanów

w potokach spływających z lasów, ale trwało to względnie krótko i było kompensowane przez bujniejszy rozwój roślin zielnych. Równocześnie, po zniszczeniu drzewostanu w wyniku gradacji, w niemal wszystkich grupach systematycznych organizmów wzrosła różnorodność gatunkowa, a jeszcze bardziej wzrosła liczba cennych gatunków z tzw. czerwonych list.

Zbadano też, jaki jest społeczny odbiór gradacji kornika i jej skutków, w tym wielkopowierzchniowego zamierania drzew, przez turystów odwiedzających Las Bawarski. Okazało się, że zachowują oni neutralne postawy w stosunku do gradacji kornika, natomiast jeśli chodzi o ich stosunek do ewentualnych działań polegających na zwalczaniu owada poprzez usuwanie zamierających drzew i sztuczne odnowienie lasu – nieznacznie przeważały postawy negatywne. Widok martwych drzew odbierany był tym bardziej pozytywnie, im bardziej respondenci byli świadomi istnienia parku narodowego i im bardziej park narodowy był głównym celem ich przyjazdu. Zmiany krajobrazu, będące wynikiem gradacji kornika, stały się jednak powodem polaryzacji postaw lokalnej społeczności i źródłem

lokalnych konfliktów politycznych. Dla części mieszkańców Lasu Bawarskiego „zielone świerkowe lasy” były częścią ich tożsamości, kornik postrzegany był więc jako siła niszcząca – za przyzwoleniem administracji parku narodowego – ich lokalną ojczyznę. Przez innych procesy zachodzące w wyniku gradacji kornika były postrzegane pozytywnie, jako „powrót do prawdziwej, dzikiej przyrody”. Opinia przedsiębiorców turystycznych co do wpływu gradacji kornika na rozwój turystyki była znacznie bardziej krytyczna niż postawy turystów: w większości uważali oni, że park powinien utrzymać „zdrowe, zielone lasy”. Co interesujące, postawy przedsiębiorców turystycznych były tym bardziej krytyczne, im dalej mieli oni do przekształconych przez korniki części parku. Odbiór społeczny ignorował fakt, że utrzymanie „zielonych lasów” nie było w ogóle możliwe i nie udało się także po czeskiej stronie granicy, gdzie próbowano przeciwdziałać gradacji.

Kiedy w latach 70. XX wieku powoływano Park Narodowy Lasu Bawarskiego jako pierwszy w Bawarii park narodowy, chronione w nim lasy nie wyróżniały się niczym szczególnym na tle

Fot. 211 (P. Pawlaczyk)
Martwe świerki po gradacji kornika drukarza *Ips typographus*; las pozostawiony do naturalnego rozwoju w Parku Narodowym Harz w Niemczech



Ekosystemy referencyjne:

ekosystemy, które decyzją zarządzającego lasem pozostawia się długotrwale (w założeniu wieczyście) bez użytkowania, aby stanowiły referencyjny punkt odniesienia dla drzewostanów kształtowanych przez gospodarkę leśną, umożliwiając porównywanie przebiegu procesów, cech strukturalnych lasu, różnorodności biologicznej. Zwykle stanowią także ostoje różnorodności biologicznej, stanowiąc siedliska gatunków związanych z mikrosiedliskami typowymi dla lasu naturalnego, a rzadkimi w lasach gospodarczych. W lasach Polski funkcjonują także pod nazwami „ekosystemów reprezentatywnych”, „obszarów nieobjętych gospodarowaniem”, „ostoje różnorodności biologicznej” lub „ostoje ksylobiontów”.

innych górskich lasów gospodarczych. Były to niemal lite, dobrze utrzymane świerczyny sztucznego pochodzenia. Dzisiaj, 50 lat później, dzięki swobodnemu przebiegowi gradacji kornika drukarza, ekosystem PNLB staje się ekosystemem naturalnym. Przyroda na nowo, „po swojemu”, urządza to, co człowiek od stuleci regulował, uprawiał i użytkował. W skali Europy jest to ewenement – nie dziwi więc fakt, że PNLB po gradacji kornika drukarza stał się największą atrakcją przyrodniczą całych Niemiec, odwiedzaną rocznie przez ponad 2 mln turystów. Według kalkulacji, przedstawionych już w 1995 r., przychody z turystyki w tym obszarze przewyższały czterokrotnie łączne koszty rezygnacji z pozyskania drewna i funkcjonowania parku narodowego.

W wyniku badań na Szumawie stwierdzono, że las pozostawiony samemu sobie po gradacji kornika szybko i dobrze się regeneruje, a powstające nowe pokolenie drzew cechuje się zróżnicowaniem, którego nie było w pierwotnym drzewostanie; gradację kornika i spontaniczną regenerację po niej uznano wręcz za sposób na odtwarzanie naturalnego charakteru lasów górskich, wcześniej zniekształconych przez gospodarkę leśną. Natomiast działania, które miały ograniczać rozprzestrzenianie owada znacznie pogłębiały zniekształcenia ekosystemu i utrudniały regenerację lasu. Także regeneracja runa była szybsza i łatwiejsza w miejscach, gdzie drzew martwych nie usunięto, a sama gradacja kornika miała na runo znacznie mniejszy negatywny wpływ, niż czynności podejmowane w celu jej zwalczania. Na powierzchniach pokornikowych dla naturalnego odnowienia się świerka kluczowa była obecność martwych nieokorowanych kłód. Sumarycznie, zarówno po niemieckiej, jak i po czeskiej stronie granicy, strategia nieingerencji oceniana jest jako bardziej odpowiadająca wymogom ochrony istniejących tak w Niemczech, jak i w Czechach obszarów Natura 2000 i parków narodowych.

Doświadczenia Lasu Bawarskiego polegające na stosowaniu ochrony biernej, także w warunkach wielkoobszarowych gradacji kornika w świerczynach, biorąc pod uwagę ochronę przyrody, ocenione zostały pozytywnie. Podejście takie rozciągnięto więc także na inne obszary chronione. Taki sam sposób postępowania przyjęto dla większości świerczyn w niemieckim Parku Narodowym Harz (Fot. 211). Podejście to wpisuje się w ogólny cel ochrony naturalnych procesów na co najmniej 2% powierzchni Niemiec i na co najmniej 75% powierzchni każdego z parków narodowych, co ma być osiągnięte w ciągu kilkunastu lat. Ochrona bierna w niemieckich parkach jest dość konsekwentna: nawet ze względów bezpieczeństwa obcinane są tylko górne części drzew przy drogach publicznych, ale już przy szlakach i ścieżkach martwe drzewa często nie są obalane, a tym bardziej usuwane. Tylko w kilkusetmetrowej strefie buforowej na obrzeżach parków zwykle usuwa się posusz czynny, ze

względem na obawy właścicieli lasów sąsiadujących.

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

W Parku Przyrody Witosza k. Sofii w Bułgarii także przyjęto pozostawianie bez ingerencji lasów w rdzeniowych częściach parku, przy czynnej ochronie stref brzegowych. Dynamika drzewostanów świerkowych w tym masywie zawsze w znacznym stopniu kształtowana była przez gradację kornika, podkreślając znaczenie pozostawienia takich powierzchni do naturalnej regeneracji.

W Polsce, po wielu dyskusjach i nie zawsze udanych próbach czynnej ochrony, znaczny obszar świerczyn ze świerkami zniszczonymi przez kornika (na co złożyły się: wiatrołomy, gradacja kornika) został pozostawiony bez ingerencji w Gorczańskim Parku Narodowym. Podejście to okazało się trafne: stosunkowo szybko pojawiły się sukcesyjne laski jarzębinowe i odnowienia świerkowe, w tym na butwiejących kłodach, a biernie chronione powierzchnie stały się znaczącą ostoją dzięcioła trójpalczastego *Picoides tridactylus*, włośchatki *Aegolius funereus* i głuszca *Tetrao urogallus*. Również w Tatrzańskim Parku Narodowym, zarówno po stronie polskiej, jak i słowackiej, znaczne powierzchnie świerczyn po gradacji kornika (w tym powierzchnie po wcześniejszych wiatrołomach) w strefie ochrony ścisłej są pozostawiane bez ingerencji. Jak na razie, choć obserwuje się wielkopowierzchniowe procesy zamierania świerka, nie odnotowano negatywnych skutków tych procesów dla różnorodności biologicznej.

W obszarach, których głównym celem jest ochrona przyrody, dotychczasowe doświadczenia z zastosowania ochrony biernej w przypadku gradacji owadów w świerczynach Europy wydają się więc pozytywne; nawet zamarcie świerków na znacznych powierzchniach nigdzie nie okazało się w dłuższej perspektywie czasowej klęską dla różnorodności biologicznej, jednak pod warunkiem, że martwe drzewa pozostawiono.

W Polsce znanym obiektem umożliwiającym badanie spontanicznej regeneracji lasu po wielkoskalowym zaburzeniu – w tym przypadku po wiatrołomie – jest tzw. Las Ochronny „Szast” w nadleśnictwie Pisz (Fot. 212). Po wichurze w 2002 r., która spowodowała m.in. zniszczenie drzew na 17 tys. ha w północno-wschodniej Pol-

sce, powstała koncepcja pozostawienia do całkowicie spontanicznej regeneracji ok. 3 tys. ha powierzchni dotkniętej żywiołem, wraz z powalonymi drzewami, jako tzw. lasu referencyjnego, który umożliwi śledzenie i badanie reakcji ekosystemu na zaburzenie. Ostatecznie pozostawiono 475 ha uznanych za „lasy ochronne o szczególnym znaczeniu naukowym i przyrodniczym”, co i tak było pionierskim i unikatowym rozwiązaniem. Dało to okazję do badania naturalnej regeneracji ekosystemu po wielkoskalowym zaburzeniu oraz do porównania jej efektów z wynikami tradycyjnego podejścia, zastosowanego w sąsiednich lasach, polegającego na usunięciu uszkodzonych i zniszczonych drzewostanów i sztucznym odnowieniu drzewostanu. Badania objęły różne aspekty różnorodności biologicznej i stanu lasu. Porównanie lasu spontanicznie regenerującego się po wiatrołomie w tym obiekcie z lasem sztucznie odnowionym w Puszczy Piskiej stało się przedmiotem wielu publikacji. Jak się okazało, mimo fizjonomicznego wrażenia „zupełnie zniszczonego lasu”, ponad 50% drzew przeżyło wicher. Tam, gdzie pozostawiono połamane przez wiatr drzewa i pozwolono na regenerację ekosystemu na drodze naturalnych procesów, odnowienia są wprawdzie mniej liczne i mniejszych rozmiarów, ale zdrowsze i lepiej zmykoryzowane, zróżnicowane wiekowo i przestrzennie, o bogatszym składzie gatunkowym. Można przypuszczać, że za kilkadziesiąt lat spontanicznie

powstanie i dojrzeje nowy drzewostan z odnowienia naturalnego, a taki las będzie przyrodniczo i strukturalnie bogatszy i bardziej odporny na zniekształcenia. Silniejszy okazał się opór środowiska przeciw wnikaniu gatunków synantropijnych i patogenicznych, w tym grzyba korzeniowca wieloletniego *Heterobasidion annosum* powodującego hubę korzeni. Powierzchnie z pozostawionymi martwymi drzewami okazały się także cenne pod względem różnorodności fauny chrząszczy, myko- i lichenobioty. Strategia nieingerowania w procesy naturalne po wielkopowierzchniowym zaburzeniu okazała się w tym obiekcie dobrą drogą do odbudowy ekosystemu, a pozostawienie drzew połamanych przez wiatr pozytywnie wpłynęło na wartości przyrodnicze terenu.

Analogiczny dylemat zaistniał kilkakrotnie w Puszczy Białowieskiej, wobec powtarzających się gradacji kornika drukarza. Do początków XXI w. nasilenie gradacji skutkowało (przynajmniej w części Puszczy zarządzanej przez Lasy Państwowe, poza parkiem narodowym) automatyczną intensyfikacją cięć sanitarnych, które udaremniały proces renaturalizacji. Gradacje kornika stanowiły tymczasem szansę szybkiego przywrócenia puszczańskiemu charakteru ekosystemom – tak z punktu widzenia ich funkcjonowania (poprawa bilansu martwego drewna, naturalna wymiana składu gatunkowego), jak i z punktu widzenia atrakcyjności turystycznej. W początkach II dekady XXI w. wydawało się,



Fot. 212 (P. Pawlaczyk)
Las „Szast” w Puszczy Piskiej – po wicherze w 2002 r. pozostawiony do naturalnej regeneracji. Obraz z 2014 r.

że sposób zarządzania Puszcą przechylił się na stronę bardziej konsekwentnej ochrony. W planach urzędzenia lasu, w planie zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 i w zasadach funkcjonowania obiektu Światowego Dziedzictwa Ludzkości UNESCO przesądzone, że lasy z drzewami ponad 100-letnimi będą pozostawione bez ingerencji. Gdy jednak po 2012 r. doszło do dużej gradacji kornika, ustalenia te zostały zakwestionowane przez leśników i władze państwowe. Podjęte zostały próby wycinania

zamarłych świerków. Protesty przyrodników, sprzeciw UNESCO i wyrok Trybunału Sprawiedliwości UE z 17 kwietnia 2018 r. (stwierdzający, że decyzje o cięciach podjęte zostały z naruszeniem wymogów prawa UE) zatrzymały cięcia. Świerczyny z zamarłymi świerkami i tu lepiej jest pozostawić naturalnym procesom, tym bardziej, że szczególne wartości przyrodnicze tego kompleksu leśnego dotyczą właśnie znacznej jego naturalności.

5.4. Martwe drewno a zagrożenia bezpieczeństwa

Pozostawianie martwych drzew budzi często obawy o bezpieczeństwo ludzi. Obawy, że takie drzewa mogą się łatwo złamać lub przewrócić są współcześnie głównym powodem ich usuwania.

Oczywiście, ryzyko takie zawsze istnieje, podobnie zresztą jak w przypadku drzew żywych. Jednak taka troska o bezpieczeństwo łatwo może prowadzić do eliminacji elementów ważnych ekologicznie.

Ryzyko stwarzane przez stojące martwe drzewa jest zróżnicowane i silnie zależne np. od gatunku drzewa, powodów jego śmierci, ukształtowania, warunków glebowych i wielu innych czynników. Martwe dęby lub sosny mogą zwykle stać dziesiątki lat. Martwe buki, jesiony czy świerki nieco łatwiej ulegają złamaniom lub obłamaniom konarów.

Problem zapewnienia bezpieczeństwa ludzi przy pozostawianiu martwych drzew jest powszechny na świecie. Zwykle jednak nie dąży się do usuwania wszystkich drzew „potencjalnie niebezpiecznych”, ale do kompromisów między bezpieczeństwem a zachowaniem przyrodniczej, krajobrazowej i kulturowej roli martwych drzew. Poszukuje się rozwiązań pozwalających zapewnić akceptowalny poziom bezpieczeństwa przy jednoczesnym maksymalnym zachowaniu martwych drzew jako elementów ważnych dla różnorodności biologicznej. Często akceptuje się pewne ryzyko, koncentrując się tylko na ostrzeganiu ludzi o nim. Zwykle stosuje się strefowanie dostępnego publicznie lasu – poprzez wyznaczenie stref „bardziej naturalnych”, w których akceptuje się wyższe ryzyko, martwe drzewa pozostawia się w szerokim zakresie, a o bezpieczeństwo dba raczej ostrzegając ludzi, oraz wyznaczenie stref przy publicznych drogach i szlakach, w których przyjmuje się niższy poziom dopuszczalnego ryzyka. Przy kształtowaniu takiego strefowania i zasad udostępnienia rozważa się nie tylko ryzyko stwarzane przez drzewa dla ludzi, ale także ryzyko stwarzane przez ludzi dla drzew (np. wydeptywanie gleby w zasięgu korzeni „drzew-weteranów”). Oczywiście, na obszarach chronionych, na które ludzie wchodzą intencjonalnie i świad-

omie (np. rezerваты, parki narodowe) akceptowalny poziom ryzyka dla ludzi powinien być znacznie wyższy niż w miejscach, gdzie ludzie pojawiają się z innych, niezwiązanych z lasem powodów (np. drogi publiczne). Poziom akceptowalnego ryzyka dla pracownika leśnego będzie znacznie wyższy niż akceptowalne ryzyko dla „przeciętnego przechodnia”. Dopuszczalny poziom ryzyka, uważany za dochowanie obowiązku „należytej staranności” ze strony właściciela drzew, jest różny w różnych krajach i silnie zależny od uwarunkowań kulturowych, w tym od poziomu społecznego docenienia walorów drzew. Na przykład w podręczniku ochrony „*veteran trees*” D. Lonsdale’a opublikowanym przez English Nature sugeruje się, że progiem akceptowalności w miejscach publicznych powinien być 1 wypadek na 10 000 ludzi rocznie – podczas gdy np. w polskim społeczeństwie takie ryzyko byłoby komentowane jako bardzo wysokie.

Do oceny ryzyka konieczne są okresowe przeglądy bezpieczeństwa w miejscach wzmożonego przebywania ludzi – tym częstsze i bardziej dogłębne, im poziom akceptowalnego ryzyka w danym miejscu jest niższy. W literaturze dostępne są wzorcowe protokoły metodyczne do takich przeglądów. Najważniejsze jest jednak, by wyniku przeglądu nie interpretować jako automatycznej przesłanki do usuwania każdego drzewa „niebezpiecznego”, a traktować ten wynik tylko jako wstęp do zważenia określonego ryzyka z przesłankami (w tym: ekologicznymi, krajobrazowymi, edukacyjnymi) przemawiającymi jednak za pozostawieniem drzewa.

Niekiedy stosuje się techniczne rozwiązania zmniejszające ryzyko, ale zachowujące martwe drzewo przynajmniej w części – np. odstrzelanie, odłamywanie lub ewentualnie odcinanie konarów. Pozostawia się jednak stojący martwy pień, który zwykle jest bardziej stabilny niż całe drzewo, a nadal może być miejscem rozwoju grzybów, owadów i innych organizmów, powstawania dziupli itp. Takie rozwiązania są znacznie droższe i bardziej kłopotliwe niż proste ścięcie drzewa, ale umożliwiają zachowanie dużej części walorów przyrodniczych, a także są pomocne w kształtowaniu świadomości spo-



Fot. 213 (P. Pawlaczyk)
Takie złamane drzewo nie stwarza oczywiście żadnego zagrożenia, nawet w miejscu publicznym. Park Narodowy Harz, Niemcy

łecznej. Pniaki po ściętych drzewach w rezerwacie przyrody czy w parku narodowym – nawet, gdy ich ścięcie było zasadne i konieczne – to element wizualny niosący antyprzyrodnicze przesłanie, nieuchronnie kłócące się ze staraniami o edukację odwiedzających w zakresie szacunku dla przyrody i jej ochrony.

Decyzja o ścięciu martwego drzewa, jeśli już zapada, to zwykle nie jest automatyczna, a poprzedzona indywidualną oceną ryzyka stwarzanego przez każde konkretne drzewo, porównywaną z oceną jego wartości przyrodniczej. Gdy ścięcia drzewa nie da się uniknąć, powinno ono zostać pozostawione jako leżące na gruncie, gdyż w tej pozycji już nikomu i niczemu nie zagraża. Różne techniki ekoarborystyczne umożliwiają ukształtowanie obciętych pni lub kikutów obciętych konarów na wzór naturalnych złamań, tak by zainicjować rozwój odpowiednich mikrosiedlisk (a nie pozostawić płaską powierzchnię cięcia), a równocześnie uniknąć negatywnego przekazu edukacyjnego. Podobnie zresztą kształtować można powierzchnie przecięcia leżących pni, gdy ich przecinania nie da się już uniknąć, np. ze względu na zablokowanie drogi (Fot. 225).

W większości polskich parków narodowych w zadaniach ochronnych i planach ochrony akcentowane jest zagadnienie bezpieczeństwa ludzi, będące przesłanką do usuwania „drzew zagrażających bezpieczeństwu” przy drogach publicznych, szlakach turystycznych i innych miejscach udostępnionych, a niekiedy nawet przy drogach leśnych. Takie działania ochronne planowane są nawet w strefach ochrony ścisłej,

choć zwykle wówczas stosowane jest pozostawianie drewna na gruncie. Zagadnienie to jest mocno eksponowane od 2012 r., kiedy to we wszystkich polskich parkach narodowych rozpoczęto „akcyjne” działania w tej sferze, na polecenie Ministerstwa Środowiska, po tragicznym wypadku, do którego doszło w Ojcowskim Parku Narodowym. Paradoksalnie jednak wypadek ten nie miał nic wspólnego z martwymi drzewami.

Troska o bezpieczeństwo turystów jest ważna, ale zdarza się, że argument bezpieczeństwa jest nawet w parkach narodowych nadużywany i w szerokim pasie wzdłuż szlaków usuwane są wszystkie drzewa z jakimkolwiek uszkodzeniem (a tym samym wszystkie drzewa biocenotyczne), nie mówiąc już o martwych drzewach stojących. Dewastuje to wizerunek naturalnej przyrody parku narodowego lub rezerwatu i niewczy przesłanie edukacyjne o szacunku dla przyrody, kierowane do odwiedzających obszar chroniony (por. rozdz. 6).

Przykładem nadużycia argumentu bezpieczeństwa ludzi było postępowanie Lasów Państwowych w Puszczy Białowieskiej w latach 2015-2016, gdzie – pod pretekstem „troski o bezpieczeństwo” – usuwano zamarłe pod wpływem żerów kornika świerki także w miejscach odległych od uczęszczanych dróg i szlaków, nie oceniwszy wpływu takich działań na walory decydujące o uznaniu Puszczy za obszar Natura 2000 i obiekt Światowego Dziedzictwa Ludzkości UNESCO. Dopiero postanowienie Trybunału Sprawiedliwości UE i wystąpienie UNESCO przerwało ten proceder.

Wypadek w Ojcowskim Parku Narodowym w 2012 r.

W maju 2012 r. doszło do tragicznego w skutkach zdarzenia: dwa drzewa, ok. 40-letni buk i ok. 20-letni jesion, nieoczekiwanie przewróciły się na uczestników wycieczki szkolnej. Zginęła 13-letnia dziewczynka, a inne dziecko zostało ranne. Drzewa były jednak żywe, nie miały żadnych możliwych do wcześniejszego zauważenia zewnętrznych uszkodzeń ani objawów zamierania.

Fot. 214 (P. Pawlaczyk)
Mały „łapacz rumoszu”
przed przepustem pod
drogą – dzięki niemu
można swobodnie
pozostawiać rumosz
drzewny w strumieniu
powyżej, bez obaw
o zatkanie przepustu.
Las Bregencki, Austria



Obawy ludzi budzą także niektóre zwierzęta zasiedlające mikrosiedliska nadrzeczne, np. gniazda szerszeni *Vespa crabro* w dziuplach drzew. Ewentualne zniszczenie takiego gniazda to jednak zniszczenie nie tylko szerszeni, ale i potencjalnego biotopu wielu cennych gatunków bezkręgowców (por. rozdz. 2.1).

Niekiedy podnoszone są obawy, że nagromadzenie masy martwego drewna stwarza znaczne zagrożenie pożarowe. Zwykle jednak drewno, zwłaszcza nieco silniej rozłożone, nie stanowi łatwopalnego materiału, ponieważ w związku z dużą higroskopijnością jest stosunkowo wilgotne. O zagrożeniu pożarowym decydują raczej drobne gałęzie, wyschnięte pozostałości roślin runa, a nie grubowymiarowe martwe drewno.

Pozostawianie martwego drewna w ciekach często budzi obawy o zwiększenie zagrożenia powodziowego. Pojedyncze, stabilne (np. zakotwiczone przynajmniej jednostronnie w brzegach) kłody raczej nie stwarzają ryzyka powodziowego. Na rzekach, na których taki rumosz drzewny jest pozostawiany, jak np. Drawa w Drawieńskim Parku Narodowym, zwykle nie obserwuje się spowodowanych tym faktem podtopień terenów przyrzecznych. Nawet, gdy kłoda tamuje częściowo nurt, zwiększenie poziomu wody przed nią nie przekracza zwykle kilku, maksymalnie kilkunastu centymetrów. Zwiększenie szorstkości koryta, ograniczenie prędkości przepływu i drobne podpiętrzenia wody, w tym także pojawianie się przepływów pozakorytowych, o ile występują na terenach



Fot. 215 (P. Pawlaczyk)
Takie drzewo na szlaku
kajakowym to atrakcja,
a nie zagrożenie! Drawa
w Drawieńskim Parku
Narodowym



Fot. 216 (P. Pawlaczyk)
Na popularnych szlakach kajakowych stosuje się niewielkie przecięcia pni przegradzających rzekę, zamiast usuwania martwych drzew. Jest to kompromis między ochroną przyrody a wygodą kajakarzy. Rzeka Brda

niezurbanizowanych, powinny być traktowane jako zjawiska wręcz pozytywne – bo mają charakter retencji korytovej ograniczającej ryzyko powodziowe (zmniejszając ryzyko zalania zurbanizowanych terenów poniżej).

Istotny problem powodziowy może jednak powodować mobilność rumoszu drzewnego i skumulowanie odkładania się takich transportowanych przez rzekę elementów drzewnych w miejscach krytycznych; powstawanie całych zatorów drzewnych, których oddziaływanie powodziowe może być już istotne. Miejscami „zatorogennymi” mogą być naturalne przewężenia i łuki, ale są nimi przede wszystkim konstrukcje hydrotechniczne – mosty o wąskim świetle, jazy, przepusty. Istnieje jednak arsenał środków technicznych pozwalających rozwiązać takie problemy. Podstawą jest właściwe projektowanie mostów i przepustów, tak by były w jak najniższym stopniu zatorogenne. Można stosować tzw. łapacze rumoszu drzewnego, tj. konstrukcje (np. z lin stalowych, pali wbitych w dno, prętów) pozwalające zatrzymywać spływające kłody przed wrażliwymi obiektami hydrotechnicznymi (Fot. 214). Rolę takich „pułapek na spływające drewno” mogą zresztą pełnić także naturalne elementy morfologii koryta. W Ameryce Północnej pokazano, że usuwanie zatorów z martwych drzew, podejmowane tam w celu udrożnienia cieków dla ryb, niekiedy paradoksalnie może przy najbliższym wezbraniu skutkować utratą stabilności koryta i uruchamianiem tych fragmentów drewna, które wcześniej były stabilne. Innym rozwiązaniem, stanowiącym kompromis między zachowaniem lub uzupełnieniem martwego drewna

w rzece z przyczyn ekologicznych a ograniczeniem związanego z nim ryzyka powodziowego, jest sztuczne stabilizowanie kłód, np. przez ich zakotwienie za pomocą środków technicznych. Zanim jednak rozpocznie się poszukiwanie rozwiązań technicznych, warto rozważyć, czy na danej konkretnej rzece lub jej odcinku ewentualne ryzyko powodziowe związane z zatorami drzewnymi jest w ogóle istotne i czy nie może być zaakceptowane. Dotyczy to np. leśnych odcinków cieków lub odcinków biegnących tylko wśród ekstensywnych użytków.

Pewne ryzyko i uciążliwości związane z drzewami w rzece powstaje także, gdy rzeka wykorzystywana jest masowo do rekreacji wodnej. Kłody w nurcie mogą być pewnym niebezpieczeństwem dla kajakarzy. Z drugiej jednak strony, obecność takich elementów i konieczność pokonywania takich przeszkód decyduje właśnie o atrakcyjności szlaku kajakowego, przynajmniej w postrzeganiu niektórych grup turystów (por. rozdz. 6). Na szlakach popularnych, tam gdzie mogą pojawiać się mało doświadczeni turyści, niekiedy stosuje się kompromis polegający na wykonywaniu w pniach drzew przegradzających rzekę niewielkich przecięć umożliwiających przepłynięcie (Fot. 216). Dla amatorów „kajakarstwa zwałkowego” takie ułatwienia są jednak dyshonorowe.

Na szlaku kajakowym Drawy, w Drawieńskim Parku Narodowym, od 1990 r. przyjęto dość konsekwentnie, że uciążliwy charakter szlaku kajakowego powinien być jednak zachowany, tj. że martwe drzewa nie powinny być usuwane – pod presją społeczną akceptuje się co najwyżej wycinanie w nich wąskich przepływów.

Polecana literatura do rozdziału 5:

- Bače R., Svoboda M., Vítková L. 2019. Management guidelines for forest managers in Central European temperate forests. Department of Forest Ecology, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life, Praha, 31 s.
- Bauhus J., Puettmann K., Messier Ch. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525-537.
- Bengtsson V., Hedin J., Niklasson M., 2013. Veteranisation of Oak - managing trees to speed up habitat production. W: Rotherham I.D., Handley C., Agnoletti M., Samojlik T. (red.). *Trees Beyond the Wood: an exploration of concepts of woods, forests and trees*. Wildtrack Publishing, Sheffield: 61-68.
- Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej 2020. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2015-2019. BULiGL, Sękocin Stary, 787 s.
- Boćkowski M., Bara I., Michalski R. (red.) 2018. Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie, 400 s.
- Borowski J., Piętka J. 2014. Możliwości odtwarzania mikrośrodowisk bezkręgowców saproksylicznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 232-239.
- Buchholz L. 1991. Stan aktualny i perspektywy kształtowania się ekosystemów Puszczy Bukowej koło Szczecina ze szczególnym uwzględnieniem jej części rezerwatowej, na podstawie obserwacji fauny chrząszczy z nadrodziny sprężyków (Coleoptera, Elateroidea). *Prądnik, Prace i Materiały Muzeum im. prof. Władysława Szafera* 4: 103-111.
- Buchholz L., Ossowska M. 1995. Entomofauna martwego drewna – jej biocenotyczne znaczenie w środowisku leśnym oraz możliwości i problemy ochrony. *Przegląd Przyrodniczy* 6, 3-4: 93-105.
- Bujakiewicz A. 2003. Puszcza Białowieska ostoją rzadkich i zagrożonych grzybów wielkoowocnikowych. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 22, 3: 323-346.
- Carpaneto G.M., Audisio P., Bologna M.A., Roversi P.F., Mason F. (red.) 2017. Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 1-297.
- Cavalli R., Manson F. 2003. Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation LIFE Nature project NAT/IT/99/ 6245 «Bosco della Fontana» (Mantova, Italy).
- Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J.B., Klama H., Mułenko W., Żarnowiec J. 1996. Relikty lasu puszcząńskiego. Zjawiska reliktowe. *Phytocenosis* 8 (N.S.), *Seminarium Geobotanicum* 4: 47-64.
- Davis C., Fay N., Mynors Ch. 2000. *Veteran Trees: A guide to risk and responsibility*. English Nature, Peterborough, 11 s.
- Domian G., Kałucka I., Kędra K., Kujawa A., Ławrynowicz M., Pawłowska J., Ruskiewicz-Michalska M., Sierota Z., Wrzosek M. 2015. Zmiany w ochronie gatunkowej grzybów wielkoowocnikowych 2004-2014. *Polskie Towarzystwo Mykologiczne*, Warszawa, 67s. [http://www.ptmyk.pl/wp-content/uploads/2018/11/broszura_ochrona_ze-zdj%C4%99ciami.pdf].
- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych 2012. Instrukcja ochrony lasu. Załącznik do Zarządzenia nr 57 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 22 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 124 s.
- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych 2012. Instrukcja urządzania lasu. Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 287 s.
- European Environmental Agency 2015. Forest: deadwood. Indicator Specification, Indicator codes: SEBI 018.
- Fay N. 2007. Towards reasonable tree risk decision-making? *Arboricultural Journal* 30, 2: 143-161.
- Forestry Commission 2011. Common sense risk management of trees. Edinburgh, 104 s.
- Fry R., Lonsdale D. (red.) 1991. Habitat conservation for insects – a neglected green issue. Middlesex: *The Amateur Entomologist* 21: 1-262.
- de Groot M., Zapponi L., Badano D., Corezzola S., Mason F. 2016. Forest management for invertebrate conservation. *Italian Journal of Agronomy* 11: 32-37.
- Gutowski J.M. 2005. Bawarski Las żyje. *Las Polski* 13-14: 12-13.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Jaroszewicz B., Niedziałkowski K., Zieliński S. 2016. Wybrane problemy w ochronie przyrody w Polsce i proponowane kierunki zmian. *Biuletyn Komitetu Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk* 2014-2015, 5-6: 39-53.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K., Zub K. 2010. Sukcesja saproksylicznych chrząszczy (Coleoptera) na powierzchniach pohuraganowych w drzewostanach sosnowych Puszczy Piskiej. *Leśne Prace Badawcze* 71, 3: 279-298 + aneks.
- Gutowski J.M., Przewoźny M. 2013. Program NATURA 2000 jako narzędzie ochrony chrząszczy (Coleoptera) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 32 Supl.: 5-40.
- Kahlen I. 2000. Der mystische Baum. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 27-28.
- Kramarz P., Pociask M., Michalski R. 2020. Charakterystyka przyrodnicza obszaru otuliny Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie, 399 s.

- Kraus D., Krumm F. (red.) 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute, 284 s.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget Ch. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11, 5: 1027-1039.
- Lindenmayer D. B., Burton Ph. J., Franklin J. F. 2012. *Salvage Logging and Its Ecological Consequences*. Island Press, 246 s.
- Lonsdale D. 2013. Ancient and other veteran trees: further guidance on management. The Tree Council, London, 202 s.
- Mason F., Zapponi L. 2015. The forest biodiversity artery: Towards forest management for saproxylic conservation. *Journal of Biogeosciences and Forestry* 9: 205-216.
- Makomaska-Juchiewicz M. (red.) 2010. *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*, Warszawa, 408 s.
- Makomaska-Juchiewicz M., Bonk M. (red.) 2015. *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część IV. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*, Warszawa, 424 s.
- Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.) 2012. *Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II-III. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*, 519+748 s.
- Mróz W. (red.) 2010-2015. *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I-IV. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska*, Warszawa, 311+320+338+327 s.
- Nilsson S.G. 1997. Biologisk mångfald under tusen år i det sydsvenska kulturlandskapet. *Svensk Botanisk Tidskrift* 91: 85-101.
- Nilsson S.G., Arup U., Baranowski R., Ekman S. 1994. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology* 9, 5: 1208-1215.
- Nilsson S.G., Hedin J., Niklasson M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research, Suppl.* 3: 10-26.
- Pawlaczyk P. 2016. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody. W: Wikło A. (red.) – Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, Warszawa, 28 października 2015. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 59-86.
- Pawlaczyk P. 2017. Funkcje przyrodnicze lasu po wielkoskalowych zaburzeniach. Przegląd literatury – przyczynek do wyboru strategii postępowania, Klub Przyrodników [https://www.kp.org.pl/pdf/stanowiska/ktg/2017-08-28_przyroda_las_po_zaburzeniach.pdf].
- Pawlaczyk P. 2020. Drzewa martwe i mikrosiedliska nadrzewne w ocenie stanu i planowaniu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 17-32.
- Pawlaczyk P., Bohdan A., Grzegorz A. 2016. Próba oceny zarządzania najcenniejszymi lasami w Polsce. Stowarzyszenie Pracownia na rzecz Wszystkich Istot Oddział Podlaski, 96 s. [http://www.kp.org.pl/pdf/raport_zarządzanie_lasami_2016.pdf].
- Persson J., Manus S. 1990. A richer forest: state-of-the-art in the 1990s as regards nature conservation and ecology. National Board of Forestry, Jönköping, 133 s.
- Piętka J. 2000. Modrzewnik lekarski – ginący grzyb leczniczy. *Las Polski* 1: 18-19.
- Piętka J. 2013. Czynna ochrona zagrożonych grzybów nadrzewnych w lasach. *Rozprawy Naukowe i Monografie. Wydawnictwo SGGW*, Warszawa, 188 s.
- Piotrowski W., Wołk K. 1975. O biocenotycznej roli martwych drzew w ekosystemach leśnych. *Sylwan* 114, 8: 31-35.
- Read H. 2000. Veteran Trees: A guide to good management. *English Nature*, 166 s.
- Restrepo D.S. 2020. A practical introduction to environmental arboriculture for arborists: "Coronet cuts" [https://www.linkedin.com/pulse/practical-introduction-environmental-arboriculture-coronet-restrepo?trk=read_related_article-card_title].
- Rykowski K. 2012. Huragan w lasach: klęska czy zakłócenie rozwoju? *Nadleśnictwo Pisz*, 4 lipca 2002 roku – studium przypadku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 191 s.
- Sandström J., Bernes C., Junninen K., Löhmus A., Macdonald E., Müller J., Jonsson B. G. 2019. Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56, 7: 1770-1781.
- Similä M., Junninen K. 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. *Metsähallitus*, 50 s.
- Sokołowski A.W., Wołk K. 1975. Biocenotyczne znaczenie drzew dziuplastych w naturalnych ekosystemach leśnych. *Las Polski* 21: 18-19.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, 509 s.
- Szczygieł R., Kwiatkowski N., Kołakowski B. 2018. Wpływ gradacji kornika drukarza na zagrożenie pożarowe Puszczy Białowieskiej. *Sylwan* 162, 11: 955-964.
- Thom D., Seidl R. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews* 91: 760-781.
- Thorn S., Bässler C., Brandl R., Burton Ph. J., Cahall R., Campbell J.L., Castro J., Choi Ch.-Y., Cobb T., Donato D.C., Durska E., Fontaine J.B., Gauthier S., Hebert Ch., Hothorn T., Hutto R. L., Lee, E.-J., Leverkus. A.B., Lindenmayer D.B., Obrist M.K., Rost J., Seibold S., Seidl R., Thom D., Waldron K., Wermelinger B., Winter M.B., Żmihorski M., Müller J. 2017. Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55, 1: 279-289.

rozdział 5: Podsumowanie

- Thorn S., Bässler C., Svoboda M., Müller J. 2016. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management* 388: 113-119.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 1990. Bird communities of the primaeval temperate forest of Białowieża, Poland. W: Keast A. (red.) – *Biogeography and ecology of forest bird communities*. SPB Academic Publ., Hague: 141-165.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C., Bida E. 2002. Znaczenie martwych drzew dla zespołów dzięciołów w lasach liściastych Puszczy Białowieskiej. *Notatki Ornitologiczne* 43: 61-71.
- Wesołowski T., Żmihorski M. 2018. Lasy po huraganach: uczmy się na błędach. *Forest Biology* 1: 1-7.
- Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. 2013. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GDOŚ, Warszawa.

Martwe drewno nierozłącznie kojarzy się z pierwotnym, pełnym tajemnic lasem. Tymczasem, podstawową zasadą funkcjonowania gospodarki leśnej jest ochrona lasu, rozumiana jako ochrona drzew przed szkodliwymi czynnikami biotycznymi i abiotycznymi. Martwe drewno i zamierające drzewa stanowią wyzwanie mobilizujące gospodarzy lasu do przeciwdziałania zjawiskom zagrażającym zdrowiu drzew i jakości technicznej drewna.

Pomimo większego dziś zainteresowania martwym drewnem, ze względu na jego znaczenie środowiskotwórcze, zarówno administracja leśna, jak i część parków narodowych nadal traktuje je w kategoriach zagrożenia dla zdrowotności lasu. Brak zrozumienia rzeczywistej roli martwego drewna w ekosystemie powoduje, iż „ustępstwa na rzecz różnorodności”, w praktyce mające znaczenie przysłowiowego „kwiatka do kożucha”, nie mogą zapobiec degradacji leśnej przyrody.

W wielu krajach podejmuje się aktywne działania mające na celu zwiększenie ilości martwego drewna. Mają one zapewnić ciągłość występowania tego elementu w ekosystemie, będącą podstawowym warunkiem uratowania zachowanego do tej pory bogactwa gatunkowego. Odbudowa utraconego bogactwa lasów nie będzie możliwa, jeśli jednocześnie nie zapewni się skutecznej ochrony wszystkim pozostałościom lasów naturalnych.

Ze względu na ogromną rolę martwego drewna, jako zasadniczego i niezastąpionego czynnika leśnej bioróżnorodności, ochrona przyrody powinna nierozłącznie wiązać się z działaniami na rzecz zachowania i zwiększania jego ilości w ekosystemach leśnych.

Ilość i struktura martwego drewna (gatunek, grubość, stopień rozkładu) oraz ciągłość jego „dostawy” powinny stanowić jedno z podstawowych kryteriów oceny skuteczności ochrony leśnej przyrody.

Martwe drewno w nauce i gospodarce

6



Obiekt badań naukowych

Jeszcze kilkadziesiąt lat temu prawie nikt nie zwracał uwagi na martwe drewno w lesie, na jego istotną rolę w ekosystemie. Nauka zajmowała się natomiast od dawna jego znaczeniem. Zrealizowano wiele programów badawczych, których celem było opracowanie metod pomiaru ilości martwego drewna, jego przestrzennego rozmieszczenia, zależności od położenia geograficznego, siedliska, fazy rozwojowej drzewostanu itp. Zaczęto też prowadzić badania nad rolą martwego drewna, w tym zwłaszcza jego znaczenia dla różnych organizmów żywych. Fundamentalną monografią przedmiotu była publikacja amerykańskich badaczy (M. Harmon i in.) z 1986 r., do dziś w znacznej części aktualna.

Już w I wydaniu „Drugiego życia drzewa” w 2004 r., mogliśmy napisać: „Na świecie ukazują się setki publikacji naukowych, częściowo również i popularnonaukowych. Wielu badaczy przeznaczają cały swój czas na zgłębienie tajemnic związanych z martwym drewnem. Poświęcone mu są prace magisterskie i doktorskie. Można powiedzieć, że po wielu latach jego niedoceniań, czy wręcz ignorowania, zapanowała, naszym zdaniem uzasadniona, moda na badanie martwego drewna (...). Wiele wskazuje na to, iż badania nad fauną martwego drewna mogą dostarczyć niezwykle istotnych informacji dla zrozumienia procesu ewolucji zwierząt. Stwierdzono bowiem, że najbardziej prymitywne grupy wewnątrz rozlicznych taksonów (plemion, rodzin, rzędów) to ksylobionty. Chcąc więc badać prymitywne cechy zwierząt i wnioskować o przebiegu procesów rozwoju w poszczególnych liniach ewolucyjnych, należy bezwzględnie przyjrzeć się organizmom zasiedlającym martwe drewno (...). Eksploracja martwego drewna i związanych z nim organizmów pod kątem farmakologicznym może przyczynić się do znalezienia poszukiwanych przez ludzkość leków. Bardzo obiecujące są w tym kontekście informacje o niesłychanych właściwościach kory niektórych drzew czy zasiedlających martwe drewno grzybów”.

Od tego czasu nurt badań nad martwym drewnem i jego roli w ekologii i funkcjonowaniu ekosystemów, tak leśnych, jak i np. wodnych, gwałtownie przybrał na sile. Dziś, w 2021 r., internetowe wyszukiwarki literatury naukowej znajdują ok. 40 tys. publikacji na ten temat. Bliższa połowa z nich pochodzi z ostatniego dziesięciolecia. Powstały także ważne metaanalizy dotyczące np. znaczenia martwego drewna dla różnorodności biologicznej w poszczególnych grupach taksonomicznych, progowych ilości martwego drewna w zależności od wymagań różnych grup zasiedlających je organizmów, skuteczności różnych metod sztucznego zwiększania ilości martwego drewna w lesie. Z jednej strony dobitnie potwierdzały one przekonanie o kluczowej roli martwego drewna dla leśnej różnorodności biologicznej (w tym związek tej różnorodności z ilością martwego drewna; war-

tości progowe najczęściej na poziomie kilku-dziesięciu m³/ha), z drugiej strony ujawniły złożoność tych zagadnień (np. znaczenie „jakościowych”, a nie tylko „ilościowych” cech zasobów martwego drewna; znaczenie rozmieszczenia jego zasobów w skali krajoobrazu).

Martwe drewno jako „towaar”

Przeprowadzona niegdyś ankieta pokazała, że spośród siedmiu możliwych celów przyjazdu (towarzyski, rekreacyjny, zobaczyć las naturalny, spotkać żubra, zapoznać się z gospodarką leśną, naukowy, inny), dla zdecydowanej większości osób odwiedzających Puszcę Białowieską najważniejsze było „zobaczenie lasu naturalnego” (Turyści w Puszczy Białowieskiej: kim są, po co przyjeżdżają, jak nas postrzegają? TOPB, Białowieża, 1999). Ludzie przyjeżdżają tu, aby doświadczyć tego, co w Puszczy jest najcenniejsze – lasu naturalnego. To oznacza, że nie musimy kreować obiektu zainteresowania (takie zadanie spoczywa na mniej znanych i nowych parkach narodowych), bo odwiedzający dobrze wiedzą czego chcą. Zadaniem edukacji w tym miejscu jest odpowiednie wyeksponowanie, „sprzedanie”, tej najbardziej poszukiwanej wartości, jaką jest pierwotność, dzikość, naturalność lasu. Co może stanowić powszechnie rozpoznawalny, zgodny z naszą intuicją, atrybut naturalności, dzikości, puszczańskości lasu, jeśli nie zwalone z korzeniami drzewa, tworzące niedostępne maceczniki, czy na pół obumarłe potężne pnie, kryjące w swych dziuplach tajemnice pierwotnej puszczy?

Poza żubrem – symbolem Puszczy i Białowieskiego Parku Narodowego, podstawową atrakcją, którą „należy zaliczyć” przyjeżdżając do Białowieży, jest wycieczka do najstarszej części Parku – obszaru ochrony ścisłej (Obręb Ochronnego Rezerwat), a w nim do Dębu Jagiełły. Wielu spośród gości dopiero na miejscu przekonuje się, że ów słynny dąb to obecnie potężna, na wpół rozłożona już, leżąca kłoda. Z dużym zainteresowaniem słucha się ubarwianego przez przewodników podania o dzielnym królu, który odpoczywał w cieniu tego drzewa w czasie polowania przed bitwą pod Grunwaldem. Gdyby ten dąb znajdował się poza obszarem parku narodowego, mógłby zostać dawno wycięty, a jego cenne drewno sprzedane za dobrą – wysoką – cenę. Czy byłby to jednak lepszy interes niż pozostawienie „słynnego próchna”, aby przez dziesięciolecia po śmierci drzewa nadal zarabiał? Ile już wycieczek i indywidualnych turystów obejrzało „Jagiełłę” pielgrzymując do leżącej od 1974 r. kłody? Ile zarobiły na dębie biura turystyczne i przewodnicy? Ile opublikowano zdjęć tego drzewa, wydano folderów i informatorów? A przecież to tylko jedna kłoda (wcale nie największa) i towarzysząca jej legenda. Ileż równie ciekawych historii mogłoby uatrakcyjnić zwiedzanie Puszczy osobom o niewielkich zainteresowaniach przyrodniczych! Od czasów Władysława Jagiełły rzadko który monarcha nie

Metaanalizy:

„badania nad badaniami”; uporządkowane metodycznie, ilościowe syntezy wyników wielu różnych badań. Zwykle dopiero poziom metaanalizy daje podstawy do formułowania uogólnionych wniosków na badany temat.

Ryc. 41. Jednorazowy zarobek czy długotrwałe korzyści? (M. Bobiec)



odwiedzał ostępów białowieskich, tu też walczyli i ukrywali się powstańcy listopadowi i styczniowi. Czy można oddać atmosferę tamtych wydarzeń i czasów bez dużej ilości martwego, butwiejącego drewna, tak silnie wpływającego na emocje i wyobraźnię? A przecież chodzi tu jedynie o dekorację. Tak naprawdę „kupujemy” tylko zewnętrzne „opakowanie” martwego drewna, malowane naszym własnym poczuciem estetyki i wyobraźnią. A co z samą zawartością? Co z rzeczywistym „towarem”?

Martwe drewno, tak jak inne wyszukane i luksusowe dobra, wymaga odpowiedniego wyeksponowania, bardzo fachowej, znającej się na rzeczy obsługi i wymagającego, poszukującego klienta. Dobrze sprzedać (Ryc. 41) martwe

drewno, to jak najpełniej odsłonić jego mikrośrodowiskowe bogactwo i przedstawić funkcję, jaką pełni w ekosystemie.

Czy pomyślał już ktoś o szlaku martwego drewna, o żywym „muzeum” martwego drewna? Sprzeczność? Wcale nie, bo martwe drewno nie jest martwe (jak np. Morze Martwe!), lecz bardziej żyjące i dynamiczne niż zdrowe drewno żywych drzew! Organizacja takiego „muzeum” polegałaby na poprowadzeniu szlaku ukazującego kolejne fazy rozkładu martwego drewna, a także różne funkcje, jakie pełni ono w ekosystemie. Zamieszczone przy „eksponatach” informacje o początkowym ich stanie w momencie otwarcia „muzeum” dawałyby wyobrażenie o tempie i nasileniu procesu rozkładu. Cóż za

Fot. 217 (J. Walencik)
Martwe drewno zwiększa
estetyczną atrakcyjność
lasu



tanie (w utrzymaniu) muzeum, którego kolekcja sama się wzbogaca, a eksponatów nie wolno konserwować! Jaki zysk ze sprzedaży biletów!

Podobnie jak w Puszczy Białowieskiej, w wielu innych lasach na świecie występowanie martwego drewna i drzew biocenotycznych (w tym z różnymi uszkodzeniami, dziuplami, wyrpóchnieniami, wieloletnimi owocnikami grzybów, tzw. hubami) jest ważnym elementem obrazu „naturalnego lasu”, a ten obraz jest atrakcyjny i ma moc przyciągania ludzi szukających miejsca kontaktu z przyrodą i rekreacji (Fot. 223). Dzieje się tak nawet wtedy, gdy odbiorcy nie do końca sobie to uświadamiają: na zadane wprost pytanie mogą odpowiedzieć, że martwe drzewa są „złe i brzydkie”, a mimo to preferują obraz

lasu z takimi drzewami przed obrazem lasu ich pozbawionego. Podświadomie szukają kontaktu z przyrodą o cechach naturalności, a to oznacza m.in. las bogaty w martwe drzewa.

W kilku badaniach w różnych miejscach na świecie wykazano, że subiektywnie postrzeganie martwych drzew przez ludzi jest bardzo wrażliwe na zabiegi edukacyjne. Przekazanie nawet prostej informacji o ich znaczeniu przyrodniczym może bardzo poprawić ich postrzeganie. Wyjaśnienie, czym różni się las gospodarczy od naturalnego, czym są procesy naturalne i pokazanie jak przyroda radzi sobie z naturalnymi zaburzeniami, w znaczący sposób zwiększa subiektywnie postrzeganą atrakcyjność miejsc objętych ochroną bierną, zwykle



Fot. 218 (J. Walencik)
Tylko las bogaty
w martwe drewno
dostarczy wrażenia
„dzikości”

bogatych w martwe drzewa. To pole do działania dla edukatorów przyrodniczych, a i niniejsza książka ma ambicje, by prowokować takie zmiany w świadomości społecznej.

Obecność w lesie martwego drewna i różnorodnych mikrosiedlisk nadrzecznych wpływa na postrzeganie lasu także pośrednio. Krajobraz dźwiękowy wiosennego lasu zależy przecież od różnorodności gatunków ptaków, w tym w szczególności dzięciołów – a ich występowanie zależy jest od martwych drzew (por. rozdz. 4.1.1). Niektóre barwne owocniki grzybów czy

imagines (postacie dorosłe) owadów są atrakcyjne nawet dla przeciętnego turysty, choćby nie potrafił nazwać odpowiednich gatunków – a występowanie wielu z nich zależy od odpowiednich leśnych mikrosiedlisk.

Bez odpowiedniej ilości i różnorodności martwego drewna nie da się „sprzedać” żadnego lasu jako naturalnego i dzikiego. Fakt ten powinien mieć duże znaczenie w zarządzaniu przyrodniczymi obiektami chronionymi, np. parkami narodowymi i rezerwatami. Demonstracja szacunku zarządzającego terenem do martwych



Fot. 219 (J. Walencik)
Formy grzybów,
jak np. pomarańczowca
bladożółtego *Pycnoporellus
alboluteus*,
na martwym drewnie
są zadziwiające

Fot. 220 (A. Bobiec)
„Muzeum martwego
drewna” – najtańsze
muzeum



drzew (por. Fot. 224) pokaże odwiedzającym, że zależy mu na przyrodzie i jej naturalności. Turysty, którym zależy na kontakcie z dziką przyrodą, dla tego wrażenia zniosą pewne niewygody.

Zbyt skrupulatne usuwanie, a nawet tylko ścinanie martwych drzew w sąsiedztwie szlaków turystycznych, nawet gdy jest motywowane troską o bezpieczeństwo turystów (por. rozdz. 5.4), nieuchronnie wygeneruje wrażenie odwrotne. Odwiedzających niektóre polskie parki narodowe razi powszechny widok ścię-

tych drzew przy szlakach. Ten negatywny efekt można zminimalizować przez odpowiednie kształtowanie powierzchni cięcia, gdy było ono naprawdę konieczne – tak by nieco naśladowało powierzchnię naturalnego złamania, szybciej wtopiło się w krajobraz, a przy okazji stanowiło lepsze siedlisko dla ksyblobiontów (Fot. 225).

W Łysym Młynie k. Poznania Nadleśnictwo Łopuchówko zorganizowało ośrodek edukacji o nazwie „Centrum Ochrony Pachnicy Dębowej”, którego częścią jest m.in. stała ekspozycja



Fot. 221 (M. Czasnojc) Uroczysko Radęcin w Drawieńskim Parku Narodowym to jedno z niewielu w Polsce miejsc, gdzie można obserwować procesy związane ze śmiercią i rozkładem starych drzew w buczynach

poświęcona różnorodności biologicznej martwego drewna. Składa się ona z podświetlanych zdjęć różnych organizmów zasiedlających martwe drzewa, dioramy przedstawiającej owocniki grzybów i zwierzęta żyjące na kłodach powalonych drzew, ekranu dotykowego udostępniającego pogłębione informacje oraz makiety pnia powalonego dębu. Liczne tablice informacyjne prezentujące wiedzę o roli martwego drewna w lesie stoją w wielu miejscach na ścieżkach edukacyjnych w Lasach Państwowych i w par-

kach narodowych. Nie ma dziś chyba nadleśnictwa, w którym nie byłoby choć jednej takiej tablicy. Zagadnienia związane z życiem w martwym drewnie i z jego znaczeniem dla ekosystemu pojawiają się dziś także jako element edukacji szkolnej.

Niektóre gatunki ksylobiontów mogą być „ambasadorami martwego drewna” – są lub mogą być zauważane i podziwiane przez przeciętnego turystę, a zainteresowanie i sympatię do nich można dodatkowo wzmocnić metodami



Fot. 222 (M. Czasnojc) Drzewa przewrócone w nurt śródlęśnych rzeczek i strumieni decydują o zróżnicowaniu środowiska wodnego. Rzeka Płociczna w Drawieńskim Parku Narodowym



Fot. 223 (K. Zub)

Las bogaty w grube,
martwe drzewa i rozmaite
mikrosiedliska nadrzewne
jest postrzegany jako
naturalny; coraz więcej
osób szuka dziś kontaktu
z takim lasem



Fot. 224 (P. Pawlaczyk)

Takie drzewo na szlaku
turystycznym nie zagraża
bezpieczeństwu. Jego
pozostawienie to wyraz
szacunku dla ekosystemu
i ważny komunikat
edukacyjny

socjotechnicznymi. Możliwość spotkania takich gatunków może wówczas stać się elementem produktu turystycznego i narzędziem regionalnej promocji. Ich ochrona będzie więc wówczas nie tylko sprawą ochrony przyrody, ale i sprawą lokalnego rozwoju. A ochrona takich charyzmatycznych gatunków flagowych będzie zarazem oznaczać ochronę martwego drewna, z całą – także tą mniej efektowną i bardziej ukrytą – związaną z nim różnorodnością biologiczną. Przykłady takich gatunków to np. wspomniana wyżej pachnica próchniczka, albo „niebieski klejnot starych buczyn” – nadobnica alpejska *Rosalia alpina*. „Ambasadorem martwego drewna w rzekach” może być zimorodek *Alcedo atthis*, dla którego rumosz drzewny w nurcie ma ogromne znaczenie.

Trudne do zaakceptowania przez społeczeństwo bywają przypadki, gdy śmiertelność drzew przybiera charakter masowy – np. w razie gradacji kornika. Czy to w Lesie Bawarskim, czy w Schwarzwaldzie, czy też w Puszczy Białowieńskiej, w lokalnych społecznościach pojawiają się głosy: „my chcemy mieć żywy i zielony las, a nie olbrzymie obszary martwych świerków”. W rzeczywistości jednak alternatywa wcale tak nie wygląda: wybór jest raczej między martwymi świerkami a pustą przestrzenią po ich wycięciu. A pozornie „martwy las” pokazuje siłę procesów naturalnej regeneracji, tętniąc przy tym życiem związanym z butwiejącym drewnem – obraz martwych drzew wcale nie niweczy turystycznej atrakcyjności obszaru. W niemieckim Parku Narodowym Lasu Bawarskiego, gdzie już ok. 40 lat temu przyjęto strategię nieingerencji w roz-

wijającą się i zabijającą świerki gradację kornika, okazało się, że turyści zachowują neutralne postawy w stosunku do śmierci drzew, zaś negatywne postawy wobec ewentualnych działań polegających na zwalczaniu owada poprzez usuwanie zamierających drzew i sztuczne odnowienie lasu (por. rozdz. 5.3). Widok „martwych lasów” odbierany był tym bardziej pozytywnie, im bardziej respondenci byli świadomi istnienia parku narodowego i im bardziej park narodowy był głównym celem ich przyjazdu. Dziś we wszystkich niemieckich parkach narodowych dąży się do uzyskania lasów bogatych w martwe drewno i kształtowanych przez naturalne procesy przyrodnicze, wierząc że jest to korzystne m.in. dla atrakcyjności tych parków i dla dochodów z turystyki.

Obecność martwych drzew w ciekach doceniają wędkarze, bo wiedzą oni, jak ten element ekosystemu jest ważny dla ryb. Również kajakarze zwykle postrzegają rzekę, w której są martwe drzewa, jako ciekawszą i bardziej naturalną. Nie oczekują oni wcale, by wszystkie takie drzewa usunąć z wody, a co najwyżej chcieliby by w niektórych drzewach zupełnie przegradzających szlak wykonywać niewielkie przecięcia umożliwiające przepłynięcie.

Jest też grupa kajakarzy, których ambicją jest właśnie pokonywanie przeszkód, w miarę możliwości bez wychodzenia z kajaka – z ich punktu widzenia, im w rzece więcej jest „zwałek”, tym więcej satysfakcji przynosi jej pokonanie. Rzeka obfitująca w martwe drzewa może więc być produktem turystycznym adresowanym właśnie do takiej grupy.



Fot. 225 (L. Buchholz)
Gdy powalona kłoda musi być przecięta, bo np. przegradza niezbędną drogę, czoło przecięcia można i warto ukształtować tak, by przynajmniej częściowo przypominało naturalne złamanie. Ma to znaczenie dla warunków rozkładu kłody i zasiedlenia jej przez ksylobionty, a także dla fizjonomii lasu i jego postrzegania przez turystów. Świętokrzyski Park Narodowy

Fot. 226 (P. Pawlaczyk)
W prawie każdym polskim
nadleśnictwie stoi dziś
tablica edukacyjna
informująca o znaczeniu
martwego drewna



Fot. 227 (M. Kulesza)
Pokonywanie zwalek
może dostarczyć dużo
satysfakcji niektórym
kajakarzom

Polecana literatura do rozdziału 6:

- Giergiczny M., Zwijacz-Kozica T. 2018. Jak chronić tatrzańskie lasy? Badanie preferencji. W: Boddziarczyk J. (red.) – Ochrona ścisła w parkach narodowych i rezerwach. Bilans osiągnięć i porażek ostatniego półwiecza. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie: 237-159.
- Gil R. 2014. Nadobnica alpejska *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) jako „ambasadorka” inicjatywy promującej rolę i obecność martwego drewna w lasach. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 300-307.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G. W., Cromack K., Cummins K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11, 5: 1027-1039
- Merganičová K., Merganič J., Svoboda M., Bače R., Šebetič V. 2012. Deadwood in forest ecosystems. W: Blanco J.A., Yueh-Hsin Lo. (red.) – *Forest Ecosystems – More than Just Trees*. BoD-Books on Demand: 81-108.
- Müller J., Büttler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 6: 981-992.
- Müller M., Job H. 2009. Managing natural disturbance in protected areas: Tourists' attitude towards the bark beetle in a German national park. *Biological Conservation* 142, 2: 375-383.
- Pastorella F., Avdagić A., Čabaravdić A. Mraković A., Osmanović M., Paletto A. 2016. Tourists' perception of deadwood in mountain forests. *Annals of Forest Research* 59, 2: 311-326.
- Piętka J. 2001. Właściwości lecznicze czarnej huby brzozonej. *Las Polski* 3: 14-15.
- Rathmann J., Sacher P., Volkmann N., Mayer M. 2020. Using the visitor-employed photography method to analyse deadwood perceptions of forest visitors: a case study from Bavarian Forest National Park, Germany. *European Journal of Forest Research* 139, 3: 431-442.
- Sandström J., Bernes C., Junninen K., Löhmus A., Macdonald E., Müller J., Jonsson B.G. 2019. Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56, 7: 1770-1781.
- Stokland J. N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, 509 s.
- Wierzbicka A., Prange M. 2014. Martwe drewno – trudny temat. Jak uczyć o roli martwego drewna w lesie. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 380-386.

Rosnące zainteresowanie martwym drewnem generuje liczne tematy badawcze z zakresu ekologii, biologii, biochemii, farmacji i innych dziedzin naukowych. Niezwykle bogata już literatura, poświęcona różnym aspektom tego problemu, świadczy o swoistej modzie na badanie martwego drewna. Może ona zaowocować odkryciami, które rzucą nowe światło na nasze rozumienie ekosystemu leśnego, czy nawet ewolucji gatunków. Być może farmakologiczna eksploracja środowiska martwego drewna przyczyni się do uzyskania nowych leków.

Niepowtarzalne walory estetyczne martwego drewna, nawiązujące do pradawnego, intuicyjnego postrzegania „pierwotnej puszczy”, stanowią podstawowy i niezbędny atrybut lasu udostępnianego (turystom) jako „las naturalny”. Duża ilość martwego drewna zapewnia atrakcyjność obiektu wśród rosnącej rzeszy ludzi poszukujących śladów dzikiej przyrody w zurbanizowanym świecie. Z drugiej strony, martwe drewno jest ciągle zbyt mało wyeksponowane i wykorzystane jako niezwykle cenny „towar” przez operatorów turystycznych i placówki edukacji przyrodniczej.

rozdział 6: Podsumowanie

○

●

Drewno jako surowiec

7



Nie można zapominać o drewnie jako surowcu. W wielu obszarach działalności człowieka jest ono niezastąpione. Drewno ma zastosowanie w bardzo wielu dziedzinach: w budownictwie, górnictwie, kolejnictwie, telekomunikacji, w przemyśle meblarskim, chemicznym (m.in. do produkcji celulozy koniecznej do wytwarzania papieru), a także jako surowiec opałowy (energetyczny). Nie nawołujemy do zaprzestania jego wykorzystywania. Zamierzaliśmy zwrócić jednak uwagę na inne, cenne aspekty drewna, zazwyczaj niedoceniane na co dzień. Chcieliśmy wykazać, że surowcowa wartość drewna w wielu przypadkach ma drugorzędne znaczenie (Fot. 103, 228-230). Ponadto rola drewna w budownictwie, w przemyśle

papierniczym, w górnictwie, meblarstwie, lutnictwie, szkutnictwie, jest powszechnie znana. W naszym opracowaniu nie będziemy się tym bliżej zajmować. Zresztą nie taki był cel napisania tej książki. Nie można także zapominać o znaczeniu drewna w sztuce (rzeźba), a zwłaszcza w sztuce ludowej, lokalnym rzemiośle, pamiątkarstwie związanym z rozkwitem turystyki (Fot. 231, 232) oraz lecznictwie (Fot. 234).

Trzeba dodać, że potrzeby surowcowe w pewnym stopniu mogą zaspokajać uprawy plantacyjne drzew lub krzewów szybkorosnących, np. wierzb i topól. Pozyskanie zaś drewna z lasów musi w każdym przypadku uwzględniać również inne funkcje, jakie pełni taki las.

Fot. 228 (J.M. Gutowski)
Stosy wyciętych olch
w Puszczy Białowieskiej
(przełom XX i XXI w.)



Fot. 229 (K. Zub)
Ścięte stare dęby
w Puszczy Białowieskiej
(przełom XX i XXI w.)



Fot. 230 (J.M. Gutowski)
Mielerz. Malownicze wypalanie węgla drzewnego w Bieszczadach (lata 70. XX w.) niszczy jednak środowisko życia oraz jaja i larwy rzadkiego, chronionego w Polsce chrząszcza – nadobniczy alpejskiej *Rosalia alpina*



Fot. 231 (A. Bobiec)
Martwe drewno skłania do zadumy i pozwala na większe skupienie: konfesjonał wycięty z ogromnej dziuplastej kłody lipy – Kościół Św. Teresy od Dzieciątka Jezus, Białowieża (to już zdjęcie historyczne)



Fot. 232 (J.M. Gutowski)
Drewniana kapliczka na starej martwej sośnie w Biebrzańskim Parku Narodowym

To oczywiście, że drewna nie powinno się pozyskiwać w tych lasach, bardzo nielicznych w Europie, które zachowały charakter naturalny. Są one zbyt cennymi pozostałościami naszej dzikiej przyrody, by je gospodarczo użytkować. Takie lasy powinny pełnić wyłącznie funkcję ochrony różnorodności biologicznej, stanowić

modele, gdzie możemy obserwować i badać naturalne procesy przyrodnicze, uczyć się od natury i starać się ją naśladować w lasach gospodarczych. Oprócz badań naukowych można by w takich lasach prowadzić edukację oraz nieinwazyjną turystykę.

Fot. 233 (P. Pawlaczyk)

Ul leśny z kłody martwego drzewa – pszczoły korzystały tu z mozaiki borów bagiennych i borów brzoszczynowych na wydmach. Dzukijski Park Narodowy na Litwie.



Należy także zaniechać usuwania drewna z lasów przeznaczonych do ochrony przyrody w parkach narodowych i w rezerwach przyrody (nawet, jeżeli w ramach ochrony czynnej konieczna jest eliminacja niektórych drzew, ich drewno co do zasady powinno pozostać w ekosystemie).

Plan pozostawiania przynajmniej części martwego drewna w lasach gospodarczych może być łatwo i od zaraz wdrażany do praktyki – nie bowiem nie kosztuje. W odniesieniu do drzew liściastych nie powinien też budzić sprzeciwu nawet tradycyjnie nastawionych leśników, oba-

wiających się rozmnożenia tzw. szkodników w przypadku pozostawiania w lesie posuszu iglastego. Warto też położyć jeszcze większy, niż dotychczas, nacisk na edukację społeczeństwa oraz uświadamianie roli martwego drewna w ekosystemie leśnym.

Obecnie zarówno w Polsce, jak i w wielu innych krajach, funkcjom ekologicznym martwego drewna poświęca się znacznie więcej uwagi, niż 20 lat temu. Jednak uwzględnianie tych zagadnień w praktyce ochrony przyrody i leśnictwa wciąż dalekie jest od ideału.



Fot. 234 (J.M. Gutowski)

Tężnia w uzdrowisku Ciechocinek, zbudowana całkowicie z drewna

„Gdy spacerujemy po raczej nudnym i zadbanym lesie – powiedzmy po zagospodarowanej części New Forest w Hampshire [Anglia] – co jest rezultatem nowoczesnego leśnictwa, trudno jest uwierzyć, że umierające i martwe drewno stanowi jedno z dwóch albo trzech najważniejszych dla zwierząt zasobów w lesie naturalnym, że jeśli usuwamy powalony pień lub chore drzewo, cały ekosystem zostaje poważnie zubożony o być może więcej niż jedną piątą jego fauny.

(...) Kłody uznawane są za ważniejsze siedliska (wildlife habitats), niż inne formy martwego drewna, ponieważ są stabilne i dłużej funkcjonują w ekosystemie (...).

Rozmiar materiału jest ważny dla wielu gatunków (...). Generalnie, im grubsza i dłuższa kłoda, tym większa jej wartość i znaczenie w ekosystemie”.

Z wytycznych dla obszaru Pacific Northwest USDA Forest Service:

„Co najmniej 5 kłód reprezentujących 1. lub 2. klasę rozkładu na hektar powinno być zachowanych, aby spełniały funkcje siedliskowe (wildlife habitat). Ponadto, wszystkie z klas rozkładu 3., 4. lub 5., o niewielkiej wartości rynkowej, a posiadające pewną wartość opałową, powinny być pozostawione w lesie. Kłody te powinny mieć co najmniej 30-43 cm grubości w grubszym końcu i co najmniej 6 m długości (...).

Usuwanie naturalnego, stabilnego martwego drewna, szczególnie kłód, może poważnie uszkodzić koryto strumienia i naruszyć funkcjonowanie lasu podmokłego. Taki materiał zapewnia doskonałe siedliska dla wodnych i ziemno-wodnych organizmów; wszędzie, gdzie to możliwe, powinien pozostać na miejscu”.

Fragmenty z podręcznika Forest Service, USA

Maser C., Anderson R.G., Cromack K. jr., Williams J.T., Martin R.E. 1979. Dead and Down Woody Material. s. 78-95. W: Thomas J.W. (red.) – Wildlife habitats in managed forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington, USDA Forest Service, Agriculture Handbook No. 553.

Apel do leśników

W lasach gospodarczych pozyskanie drewna powinno być określone kompromisem pomiędzy koniecznością dostarczenia człowiekowi potrzebnego surowca a wymogami ochrony przyrody. W zależności od położenia geograficznego, rodzaju siedliska, składu gatunkowego, struktury drzewostanu i innych czynników, kompromis ten powinien być osiąganym na różnych poziomach. Ważne jest, aby i w lasach gospodarczych niektóre drzewa mogły się starzeć i naturalnie zamierać oraz by pozostawały do pełnego rozkładu martwe drzewa stojące i leżące, także te grubowymiarowe. I jeszcze jedno: gdy decydujemy się na pozyskanie drewna w danym miejscu, to nie powinniśmy wybierać drewna martwego – **zbyt wiele w nim życia**.

W ramach gospodarki leśnej należy też zwrócić uwagę na dobre rozpoznanie lokalizacji stanowisk organizmów chronionych i ich zabezpieczenie, a także na terminy i sposoby pozyskiwania drewna. Powinno ono ograniczać do minimum niekorzystne skutki uboczne usuwania drzew. Wiele zależy od przygotowania i dobrej woli gospodarzy lasu.

O tym jak duże jest znaczenie pozornych drobiazgów, mogą świadczyć poważne, choć nieumyślne, zagrożenia dla niektórych gatunków owadów. Miejsca ważne gospodarczo mogą stać się pułapką dla zagrożonych gatunków. Chodzi tu m.in. o śródleśne składnice drewna, gdzie gromadzą się często w nienaturalnie dużym zagęszczeniu owady ksylobiontyczne przywabione z okolicznych terenów. Odbywają tam gody i składają jaja w miejscach potencjalnie właściwych ich rozwojowi larwalnemu (na składowane drewno). Drewno, po krótszym lub dłuższym okresie, zostanie z lasu wywiezione, a złożone w nim jaja i larwy zniszczone. Zachodzi zatem sytuacja swoistego „drenażu” specyficznej entomofauny, częstokroć obejmującej gatunki silnie zagrożone wyginięciem (a zagrożenie to jest najczęściej właśnie efektem tego zjawiska). Ten mechanizm to np. jedno ze znanych, wciąż występujących zagrożeń dla ochrony nadobnicy alpejskiej *Rosalia alpina*. Sytuacji tej można by uniknąć, gdyby pozyskanie i gromadzenie w lesie drewna ściętych drzew odbywało się w terminie rozbieżnym ze składaniem jaj przez cenne gatunki owadów, a więc poza sezonem wegetacyjnym.

Wielofunkcyjność lasu wymaga pozostawienia pewnej przestrzeni wyłącznie dla przyrody – nie zaś, jak ma to często miejsce, obejmowania całego obszaru nieustannymi zabiegami – sadzeniem i pielęgnowaniem drzew, a następnie ich wycinaniem. Pewien procent starodrzewów powinien pozostać bez użytkowania. Tam zaś, gdzie las jest użytkowany, warto na przyszłe pokolenie drzewostanu pozostawić 5-10% z pierwotnie rosnących drzew.

Polecana literatura do rozdziału 7:

- Bobiec A., Buchholz L., Churski M., Chylarecki P., Fałtynowicz W., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kuijper D.P.J., Kujawa A., Mikusek R., Mysłajek R.W., Nowak S., Pawlaczyk P., Podgórski T., Walankiewicz W., Wesołowski T., Zub K. 2016. Dlaczego martwe świerki są potrzebne w Puszczy Białowieskiej? *Las Polski* 7: 14-16.
- Borowski J., Wójcik R. 1996. Stare drzewa – ważny element ekosystemu leśnego. *Las Polski* 17: 13-14.
- Bütler R., Schlaepfer R. 2001. Three-toed Woodpeckers as an alternative to bark beetle control by traps. W: Pechacek P., d'Oleire-Oltmanns W. (red.) – International Woodpecker Symposium. Nationalpark Berchtesgaden. *Forschungsbericht* 48: 13-26.
- Gilg O. 2005. Old-Growth Forests: Characteristics, Conservation and Monitoring. Habitat and Species Management, Technical Report, 74 bis, 96 s.
- Gutowski J.M., Buchholz L. 2000. Owady leśne – zagrożenia i propozycje ochrony. *Wiadomości Entomologiczne* 18, Supl. 2: 43-72.
- Kujawa A., Orczewska A., Falkowski M., Blicharska M., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Gutowski J.M., Latałowa M., Mysłajek R.W., Nowak S., Walankiewicz W., Zalewska A. 2016. Puszcza Białowieska – obiekt światowego dziedzictwa UNESCO – priorytety ochronne. *Leśne Prace Badawcze* 77, 4: 302-323.
- Schiegg K. 1998. Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149, 10: 784-794.
- Vallauri D., André J., Blondel J. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. *Rapport scientifique*, WWF, France, 34 s.
- Wesołowski T., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kowalczyk R., Niedziałkowski K., Rok J., Wójcik J. M. 2018. Park Narodowy Puszczy Białowieskiej – ochrona przyrody i rozwój lokalnych społeczności. [<http://www.forestbiology.org>, Article 2: 1-28].
- Wolski J. 2003. Martwe drewno w lesie: ocena zapasu i propozycje postępowania. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 2(953): 23-45.

rozdział 7: Podsumowanie

Drewno jako surowiec jest w wielu dziedzinach niezastąpione. Ta jego funkcja jest powszechnie znana i ceniona. Natomiast rola i znaczenie martwego drewna w funkcjonowaniu lasu i utrzymaniu różnorodności biologicznej wciąż są niedoceniane.

W lasach gospodarczych pozyskanie drewna powinno być określone kompromisem pomiędzy koniecznością dostarczenia człowiekowi potrzebnego surowca a niezbędnymi wymogami ochrony przyrody. Potrzeby surowcowe w pewnym stopniu mogą zaspokajać uprawy plantacyjne drzew lub krzewów szybko rosnących. Surowcowe wykorzystanie nielicznych już w Europie pozostałości lasów naturalnych powoduje nieodwracalną utratę odziedziczonej przez nas różnorodności, co negatywnie wpłynie na jakość życia przyszłych pokoleń.

Podsumowanie

8

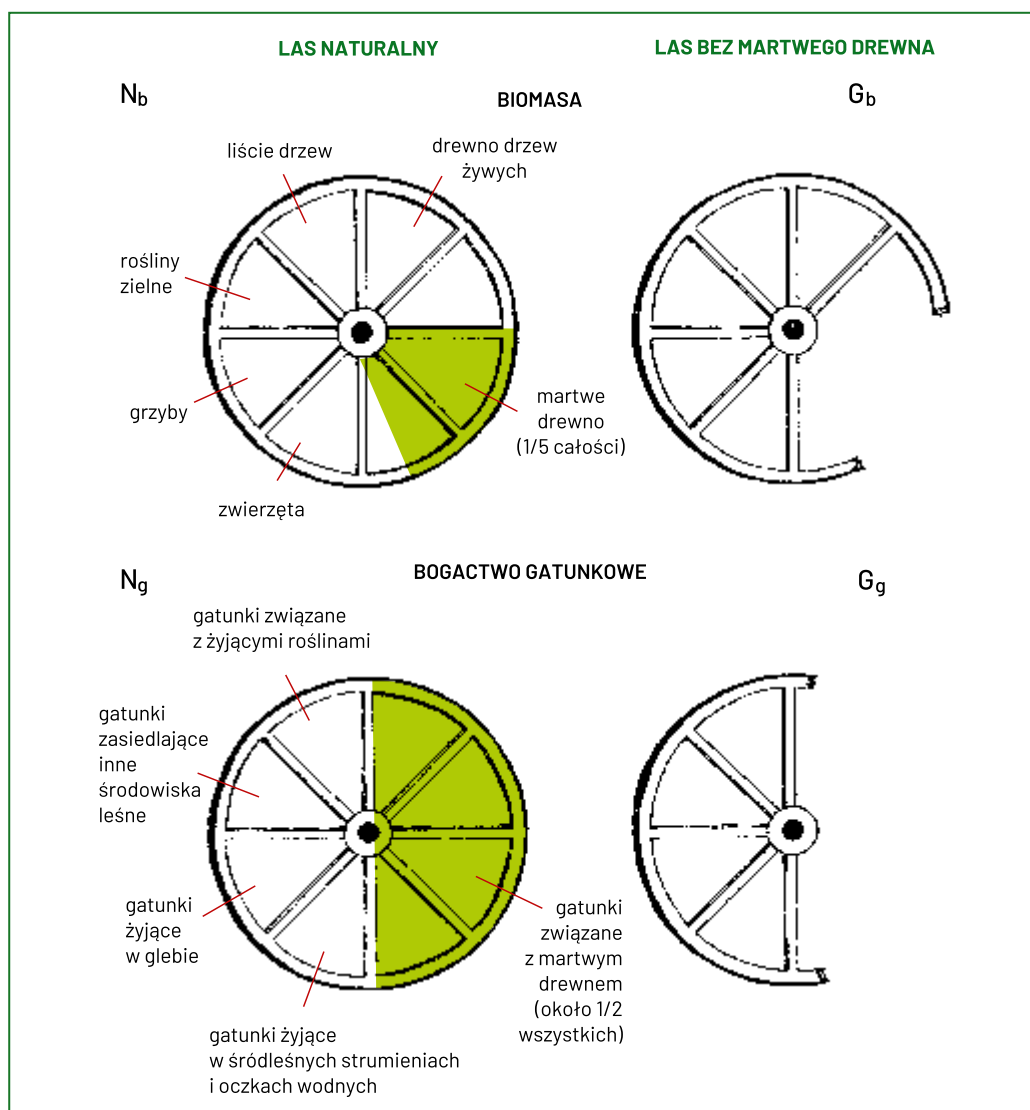


Martwe drewno w lesie, a więc stojące oraz leżące martwe drzewa i krzewy, pniaki, złomy, stare drzewa z usychającymi konarami, dziuplami, leżące kłody i gałęzie, to w konsekwencji:

- duże bogactwo gatunkowe grzybów, roślin i zwierząt,
- większa atrakcyjność krajobrazowa i turystyczna takiego terenu,
- pozytywny wpływ na siedlisko (glebę, ściółkę),
- zwiększenie retencji (magazynowania) wody w lesie,
- zapobieganie erozji,
- magazynowanie materii organicznej,
- źródło potrzebnych środowisku leśnemu pierwiastków (węgiel, fosfor, potas, wapń itp.) i energii,
- ułatwienie, a czasem wręcz uwarunkowanie, odnawiania się drzewostanu,
- większy zakres usług ekosystemowych świadczonych przez lasy,
- większa odporność lasów na zaburzenia,
- lepsza jakość zielonej infrastruktury kraju.

W świetle powyższego, martwe drewno w lesie to, wbrew obiegowym opiniom, nie „wyłęgarnia szkodliwych owadów i grzybów” i nie

„zagrożenie dla trwałości lasu”, a wręcz przeciwnie – ważny element ekosystemu, zwiększający jego naturalną, biologiczną odporność, warunkujący utrzymanie względnej równowagi w przyrodzie (Ryc. 42). Ważne zatem jest przyjęcie zasady niepozyskiwania drewna w lasach o charakterze naturalnym i zbliżonym do naturalnego, ponieważ są one niezastąpionym źródłem różnorodności biologicznej i miejscem, gdzie możemy obserwować i badać naturalne procesy przyrodnicze, uczyć się od natury i naśladować ją w lasach gospodarczych. Należy zaniechać usuwania drewna z lasów chronionych w parkach narodowych i w rezerwach przyrody. W lasach wielofunkcyjnych powinno się pozostawiać pewien procent drzewostanów bez użytkowania oraz przynajmniej część powstającego martwego drewna w celu zachowania ciągłości warunków bytowania dla organizmów saproksylicznych – tym więcej, im większe znaczenie nadaje się funkcjom ekologicznym i krajobrazowym lasu. Wszystkie te postulaty zostały sprecyzowane poniżej w formie wniosków oraz w postaci tabeli zawierającej sugerowane normy ilościowe i jakościowe, dotyczące martwego drewna w różnych typach lasu.



Ryc. 42 Gdyby ekosystem lasu naturalnego przedstawić w formie koła, to w przypadku biomasy martwe drewno stanowiłoby około 1/5 jego powierzchni (Nb), a gatunki z nim związane zajmowałyby prawie połowę tegoż koła (Ng); po zabraniu martwego drewna z lasu ekosystem nie może już sprawnie funkcjonować (Gb, Gg) – koło nie nadaje się do użytku (M. Bobiec)

Wnioski:

- 1 W lesie należy pozostawiać możliwie dużo martwego drewna. Jest ono nie mniej cennym elementem ekosystemu niż żywe drzewa i krzewy. Zużycie, np. na opał, leżącego martwego drewna może być większym uszczerbkiem dla ekosystemu leśnego, niż ścięcie żywego drzewa.
- 2 Należy dbać, aby zasoby martwego drewna w lesie odzwierciedlały zróżnicowanie żywej części drzewostanu pod względem struktury gatunkowej i wymiarowej oraz by zapewniona była ciągłość „dostawy” martwego drewna, zwłaszcza grubowymiarowego. Szczególnie ważne jest, by zapewnić obecność w lesie martwych drzew o średnicy powyżej 40 cm, pełnią bowiem one kluczową rolę dla wielu zagrożonych organizmów.
- 3 Samo nieusuwanie martwych drzew nie wystarczy, by to osiągnąć. Trzeba pozwolić przynajmniej niektórym drzewom w lesie dorosnąć do odpowiednich rozmiarów, zestarzeć się i umrzeć naturalnie.
- 4 W lasach bliskich naturalnym, a zwłaszcza w parkach narodowych i w rezerwach przyrody, w ogóle nie należy usuwać drzew (krzewów) zamierających i martwych, ani wycinać i usuwać drzew żywych. Ilość i struktura martwego drewna zależy powinna wyłącznie od naturalnych procesów przyrodniczych, które bez zakłóceń ze strony człowieka winny tam przebiegać. Należy zaprzestać wycinania drzew posuszowych i usuwania drewna z istniejących rezerwatów leśnych; także tych, dla których przyjęto ochronę czynną. W przypadku konieczności ingerencji, wystarczy wyłącznie uśmiercać przeznaczone do eliminacji drzewa i pozostawiać je bez jakiegokolwiek obróbki w lesie.
- 5 Pozostałości lasów naturalnych lub zbliżonych do naturalnych w Polsce należałoby objąć biernymi formami ochrony (ochroną ścisłą lub ochroną polegającą w praktyce na nieingerencji). Naturalne procesy przyrodnicze nie zagrażają trwałości tych lasów!
- 6 W każdym lesie powinna istnieć sieć większych, co najmniej kilkuhektarowych, powierzchni leśnych pozostawionych naturalnym procesom (trwale wyłączonych z pozyskiwania drewna). Miejsca takie powinny stanowić nie mniej niż 5% powierzchni każdego lasu. Rolę tę mogą dobrze spełniać powierzchnie funkcjonujące obecnie w lasach Polski pod nazwą „ekosystemów referencyjnych”, „ostoi różnorodności biologicznej”, „obszarów nieobjętych gospodarowaniem”. Rolę taką mogą też odgrywać strefy utworzone dla ochrony gatunków „strefowych”, jeżeli potraktować je jako stałe ostoje różnorodności w lasach.
- 7 W lasach bardzo wilgotnych: borach bagiennych, olsach i łęgach, a także w górno-reglowych świerczynach górskich, nawet nieobjętych ochroną obszarową, powinno pozostawiać się wszystkie leżące kłody, wykroty i złomy, bowiem warunkują one skuteczne odnawianie się takich lasów, a w górach dodatkowo zapobiegają erozji. Jednocześnie należy zadbać o utrzymanie charakterystycznego dla tych lasów reżimu wodnego. Lasy te pełnią rolę rezerwuarów wody w zlewni.
- 8 Pozyskanie drewna w lasach gospodarczych powinno się odbywać poza sezonem wegetacyjnym. Nie wywiezione na czas drewno należy pozostawić w lesie do całkowitego rozkładu; drzew lub złomów pozostawionych w lesie nie ścinać, nie korować i nie przecinać.
- 9 W przypadku zniszczenia drzewostanu przez naturalne katastrofy (wichura, pożar, choroby drzew, masowe żery owadów), należy pozostawić przynajmniej część martwych drzew do naturalnego rozkładu, najlepiej w formie większych powierzchni, kęp lub grup. Na obszarach chronionych, np. w parkach narodowych i rezerwach, zwykle najkorzystniejsze jest pozostawianie całych, nieuprzętniętych powierzchni do naturalnej regeneracji. W lasach gospodarczych warto do takiej naturalnej regeneracji pozostawić przynajmniej niektóre powierzchnie.
- 10 Zaleca się pozostawianie w lesie jak największej ilości materii organicznej; pozyskanie sortymentów w cięciach pielęgnacyjnych należy ograniczyć wyłącznie do sytuacji rzetelnie uzasadnionych rachunkiem ekonomicznym.
- 11 Należy maksymalnie pozostawić pozostałości pozrębowe, nie formując ich w stopy ani nie próbując zrębkować. Nie korować pniaków pozostających po ścinie drzew, stosując to wyjątkowo tylko w przypadku monokultur iglastych, zagrożonych masowymi pojawami kambio- i ksylofagów.
- 12 W miarę możliwości pozostawiać powstające w lesie wykroty i złomy. W przypadku ewentualnego odcinania pni wykrotów, zabezpieczyć korzenie wykrotów przed powrotem w zagłębienie powstałe w glebie.
- 13 Na koniec okresu planistycznego, we wszystkich drzewostanach gospodarczych starszych niż 50 lat, miąższość martwego drewna (martwych drzew stojących plus leżaniny na dnie lasu) powinna być nie

mniejsza niż 10% miąższości drzewostanu. Skład gatunkowy i struktura grubości zasobów martwego drewna muszą być proporcjonalne do składu gatunkowego i struktury grubości drzewostanu, z dopuszczalną nadreprezentacją gatunków domieszkowych i drzew grubych.

- 14 Należy dbać o kwitnące rośliny (zwłaszcza z rodziny selerowatych – dawniej baldaszkowatych; astrowatych – dawniej złożonych; różowatych) w pobliżu drzewostanów z martwym drewnem, stanowią one bowiem pokarm dla imagines (postaci dorosłych) wielu gatunków owadów saproksylicznych (np. zachowanie śródleśnych łączek, odpowiedni czas wykaszania, odsłanianie przed zacieleniem, zachowanie przydroży dróg leśnych porośniętych roślinami zielnymi).
- 15 Bardzo ważne jest pozostawianie w lasach, zadrzewieniach i parkach wszystkich drzew dziuplastych (rozumiejąc pojęcie „dziupli” szeroko, jako wszelkiego rodzaju otwory w pniu). Dziuple nie powinny być nigdy opróżniane z mieszczących się w nich próchnowisk, stanowią one bowiem specyficzne miejsce rozwoju dla stenotopowych, rzadkich gatunków bezkręgowców. „Leczenie” starych drzew powinno być ograniczone do nielicznych okazów o znaczeniu kulturowym, jednak z wykluczeniem ingerencji w próchnowiska.
- 16 Podobnie należy traktować wszystkie drzewa z innymi rodzajami mikrosiedlisk nadrzewnych (drzewa biocenotyczne). Zasada pozostawiania drzew biocenotycznych powinna być traktowana konsekwentnie: nawet, gdy ich obecność utrudnia wykonywanie zabiegów hodowli lasu czy stwarza inne uciążliwości.
- 17 Troska o bezpieczeństwo ludzi w lesie nie może być argumentem za usuwaniem wszystkich drzew „uszkodzonych”, czy „niebezpiecznych”, bo znaczna ich część to drzewa biocenotyczne. Minimalizacja ryzyka stwarzanego przez drzewa dla ludzi musi być ważona z wartościami biocenotycznymi i krajobrazowymi drzewa, biorąc pod uwagę także realny poziom istniejącego ryzyka.
- 18 Aby zapewnić ciągłość występowania drzew biocenotycznych w drzewostanach gospodarczych, należy pozostawiać okazy już istniejące, ale to nie wystarczy. Trzeba także dać szansę przynajmniej niektórym drzewom na osiągnięcie wieku, w którym w pełni rozwiną swój biocenotyczny potencjał. Zazwyczaj jest to wiek przekraczający o 50-100% tradycyjnie przyjmowane w leśnictwie wieki rębności dla poszczególnych gatunków drzew.
- 19 W konsekwencji, we wszystkich cięciach rębnych, niezależnie od rodzaju rębni, 10-25% liczby drzew (od momentu rozpoczęcia rębni) na powierzchni manipulacyjnej należałoby pozostawić do naturalnej śmierci i rozkładu. Drzewa powinny być wybrane w sposób reprezentatywny dla składu gatunkowego i struktury grubościowej użytkowanego drzewostanu. Najlepiej, gdy drzewa pozostawiane są w formie możliwie największych kęp, z dbałością o zachowanie pod nimi nienaruszonego runa leśnego. Takie fragmenty drzewostanu powinny być pozostawiane także w rębniach złożonych, a nie tylko w rębni zupełnej. W miarę możliwości, jedną z przesłanek do wyboru pozostawianych fragmentów starego drzewostanu powinno być występowanie roślin, grzybów i zwierząt chronionych. Pozostawienie do naturalnego rozpadu takich fragmentów drzewostanów, będzie w efekcie tworzyć mozaikę mikroostoi gatunków chronionych w lasach gospodarczych.
- 20 W parkach należy pozostawiać leżące kłody, a w pewnej odległości od alejek spacerowych (ze względu na bezpieczeństwo) również stojące martwe drzewa. Gdy wymagają tego względy bezpieczeństwa, zamiast wycinać całe drzewo, lepiej obciąć jego górną część, tak by pozostał „świadek” w postaci części pnia (> 3 m).
- 21 Nie należy usuwać martwych drzew z cieków, brzegów jezior. Należy zadbać o istnienie w sąsiedztwie cieków zadrzewień lub lasów o naturalnym charakterze, tak aby zasoby martwych drzew mogły się tam odnawiać. Gdy takich drzew brakuje, należy rozważyć ich wprowadzenie w ramach renaturyzacji.
- 22 Należy prowadzić edukację społeczeństwa, zwłaszcza dzieci i młodzieży oraz administracji terenów chronionych i Lasów Państwowych, a także urzędników gmin i powiatów, na temat roli i znaczenia martwego drewna w ekosystemach.
- 23 Konieczne są dalsze badania nad różnymi aspektami roli martwego drewna w ekosystemach zarówno leśnych, jak i wodnych.

Tabela 9 Zalecane normy martwego drewna w różnych typach lasu

Typ lasu	Racjonalna ilość i struktura martwego drewna
Lasy naturalne i zbliżone do naturalnych w rezerwach przyrody i parkach narodowych	Maksymalnie dużo; usuwanie jakichkolwiek ilości powstającego martwego drewna jest sprzeczne z funkcją tych lasów. Większość drzew dożywających naturalnej starości i śmierci. W przypadku konieczności obalenia pojedynczych drzew z przyczyn bezpieczeństwa, powinny być pozostawione jako leżące.
Sztuczne lasy włączone w granice rezerwatów przyrody i parków narodowych	Maksymalnie dużo drewna gatunków właściwych dla naturalnych ekosystemów na odpowiednim siedlisku; usuwanie jakichkolwiek ilości powstającego martwego drewna jest sprzeczne z funkcją tych lasów. W przypadku konieczności obalenia pojedynczych drzew z przyczyn bezpieczeństwa, powinny być pozostawione jako leżące. Co najmniej tyle drewna gatunków obcych dla naturalnego ekosystemu, by łączna ilość martwego drewna nie była mniejsza niż 10% miąższości drzewostanu. Maksymalnie dużo drzew dziuplastych i innych drzew biocenotycznych. Wiele drzew dożywających naturalnej starości i śmierci.
Świerczyny górnoreglowe i bagienne, olsy	Maksymalnie dużo, ponieważ obecność murszejących kłód warunkuje odnawianie się tych lasów.
Koryta cieków śródleśnych	Maksymalnie dużo, ponieważ obecność drewna przyczynia się do retencji wody i kształtuje biotopy cieków.
Lasy w kompleksach leśnych o cechach naturalnych	Maksymalnie dużo drzew dziuplastych i innych drzew biocenotycznych. Większość drzew dożywających naturalnej starości i śmierci.
Lasy uznane przez zarządzającego lasem za „powierzchnie referencyjne”, „ostoje różnorodności biologicznej”, „powierzchnie nieobjęte gospodarowaniem”, „ostoje ksylobiontów”	Maksymalnie dużo; usuwanie jakichkolwiek ilości powstającego martwego drewna jest sprzeczne z funkcją tych lasów. Większość drzew dożywających naturalnej starości i śmierci. W przypadku konieczności obalenia pojedynczych drzew z przyczyn bezpieczeństwa, powinny być pozostawione jako leżące.
Lasy ochronne „stanowiące cenne fragmenty rodzimej przyrody”. Lasy na stromych zboczach. Lasy w pasie do 30 m od brzegów cieków, zbiorników wodnych, torfowisk	Maksymalnie dużo drzew dziuplastych i innych drzew biocenotycznych. Większość drzew dożywających naturalnej starości i śmierci.
Inne lasy wodo- i glebochronne. Lasy, w których stwierdzono występowanie gatunków chronionych i zagrożonych związanych z martwym drewnem	Więcej niż 20 m³/ha. Nie mniej niż 7 grubych kłód lub całych drzew stojących grubszych niż 30 cm średnicy na 1 ha lasu. Maksymalnie dużo drzew dziuplastych i innych drzew biocenotycznych. Wiele drzew dożywających naturalnej starości i śmierci.
Chronione siedliska przyrodnicze: m.in. buczyny (9110, 9130), dąbrowy (9190), grądy (9160, 9170), łągi (91E0, 91F0), górskie bory świerkowe (9410)	Więcej niż 20 m³/ha. Nie mniej niż 7 grubych kłód lub całych drzew stojących grubszych niż 30 cm średnicy na 1 ha lasu. Maksymalnie dużo drzew dziuplastych i innych drzew biocenotycznych. Wiele drzew dożywających naturalnej starości i śmierci.
Lasy, w których stwierdzono występowanie gatunków chronionych i zagrożonych związanych z martwym drewnem	Według kryteriów właściwego stanu siedliska odpowiedniego gatunku zarówno co do ilości, jak i jakości martwego drewna lub mikrosiedlisk nadrzewnych. Dla gatunków chronionych w obszarach Natura 2000 kryteria właściwego stanu siedliska zostały zaproponowane w opracowanych i opublikowanych metodykach ich monitoringu; dla innych gatunków podobne kryteria wymagałyby opracowania na podstawie aktualnej wiedzy naukowej, a do tego czasu należy starać się maksymalizować zagęszczenie mikrosiedlisk, które są dla nich odpowiednie według wiedzy naukowej.
Inne lasy (wielofunkcyjne)	Więcej niż 10 m³/ha. Przynajmniej rozproszone występowanie drzew dziuplastych i innych drzew biocenotycznych. Przynajmniej niektóre drzewa (nie mniej niż 5% powierzchni lasu) dożywające naturalnej starości i śmierci.

○

●

Dodatki



Dodatek 1: Metody jakościowej i ilościowej oceny martwego drewna

Ocena ilości i jakości martwego drewna w lesie na pierwszy rzut oka wydaje się prosta, ale kilka aspektów sprawia, że w praktyce jest zagadnieniem dość złożonym. Zróżnicowanie form martwego drewna, rozmaite jego kształty oraz zwykle skupiskowy charakter jego występowania, to najpoważniejsze problemy. Każda metoda da tylko wynik z pewnym przybliżeniem, ale to zwykle wystarcza do celów badawczych i praktycznych. Błąd można zmniejszyć, ale kosztem znacznego wzrostu pracochłonności.

Istnieje wiele metod oceny ilości martwego drewna. Najdokładniejszą z nich jest bezpośredni pomiar wszystkich sztuk drewna (leżących i stojących) i zastosowanie odpowiednich wzorów geometrycznych (modyfikacji wzorów na objętość stożka). Nawet taka metoda nie daje jednak stuprocentowej dokładności: trudno sobie przecież wyobrazić pomiar każdej gałązki z osobna. Ze względu na znaczną pracochłonność (nawet przy wykorzystaniu nowoczesnych laserowych narzędzi pomiarowych i terenowego komputera), metodę bezpośredniego pomiaru stosuje się do badania stosunkowo niewielkich, a wymagających dużej dokładności powierzchni (np. jako element długoterminowych i szczegółowych badań na stałych powierzchniach), najczęściej jednocześnie z wykonaniem mapy (kartowaniem) mierzonych obiektów. W szerszej praktyce, np. w leśnictwie i w ochronie przyrody, najczęściej stosuje się metody oparte na powierzchniach próbnych; rzadziej inne.

Umownie przyjęto, że bierze się pod uwagę tylko kawałki drewna przekraczające pewne minimalne rozmiary (zwykle grubsze niż 7-10 cm i dłuższe niż 10 cm), a nie bierze się pod uwagę pniaków nie sięgających do 1,3 m wysokości. Drewno drobnych gałązek i pniaków uwzględnia się tylko w specjalnych badaniach i wówczas mierzy się je osobno.

Metody oparte na powierzchniach próbnych

Założeniem tych metod jest badanie ilości martwego drewna na pewnych fragmentach badanego lasu (powierzchniach próbnych), a następnie przeliczenie na całą powierzchnię albo na jednostkę powierzchni. Aby badane miejsca były faktycznie reprezentatywne dla całości, musi być ich dużo i muszą być rozmieszczone losowo. Losowość lokalizacji można zrealizować np. nakładając na mapę badanego obszaru siatkę kwadratów i lokalizując powierzchnie próbne w węzłach tej siatki. Można zastosować także inne sposoby losowania miejsca, ale należy to zrobić zanim pójdzie się w teren, by nie sugerować się obrazem lasu.

Gdy badamy zróżnicowany kompleks leśny, np. mozaikę starych i młodych drzewostanów, stosuje się tzw. warstwowanie próby, tj. wstępny

podział obiektu na części, co do których podejrzewamy duże różnice badanej cechy (np. drzewostany rezerwatowe, stare drzewostany gospodarcze, młodsze drzewostany gospodarcze) i zaprojektowanie siatki powierzchni osobno dla każdej z takich „warstw”.

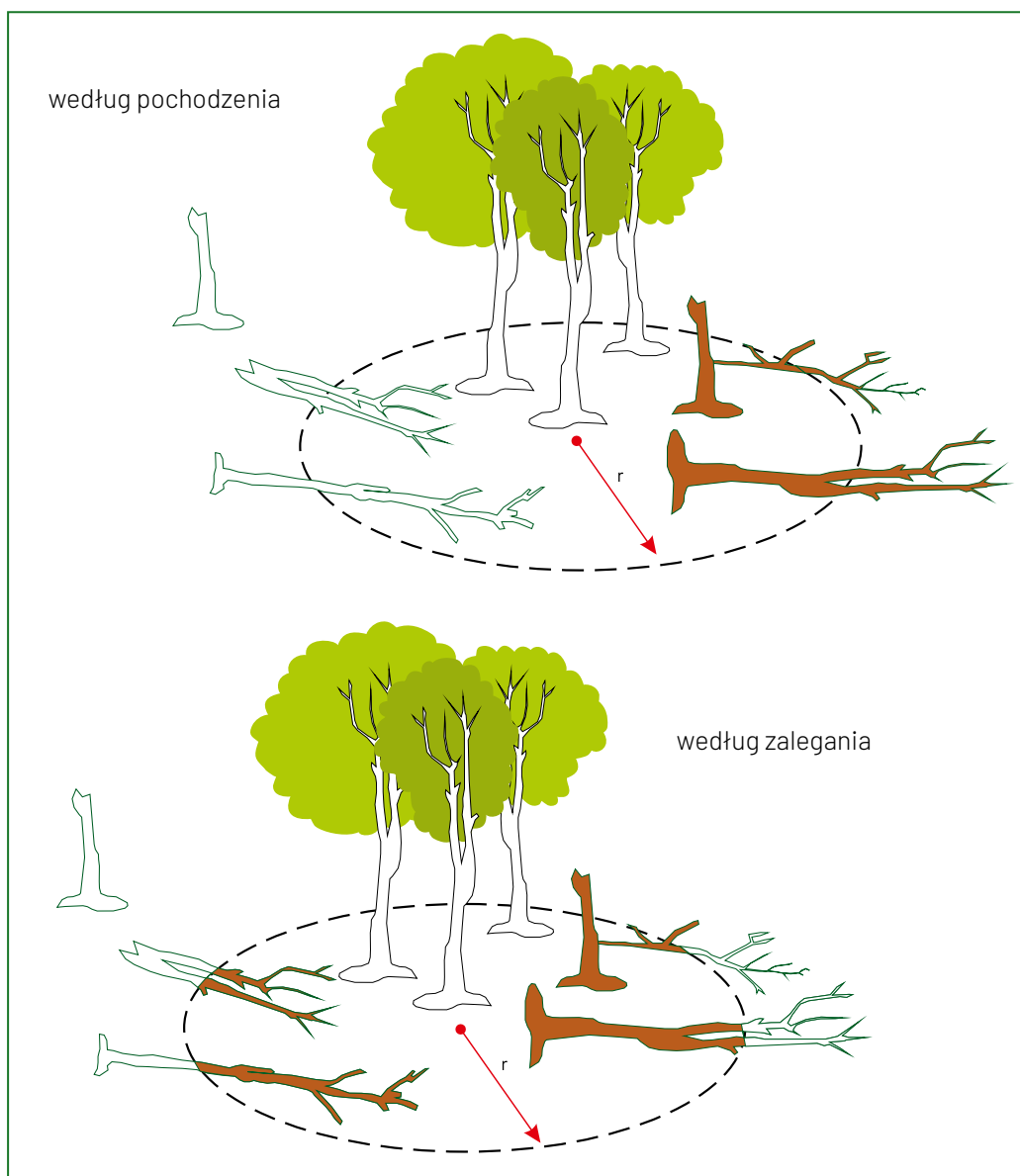
Jaki kształt powierzchni?

Najwygodniejsze i najczęściej stosowane są zwykle powierzchnie kołowe, gdyż wystarczy tylko zlokalizować ich środek (np. za pomocą GPS), a promień koła łatwo już wyznaczyć od tego środka krótką taśmą albo dalmierzem laserowym lub ultradźwiękowym. Prace na powierzchniach kołowych może wykonać pojedyncza osoba. W płaskim terenie powierzchni 0,05 ha odpowiada promień koła 12,62 m, a powierzchni 0,2 ha – promień 25,24 m. Powierzchnie kwadratowe i prostokątne są trudniejsze w wyznaczeniu, gdyż wymaga to wytyczenia kąta prostego, a to zwykle wymaga dwóch osób. Często stosuje się jednak powierzchnie transektowe, w kształcie bardzo wydłużonego prostokąta, realizowanego jako pas np. po 10 m w każdą stronę od wytyczonej linii centralnej.

Mniejsze powierzchnie bada się łatwiej i szybciej. Jednak, im mniejsze pola zastosujemy, tym większa będzie zmienność wyników z poszczególnych powierzchni. Spowoduje to znaczny wzrost liczby powierzchni koniecznych do uzyskania wyniku o sensownej dokładności. Przy bardzo nierównomiernym rozmieszczeniu drewna w lesie, stosując niewielkie powierzchnie próbne, uzyskamy na nich bardzo często wartości dalece odbiegające od średniej, tj. niezadowolającą dokładność pomiaru. Gdy zasoby martwego drewna są bardzo niskie, ich badanie za pomocą siatki małych powierzchni staje się mało efektywne (na większości powierzchni uzyskujemy wynik zerowy), dłuższe transekty sprawdzają się wówczas lepiej.

Ile potrzeba powierzchni?

Zwykle znacznie więcej, niż jesteśmy gotowi zbadać... Zwłaszcza gdy pracujemy na niewielkich powierzchniach, musi być ich dużo. Problemem jest zwykle skupiskowe rozmieszczenie martwego drewna, skutkujące wysokim współczynnikiem zmienności wyników uzyskiwanych na poszczególnych powierzchniach próbnych. Liczbę powierzchni próbnych, niezbędnych do zbadania wartości średniej (np. ilości martwego drewna w m^3/ha) z żadaną dokładnością, można wyliczyć metodami matematycznymi. W przybliżeniu, aby określić średnią z dokładnością $d\%$, zakładając wymóg 95% ufności, potrzeba $N = (2 \cdot v/d)^2$ powierzchni próbnych, gdzie v jest wyrażonym w % współczynnikiem zmienności wartości w próbach. Zamiast współczynnika zmienności z wszystkich prób (który poznamy



Ryc. 43 Kwalifikacja fragmentów martwego drewna „według pochodzenia” (u góry) i „według zalegania” (u dołu)
(wg Pawlaczyka 2014)

dopiero, gdy je pobierzemy), można z pewnym przybliżeniem podstawić wartość z 20 losowych prób wstępnych. Im mniejsze będą powierzchnie próbne, tym większy będzie współczynnik zmienności ilości martwego drewna na nich, tym więcej więc trzeba będzie założyć takich powierzchni. Na przykład przy współczynniku zmienności 100% (co jest dość typową wartością, gdy zastosujemy powierzchnie 0,05 ha), aby określić ilość martwego drewna z dokładnością 20% przy ufności 95%, potrzebujemy aż 100 takich powierzchni próbnych. Optymalizacja wysiłku badawczego wymaga optymalizacji zarówno wielkości, jak i liczby powierzchni, i zwykle jest trudnym problemem decyzyjnym.

Kwalifikacja według pochodzenia czy według zalegania?

Rejestrując poszczególne fragmenty martwego drewna na powierzchni próbnej mamy do wyboru dwa podejścia (Ryc. 43):

- „Według zalegania”: rejestrujemy dokładnie to, co znajduje się w granicach powierzchni.

Kłodę leżącą tak, że tylko częściowo mieści się w powierzchni „wirtualnie obcinamy” na granicy powierzchni, tj. części wystającej za granicę powierzchni nie bierzemy pod uwagę;

- „Według pochodzenia”: próbujemy ustalić pochodzenie każdego kawałka martwego drewna. Rejestrujemy wszystkie fragmenty pochodzące z drzew, które rosły wewnątrz powierzchni badawczej (nawet, gdy obecnie leżą całkowicie lub częściowo poza nią), a pomijamy fragmenty pochodzące z drzew, które rosły poza powierzchnią (nawet, gdy teraz leżą częściowo lub całkowicie w granicach powierzchni).

Pierwsze podejście nie jest obciążone subiektywizmem odgadywania pochodzenia poszczególnych fragmentów, jest łatwiejsze w realizacji i prawdopodobnie dokładniejsze, ale tracimy informację o faktycznych rozmiarach poszczególnych fragmentów (jeśli nie zapiszemy jej dodatkowo). Drugie podejście zmusza do odgadywania historii poszczególnych drzew, co bywa trudne i niekiedy mało wiarygodne.

Objętość pojedynczego fragmentu

Objętość leżącej kłody szacuje się zwykle jako objętość stożka ściętego, na podstawie długości kłody oraz średnicy kłody w jej środku, tj. tzw. wzorem Hubera:

$$V = L \cdot \pi (d/2)^2$$

gdzie: L – długość kłody, d – jej średnica w środku długości.

Trudniejsze jest określenie objętości drzewa stojącego, ponieważ nie ma możliwości pomiaru średnicy w środku wysokości. Wysokość mierzymy wysokościomierzem (obecnie istnieją też aplikacje umożliwiające wykorzystanie w tej roli telefonu komórkowego lub tabletu). Dysponując pomiarem pierśnicy (tj. średnicy na wysokości 130 cm), możemy szacować osobno objętość każdego drzewa na podstawie stosowanych w leśnictwie tablic miąższości całych drzew. Możemy też użyć wzoru:

$$V = f H \cdot \pi (d/2)^2$$

gdzie: H – wysokość drzewa, d – jego pierśnica, f – tzw. liczba kształtu.

Liczba f zależy od gatunku i wieku drzewa; możemy przyjąć ją z tablic miąższości dla dominującego w naszych pomiarach gatunku. Najczęściej f wynosi między 0,55 a 0,7, w dużym przybliżeniu można więc przyjąć wartość 0,65. Alternatywą jest zastosowanie bardzo niedokładnego tzw. wzoru Denzina:

$$V = 0,001 \text{ m}^3/\text{cm}^2 \cdot d^2.$$

Najtrudniejsze jest sensowne oszacowanie objętości złomu. Wzorcem jest zwykle hipotetyczna objętość całego drzewa stojącego o takiej pierśnicy (wysokość należy przyjąć na podstawie relacji między pierśnicami a wysokościami drzew w badanym drzewostanie), a kluczowym zagadnieniem jest, jaka część tej objętości odpowiada części wysokości. Dla świerka, sosny, jodły i olszy dostępne są opisujące to tzw. tablice Radwańskiego. Dla innych gatunków drzew leśnicy dysponują odpowiednimi parametrami ukrytymi w programach komputerowych używanych w nadleśnictwach, ale ich dokumentacji źródłowej nie opublikowano.

Według doświadczeń autorów, dość dobrze sprawdzają się wzory empiryczne, np. dla buka $v = -1,2319a^2 + 2,2373a - 0,0089$, gdzie v – część objętości całego drzewa, a – część wysokości całego drzewa.

Stopień rozkładu

Ponieważ rozkład drewna stanowi proces ciągły, stopień rozkładu można określić w wyniku szczegółowej analizy laboratoryjnej bądź przez przypisanie badanego materiału do arbitralnie zdefiniowanych klas rozkładu. Ze względu na olbrzymią pracochłonność i koszty metod laboratoryjnych, w ekologii lasu, gdzie analizuje się zjawiska o charakterze masowym, a nie proces rozkładu pojedynczej sztuki martwego drewna, takie metody nie są stosowane. Stopień

rozkładu ocenia się przez porównywanie obserwowanego materiału z przyjętym wzorcem klas rozkładu. Może to być np. skala rozkładu martwego drewna zaproponowana przez Maser'a i in. (1979; rozdz. 3.1, Ryc. 4). Pięciostopniowa skala wydaje się optymalna, choć niekiedy bywa upraszczana do trzech stopni.

Metoda stosowana w Polsce w urządzaniu lasu

Od 2012 r. obowiązująca w Polsce Instrukcja Urządzania Lasu przewiduje możliwość określania zasobów martwego drewna w nadleśnictwach podczas prac taksacyjnych wykonywanych co 10 lat, w ramach kolejnych rewizji planu. Decyzję o wykonaniu takiego pomiaru podejmuje tzw. Komisja Założeń Planu przed zleceniem prac urządzeniowych. Zwykle pomiar jest realizowany. Korzysta się z siatki kołowych powierzchni próbnych (od 0,005 do 0,5 ha, zależnie od wieku drzewostanu) zakładanych do celów pomiaru żywych drzewostanów. Powierzchnie są zlokalizowane w wybranych węzłach siatki kwadratów 100×100 m, z której losuje się potrzebną liczbę powierzchni uwzględniając warstwowanie próby według gatunków i klas wieku. Nie bierze się pod uwagę drzewostanów młodszych niż 21 lat. Pomiar martwego drewna wykonuje się na co dziesiątej z tych powierzchni. Do rejestracji fragmentów martwego drewna stosuje się podejście „według pochodzenia” i uwzględnia się:

- wszystkie fragmenty leżącego martwego drewna grubsze niż 10 cm w cieńszym końcu i dłuższe niż 0,1 m, których źródłem pochodzenia jest powierzchnia transektu (0,4 ha),
- martwe drzewa stojące (posusz) i martwe drzewa złamane (złomy) grubsze niż 7 cm pierśnicy, notując wysokość w metrach (nie uwzględniając części cieńszej niż 7 cm) i pierśnicę w centymetrach.

W tej metodzie nie są zbierane dane o stopniu rozkładu drewna. Metoda ma istotne wady: sposób warstwowania próby, zasadny przy pomiarze zasobności żywych drzewostanów, nie pasuje do zróżnicowania występowania martwego drewna; bardzo mała wielkość powierzchni w młodszych klasach wieku generuje bardzo wysoką zmienność wyników; założenie brania do pomiaru martwego drewna tylko co dziesiątej powierzchni sprawia, że powierzchni próbnych jest za mało, by uzyskać sensowną dokładność. Mimo to, zbierane dane dają pewien obraz co do ogólnego stanu zasobów martwego drewna w poszczególnych nadleśnictwach. Opis metody zamieszczono w Instrukcji Urządzania Lasu (DGLP 2012).

Metoda stosowana w Polsce w Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu

Pomiary wykonywane są na ponad 30 tys. kołowych powierzchni próbnych po 0,04 ha każda. W siatce 4×4 km, pokrywającej wszystkie

lasu Polski, zlokalizowano L-kształtne bloki po 5 powierzchni. W pomiarze martwego drewna stosuje się podejście „według zalegania” i bierze się pod uwagę martwe drzewa leżące (fragmenty w obrębie powierzchni próbnej o grubości w grubszym końcu ponad 10 cm) i stojące (o pierśnicy od 7 cm wzwyż). Stopień rozłożenia ocenia się w trzystopniowej skali: nierozłożone – częściowo rozłożone – silnie rozłożone. Opis metody jest zamieszczany w raportach z Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (np. BULiGL 2020).

Metoda stosowana w Polsce w monitoringu siedlisk przyrodniczych

Na stanowisku monitoringowym leśnego siedliska przyrodniczego, badanym w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, ilość martwego drewna bada się na transekcje monitoringowym, służącym także do rejestracji innych cech ekosystemu, założonym w sposób reprezentatywny dla badanego płatu. Aby monitoring był wiarygodny, tj. aby w kolejnych obserwacjach badać rzeczywiście tę samą powierzchnię, charakterystyczne punkty transektu muszą być trwale oznakowane, albo w inny sposób zlokalizowane z dokładnością submetry. Za powierzchnię badawczą przyjmuje się pas po 10 m w każdą stronę od linii transektu – przy typowym, 200-metrowym transekcje bada się więc powierzchnię $200 \times 20 \text{ m} = 0,4 \text{ ha}$. Celem tej metody nie jest ustalanie średniej ilości martwego drewna w lesie, ale raczej badanie zmian zachodzących z czasem na poszczególnych stanowiskach (transektach). Sens ma przede wszystkim porównywanie wyników otrzymanych na tym samym transekcje w kolejnych seriach obserwacji monitoringowych, tj. co kilka lat.

Podejście do uwzględniania i mierzenia poszczególnych fragmentów martwego drewna jest takie samo, jak w metodzie stosowanej w urządzaniu lasu (por. wyżej).

W ramach monitoringu na tym samym transekcje rejestruje się także mikrosiedliska nadrzeczne i drzewa biocenotyczne, według uproszczonej klasyfikacji głównych typów mikrosiedlisk: H – huby; Ob – istotne obłamania korony; Os – zmarłe konary główne w koronie, martwa co najmniej $\frac{1}{4}$ korony; Rz – drzewa złamane tak, że powstało rozszczepienie na wiele drzazg co najmniej 50 cm długich; Pr – drzewa z bliznami piorunowymi, co najmniej 3-metrowej długości i sięgającymi bielu; Pk – drzewa z pęknięciami pnia dł. $>50 \text{ cm}$ wzdłuż pnia i sięgającymi co najmniej 2 cm w głąb bielu; Dz – drzewa z dziuplami $>5 \text{ cm}$ średnicy, niewypełnionymi próchnem lub niemożliwymi do zbadania pod kątem istnienia próchnowisk; DzP – drzewa z próchnowiskami: duże dziuple lub inne przestrzenie wewnątrz drzewa z widocznymi znacznymi ilościami próchna; Wk – wykroty ze stojącym talerzem korzeni o wysokości co najmniej 1,2 m; S – drzewa stare – rozmiary lub inne przesłanki świadczą, że mogą mieć ponad 150 lat.

Opis metody opublikowano w metodyce monitoringu siedliska przyrodniczego 9130 (żywnych buczyn) opracowanej przez Pawlaczyka (2015).

Metoda linii siecznych

Przeprowadzone badania porównawcze nad wydajnością i dokładnością różnych metod wskazują, że do pomiaru liczby martwych drzew leżących efektywna okazuje się metoda zaproponowana przez Van Wagner'a (1968) do szacowania ilości nagromadzonej w amerykańskich lasach leżaniny – podstawowej w prognozowaniu leśnych pożarów informacji, a spopularyzowana później przez Browna (1974). Metoda ta wykorzystuje regułę zależności łącznej liczby przecięć określonej długości linii przez losowo rozrzucone poziome elementy (np. kawałki martwego drewna) od łącznej długości tych elementów. Jeżeli, rejestrując przecięcia, dokonuje się jednocześnie pomiaru grubości (średnicy) przecinających linie elementów (w miejscu przecięcia), możemy także uzyskać informacje o ich objętości (łącznej lub w zdefiniowanych przez nas klasach grubości):

$$V = A\pi^2 \sum d^2/8L$$

gdzie: V – objętość leżącego martwego drewna na danej powierzchni [m^3], A – powierzchnia, na której dokonujemy pomiaru martwego drewna [m^2], d – średnica martwego drewna w miejscu przecięcia linii [m], L – długość linii pomiarowej [m].

Dokładność metody w znacznym stopniu zależy od ilości martwego drewna. Przyjęto, iż dla zachowania 10-procentowego błędu statystycznego, łączną długość linii przypadającą na powierzchnię 1 hektara określa równanie wykładnicze:

$$L = 5132e^{-0.04V}$$

gdzie: L – długość linii w m/ha, e – podstawa logarytmu naturalnego, V – szacowana miąższość martwego drewna na 1 ha.

Oznacza to np., że przy miąższości leżaniny ok. $10 \text{ m}^3/\text{ha}$ długość linii pomiarowej L (starsze drzewostany gospodarcze) powinna wynosić około 3500 m, przy $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ (starodrzewy, w których kilkadziesiąt lat nie uprzętao martwych drzew) – niecałe 750 m, a przy $120 \text{ m}^3/\text{ha}$ (przeciętna ilość w BPN) – ok. 50 m (wg Warren i Olsen 1964). Ze względu jednak na nierównomierny rozkład leżaniny, zalecane jest podwojenie tych wartości. Dobrze byłoby, aby ilościowy szacunek miąższości martwego drewna wykonywany był w nawiązaniu do stałych powierzchni, umożliwiając powtarzalność oraz śledzenie dynamiki (monitoring) martwego drewna. Na powierzchniach ćwierćhektarowych ($50 \times 50 \text{ m}$) zalecalibyśmy stosowanie siatki utworzonej przez rozwinięcie dwunastu 50-metrowych odcinków taśmy w odstępach 10 m (po 6 w każdym kierunku). Inwentaryzację na powierzchniach 25-hektarowych ($500 \times 500 \text{ m}$) można wykonywać prowadząc np. prostopadłe względem siebie, 50-metrowej długości odcinki (w układzie

„schodkowym”), wzdłuż obu przekątnych powierzchni.

Metoda ta nadaje się tylko do leżących kłód, ale w ich przypadku ma wysoką efektywność (tj. korzystny stosunek nakładu badawczego do uzyskiwanej dokładności oszacowania). Aby ująć całość zasobów martwego drewna, konieczne jest jej uzupełnienie o pomiar objętości martwych drzew stojących i złomów inną metodą – np. na powierzchniach próbnych stanowiących pasy o szerokości 10 m, wzdłuż linii służącej do pomiaru drewna leżącego (np. po 5 m z każdej strony).

Metoda ta została z powodzeniem wykorzystana do inwentaryzacji martwego drewna na 25-hektarowych powierzchniach (500×500 m) w Puszczy Białowieskiej. Technicznie polegała ona na rozwinięciu płóciennej taśmy wzdłuż dwóch ciągów o łącznej długości 2 km, składających się z 50-metrowych, prostokątnych względem siebie odcinków (schodki). Zastosowanie łamanej, zamiast prostej linii, jest konieczne dla spełnienia niezbędnego warunku losowego rozmieszczenia martwego drewna (według wcześniejszych badań kierunek powalonych drzew w Puszczy Białowieskiej jest w znacznym stopniu określony przez kierunek przeważających wiatrów). Dość duża wydajność metody (szczególnie, gdy dysponujemy elektronicznym rejestratorem danych) pozwala na wzbogacenie danych informacją dotyczącą, poza grubością, gatunku (tam, gdzie to możliwe; lub rodzaju – liściaste/iglaste) oraz stopnia rozkładu przecinającej linię pomiarową sztuki drewna. Dokładność metody jest proporcjonalna do długości linii (rozwiniętej taśmy), a odwrotnie proporcjonalna do powierzchni, na jakiej dokonujemy inwentaryzacji. Uzyskane dane można przedstawić w dowolnie wyznaczonych przez nas klasach grubości, według gatunków lub rodzajów, lub/i według stopni rozkładu.

Metody relaskopowe

Pomysłowe, ale rzadko stosowane w praktyce metody bazują na liczeniu, z losowo wybranych punktów, widocznych fragmentów martwego drewna spełniających określone warunki. Zasobność martwego drewna na hektarze lasu jest równa liczbie takich fragmentów pomnożonych przez odpowiednią stałą. Metody te nadają się do użytku tylko wtedy, gdy martwych drzew jest stosunkowo dużo, tj. z każdego miejsca w lesie widać ich co najmniej kilka. Dlatego ich praktyczne zastosowanie w polskich lasach jest mocno ograniczone.

Klasyczna metoda relaskopowa polega na zliczeniu wokół siebie wszystkich drzew, których grubość widziana z punktu obserwacji przekracza określony kąt, tj. w praktyce wizualnie nie mieści się w szczyrbince blaszki Bitterli-

cha (blaszka z wycięciem określonej szerokości, trzymana na sznurku w określonej odległości od oka) lub przekracza szerokość paska widocznego w optyce relaskopu (przyrząd optyczny, przez który widzimy drzewo, a na jego tle pasek o określonej szerokości; dziś taką funkcjonalność można też uzyskać w telefonie za pomocą odpowiedniej aplikacji). Pole przekroju pierśnicowego drzew na hektar drzewostanu jest równe liczbie drzew spełniających warunek relaskopu, pomnożonej przez tzw. stałą relaskopu. Znając to pole i średnią wysokość drzewostanu można określić zasobność (odczytać z odpowiednich tablic lub obliczyć z wykorzystaniem liczby kształtu). Ta metoda jest stosowana głównie do pomiaru zasobności żywych drzewostanów, również dobrze jednak można nią mierzyć zasobność martwych drzew stojących.

Gdy obrócić relaskop o 90° i weryfikować nim grubość każdej widocznej leżącej kłody w środku jej długości, mierząc następnie długość pozytywnie zweryfikowanych kłód, w analogiczny sposób (używając wzoru Hubera) można wyliczyć łączną objętość tych kłód na hektarze lasu.

Metoda długości krytycznych, zaproponowana przez Ståhla i in. (2010), umożliwia dokładniejsze zastosowanie relaskopu do pomiaru leżących kłód. Używając relaskopu lub blaszki obróconych o 90°, na każdej z leżących kłód identyfikuje się odcinek kłody nie mieszczący się w pasku. Długość tego odcinka, to tzw. długość krytyczna. Objętość kłód na hektar lasu określa się jako sumę „długości krytycznych” pomnożoną przez odpowiednią stałą relaskopu. Do drzew stojących można zastosować analogiczną metodę „wysokości krytycznych”.

Metoda odległości prostopadłej, zaproponowana przez Williams'a i Gove'a (2003) nie wymaga nawet relaskopu, a tylko taśmy. Polega na zliczeniu tych leżących kłód, dla których stosunek odległości od punktu obserwacyjnego (mierzonej prostopadle do kłody) i pola przekroju kłody w miejscu, w którym przecina ją ta prostopadła, jest mniejszy od wybranej stałej K. W praktyce posługujemy się tabelą „odległości zaliczenia” kłód o określonej grubości. Po nabraniu wprawy w szacowaniu grubości kłody i odległości do niej, tylko niektóre przypadki trzeba weryfikować mierząc odległość i grubość kłody taśmą. Objętość kłód w m³/ha lasu określa się wzorem:

$$V = n \cdot 5000 \text{ m}^3 / K$$

gdzie: n – liczba zliczonych kłód (należy uśrednić pomiar z wielu punktów rozrzuconych losowo na badanym obszarze, K – stała.

Metoda nadaje się tylko do drzew leżących i słabo sprawdza się, gdy ich zasoby są małe.

Polecana literatura

- Affleck D.L.R. 2008. A line intersect distance sampling strategy for downed wood inventory. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2262-2273.
- Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej 2019. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2014-2018. BULiGL, Sękocin Stary, 557 s.
- Brown J.K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. Ogden, Utah, 24 s.
- Bujoczek L. 2015. Problematyka pomiarów oraz określania miąższości martwego drewna na kołowych powierzchniach próbnych. *Sylwan* 159, 10: 795-803.
- Bujoczek L., Bujoczek M., Banaś J., Zięba S. 2017. Inwentaryzacja martwego drewna statystyczną metodą reprezentacyjną z zastosowaniem warstw gatunkowo-wiekowych. *Sylwan* 161, 2: 114-123.
- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych 2012. Instrukcja urządzania lasu. Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 287 s.
- Figarski T., Buchholz L., Szczygielski M. 2014. Struktura zasobów drewna martwych drzew w Świętokrzyskim Parku Narodowym i jego znaczenie dla zachowania populacji wybranych gatunków chrząszczy saproksylobiontycznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 258-272.
- Maser C., Anderson R.G., Cromack K. jr., Williams J.T., Martin R.E. 1979. Dead and down woody material. W: Thomas J.W. (red.) – *Wildlife habitats in managed forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington*. USDA Forest Service. Agriculture Handbook No. 553, Portland – Washington D.C.: 78-95.
- Miścicki S., Sołtys A. 2019. Liczba i wielkość jednostek próbnych do pomiaru leżących martwych drzew metodą liniową. *Sylwan* 163, 12: 35-46.
- Orczewska A., Szewo J. 1996. Biocenotyczne funkcje martwych drzew w środowiskach leśnych. *Aura* 11: 5-9.
- Pawlaczyk P. 2014. Martwe drewno i mikrosiedliska nadrzewne w leśnych siedliskach przyrodniczych Puszczy Drawskiej. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4 (41): 62-73.
- Pawlaczyk P. 2015. 9130 Żyzne buczyny. W: Mróz W. (red.) – *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część IV. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 249-272.*
- Pawlaczyk P. 2020. Drzewa martwe i mikrosiedliska nadrzewne w ocenie stanu i planowaniu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 17-32.
- Ritter T., Saborowski J. 2012. Point transect sampling of deadwood: a comparison with well-established sampling techniques for the estimation of volume and carbon storage in managed forests. *European Journal of Forest Research* 131: 1845-1856.
- Ståhl G., Gove J.H., Williams M.S., Ducey M.J. 2010. Critical length sampling: a method to estimate the volume of downed coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 129, 6: 993-1000.
- Talarczyk A. 2020. Inwentaryzacja zasobów martwego drewna w planach urzędzenia lasu i w wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasów. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 95-118.
- Van Wagner C.E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14, 1: 20-26.
- Van Wagner C.E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Information Report PI-X-12. Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, Chalk River, Ontario, 11 s.
- Warren W.G., Olsen P.F. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. *Forest Science* 10: 267-276.
- Williams M. S., Gove J. H. 2003. Perpendicular distance sampling: an alternative method for sampling downed coarse woody debris. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1564-1579.
- Wolski J. 2002. Metoda pomiarów leżącego martwego drewna w lesie – założenia teoretyczne i przebieg prac terenowych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A, 2(932): 27-45.*

Dodatek 2: Zajęcia edukacyjne: „Po co nam martwe drzewa?”

W pierwszym wydaniu tej książki zamieściliśmy konspekty zajęć edukacyjnych przeprowadzonych w 2001 r. w Puszczy Białowieskiej, w ramach programu „Po co nam martwe drzewa?”, realizowanego w Ośrodku Edukacji Przyrodniczej Białowieskiego Parku Narodowego. Były to wówczas pionierskie przykłady ujmowania zagadnień martwego drewna w edukacji leśnej. Dziś (2021 r.) zajęcia na ten temat ma w programie prawie każdy z ośrodków edukacyjnych, a tablicę na temat ekologicznego znaczenia martwych drzew znajdziemy na prawie każdej ścieżce przyrodniczej. Rozwinęły się też techniki edukacji i stosowane w niej narzędzia. Wciąż jednak nic nie zastąpi bezpośredniego dotknięcia drzewa i drewna. W obecnym wydaniu postanowiliśmy zachować ówczesne konspekty, jako „swoistą” pamiątkę rozpoczęcia nurtu edukacyjnego w Polsce.

Zajęcia I Andrzej Keczyński

Drzewa Puszczy Białowieskiej – żywe i martwe

Cel: Zapoznanie z głównymi gatunkami drzew występującymi w Puszczy Białowieskiej, przyczyną ich zamierania, tempem rozkładu drewna.

Materiały i pomoce niezbędne do przeprowadzenia zajęć: Arkusze zielnikowe z okazami gatunków drzewiastych (pędy ulistnione), papier (zeszyty), ołówki, zestawy ilustracji: sylwetki drzew, schematyczne przekroje pionowe przez drzewostany (profile lasów), taśmy miernicze, klucze i przewodniki do oznaczania gatunków drzew.

Czas trwania: I. A – 4 godz.; I. B, C – 1 godz.; II – 4 godz.; III – 2 godz.

Liczba uczestników: jedna klasa (do 30 osób).

I. Przygotowanie do zajęć terenowych

A. Zajęcia wstępne:

Wykonanie ilustracji – kluczy do rozpoznawania drzew po liściach (odrysy liści z arkuszy zielnikowych), uzupełnione o rysunki sylwetek drzew, profile obrazujące strukturę pionową drzewostanów.

B. Wykład wprowadzający:

- Co to jest drzewo, czym różni się od krzewów, bylin i innych roślin zielnych?
- Podstawowe gatunki drzew Puszczy Białowieskiej.
- Drzewostany jako leśne zbiorowiska drzew – jak są zróżnicowane, od czego to zależy?

- Dlaczego giną drzewa? – czynniki biotyczne i abiotyczne.
- Jak szybko rozkładane jest drewno? Od czego to zależy?

C. Omówienie przebiegu zajęć terenowych:

Podział na grupy i podgrupy, ustalenie zasad pracy w grupach, wyjaśnienie sposobu wyznaczania transektów, oznaczania drzew na transektach, wyznaczania kwadratów na transektach – jako podstawowej jednostki obserwacyjnej.

Szczegółowe omówienie formularza terenowego. Pojęcia:

- **transekt** – powierzchnia badawcza, obserwacyjna, w kształcie wydłużonego prostokąta, przecinająca drzewostan; aby ułatwić pracę – często podzielona na mniejsze jednakowe fragmenty;
- **drzewo cienkie** – drzewo o średnicy mniejszej niż 21 cm – krótszy bok kartki formularza;
- **drzewo grube** – drzewo o średnicy większej niż 21 cm;
- **drzewo martwe, leżące, świeże** – drzewo, które obumarło i przewróciło się w ciągu ostatnich kilku lat; drewno jest twarde, często jeszcze pokryte korą, na gałęziach znajdują się resztki zaschniętych liści, igieł, pązków;
- **drzewo martwe, leżące, rozkładające się** – drzewo, które obumarło przed wieloma laty, pokryte kożuchem mchów, zewnętrzna warstwa drewna miękka, wewnętrzna twarda, widoczne grube gałęzie, cienkie – praktycznie wszystkie opadły;
- **drzewo martwe, leżące, rozłożone** – drzewo leżące długi czas, pokryte mchami i roślinami zielnymi, krzewinkami, młodymi drzewkami; drewno silnie rozłożone, miękkie, o konsystencji gąbki, często silnie uwilgotnione, na ziemi słaby zarys pnia i grubych konarów;
- **młode pokolenie** – wszystkie gatunki drzewiaste o wysokości od ok. 10 cm (siewki i jedno-, dwuletnie drzewka) do 3-4 m i grubości do 4-5 cm.

II. Zajęcia terenowe

1. Podział uczestników zajęć na grupy. Rozdanie grupom formularzy.
2. Wyznaczenie dwóch transektów (rezerwat, las zagospodarowany). Transekt może mieć np. 5 m szerokości. Ważne jest, aby jego szerokość i długość były identyczne w lesie naturalnym i w lesie zagospodarowanym. Transekty dzielimy na kwadraty, co ułatwia liczenie drzew i pomiary.

3. Rozpoznanie drzew na transektach, sprawdzenie wyglądu liści, kory; określenie, ile drzew jest na transekcje (gatunki, stopnie grubości).
4. Wyszukiwanie drzew martwych, określenie przyczyny ich obumarcia, określenie liczby drzew martwych (stojących, leżących) na transekcje, określenie stopnia rozkładu drewna.
5. Obserwacja młodego pokolenia drzew – jak liczne jest na transekcje; wyjaśnienie, co wpływa na jego powstawanie, czy ma szanse na przetrwanie?

III. Podsumowanie zajęć terenowych i pracy w grupach

1. Wykonanie zestawień drzew żywych, martwych (z podaniem ogólnych charakterystyk).
2. Charakterystyka młodego pokolenia, warunków powstania, szans na przeżycie.
3. Dyskusja nad wnioskami końcowymi, uwzględnienie:
 - różnic między lasem naturalnym a zagospodarowanym – na podstawie otrzymanych wyników;
 - znaczenia zamierających i martwych drzew (stojące, leżące): dla istniejących drzew w drzewostanie; dla młodego pokolenia lasu; dla występowania roślin, grzybów, zwierząt.

Formularz do zajęć

		Kwadraty transektu											
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Σ	
Gatunki drzew													
Drzewa żywe – ilość (szt.)	cienkie												
	grube												
Drzewa martwe – stojące (szt.)													
Drzewa martwe – leżące (szt.)	świeże												
	rozpadające się												
	rozłożone												
Młode pokolenie	gatunki (jakie?)												
	ilość (szt.)												

Zajęcia II Bogdan Jaroszewicz

Owady i inne bezkręgowce

Cele:

1. Ukazanie różnorodności i ilości organizmów bezkręgowych żyjących na martwym drewnie i drzewach żyjących.
2. Przekazanie informacji o roli bezkręgowców w procesie przemiany materii organicznej w lesie.
3. Porównanie różnorodności biologicznej bezkręgowców zasiedlających martwe drewno i żywe drzewa.

UWAGA! Jeśli zajęcia odbywają się na terenie rezerwatu przyrody lub parku narodowego, należy uzyskać zezwolenie odpowiedniego organu (regionalna dyrekcja ochrony środowiska, dyrekcja parku narodowego) na przeprowadzenie zajęć w określonym miejscu i terminie, podając ich metodykę i szczegóły przeprowadzenia, w tym wykazując, że nie wpłyną one negatywnie na chroniony obiekt i uzasadniając, dlaczego muszą być przeprowadzone w obszarze chronionym, a nie poza nim.

Zarówno na obszarach chronionych, jak i poza nimi, należy ograniczyć do minimum niszczenie martwych kłód drewna, a po zajęciach umieścić wszystkie zebrane organizmy i fragmenty drewna na ich poprzednim miejscu.

Czas trwania: zajęcia kameralne – 30 min., zajęcia terenowe – 1 godz.

Liczba uczestników: 20-25 osób.

Materiały niezbędne do przeprowadzenia zajęć: ołówki, papier do pisania, lupa 10×, fiolki z korkiem (dla każdego uczestnika), szczyrzyk, atlasy i klucze do oznaczania bezkręgowców leśnych, w tym owadów.

I. Przygotowywanie do zajęć terenowych

1. Pierwsza część, przygotowująca uczniów do zajęć terenowych, powinna zostać przeprowadzona przez nauczycieli w ramach lekcji biologii. Uczniowie powinni zapoznać się z:
 - a) ogólną charakterystyką bezkręgowców,
 - b) charakterystyką najważniejszych grup owadów związanych z martwym drewnem,
 - c) charakterystyką najważniejszych typów larw owadów.

2. Druga część zajęć wprowadzających obejmuje ogólną charakterystykę fauny bezkręgowców Puszczy Białowieskiej:

- a) podział bezkręgowców na grupy ekologiczne,
- b) zarys sukcesji organizmów na obumierających drzewach,
- c) klasyfikację miejsc występowania bezkręgowców związanych z martwym drewnem.

Zaobserwowanie bezkręgowców w przyrodzie jest często bardzo trudne ze względu na ukryty tryb ich życia oraz, w przypadku owadów, krótki okres pojawu najbardziej widocznego stadium rozwojowego – postaci dorosłych.

II. Zajęcia terenowe

Zajęcia należy prowadzić w trzech kilkuosobowych grupach, zajmujących się wyodrębnionymi zagadnieniami. Zadaniem grup jest przeprowadzenie poszukiwań bezkręgowców i śladów ich bytowania:

- A) na drzewach żywych (przeszukiwanie załamanych kory, nabiegów korzeniowych, porostów i mchów),
- B) na drzewach martwych (na powierzchni, pod korą, w butwiejącym drewnie; należy zwrócić uwagę również na leżące na ziemi kawałki drewna i znajdujące się pod nimi organizmy),
- C) wyszukiwanie na drzewach żywych i martwych mikrośrodków, w których bezkręgowce mogą żyć i rozwijać się.

Grupy A i B mogą pracować na tej samej powierzchni. Grupa C powinna pracować na osobno wydzielonej powierzchni.

Grupy należy podzielić na 2-3-osobowe zespoły robocze, co powinno umożliwić uczestnikom zajęć dokładne zapoznanie się z każdym napotykanym w lesie obiektem: od stojących żywych, przez stojące obumierające i obumarłe drzewa, po leżące na ziemi kłody i mniejsze kawałki drewna. Każdy z zespołów roboczych powinien otrzymać do wypełnienia tabelę znajdującą się poniżej. Pola formularzy należy wypełnić znakami „+”, oznaczającymi jednorazowe stwierdzenie określonej grupy organizmów na danym stanowisku (stwierdzenie np. ślimaka na 3 różnych drzewach odnotowujemy jako „+++”). Napotkane organizmy powinny być oznaczane jedynie do poziomu grupy systematycznej wymaganej w formularzu.

Uczestnicy gromadzą znajdowane w trakcie zajęć owady lub inne bezkręgowce w przygotowanych do tego celu fiolkach (po 1-2 sztuki). Po zakończeniu poszukiwań prowadzący zajęcia wysypuje kolejno zawartość każdej fiołki na białą kartkę papieru i wspólnie z uczestnikami omawia, charakteryzując przynależność systematyczną danego zwierzęcia, pełnią przez niego rolę oraz podając krótką charakterystykę trybu życia, ciekawostki.

III. Podsumowanie zajęć terenowych i pracy w grupach

Po przeprowadzeniu zajęć wyniki poszukiwań spisujemy w formularzu zbiorczym. Omawiając wyniki należy zwrócić uwagę na następujące istotne problemy:

- a) jakie grupy organizmów występują tylko na martwym drewnie lub ich liczebność i różnorodność jest większa na martwym drewnie? (w ekosystemie leśnym, znajdującym się w równadze, nie zdarza się sytuacja, w której różnorodność organizmów na drzewach żywych jest większa niż na martwym drewnie),
- b) jakie grupy organizmów występują na obu substratach równomiernie? (ta równomierność jest pozorna, gdyż zebrane materiały nie uwzględniają różnorodności gatunkowej, która wykazałaby zupełnie inny skład gatunkowy organizmów na obu substratach),
- c) jakie mikrośrodowiska są specyficzne tylko dla żywych drzew, a jakie tylko dla martwego drewna?

W przeprowadzonej dyskusji powinny paść odpowiedzi na pytania:

- a) dlaczego istnieją różnice pomiędzy ilością i składem bezkręgowców występujących na żywych drzewach i na martwym drewnie?
- b) jakich mikrośrodków bezkręgowców brak w lesie zagospodarowanym?
- c) dlaczego większość związanych z martwym drewnem bezkręgowców to gatunki rzadkie i zagrożone wyginięciem?
- d) co to jest „szkodnik”, co decyduje o zaliczeniu organizmu do kategorii „szkodnik”, dlaczego w odniesieniu do parków narodowych nie możemy mówić o szkodnikach?
- e) jaką rolę pełnią bezkręgowce żyjące na martwym drewnie?

Wyciągniecie wniosków.

Formularz do zajęć: Zestawienie liczby organizmów związanych z martwym i żywym drewnem

ŚRODOWISKO \ ORGANIZM	ORGANIZM							
	Dżdżownice	Ślimaki	Pająki	Wije	Owady (stadium rozwojowe i grupa)	Organizmy roślinożerne i saproksyliczne	Organizmy drapieżne i saproksyliczne	Organizmy szukające schronienia
Martwe drewno								
Żywe drzewa								

Zajęcia III Arkadiusz Szymura

Ptaki i inne kręgowce

Cele:

Wiadomości:

- dokładniejsze poznanie dzięciołów, dla których martwe drewno jest warunkiem przetrwania,
- zdefiniowanie pojęć – dziupla, półdziupla, otwór naturalny,
- wyjaśnienie roli martwego drewna dla innych gatunków ptaków,
- poznanie sposobu wykonania prac terenowych i metody opracowania.

Umiejętności:

- rozpoznawanie w terenie dzięcioła dużego – samca, samicy,
- odróżnianie dziupli od otworu naturalnego, półdziupli,
- wykonywanie pomiaru tzw. pierśnicy drzewa,
- odróżnianie żerowania dzięciołów od innych śladów.

Postawy:

- kształtowanie proekologicznego myślenia o lesie,
- uświadomienie skutków usuwania martwego drewna z lasu,
- nastawienie na aktywne, twórcze, zespołowe działanie.

Forma organizacyjna i metody pracy:

- zajęcia kameralne – pogadanka, praca z kluczem do rozpoznawania ptaków,
- zajęcia terenowe – wyjście do lasu, wyznaczenie powierzchni próbnych, wykonanie różnych pomiarów i obserwacji.

Materiały i pomoce: atlasy ptaków, przezroczca, foliogramy, lornetki, taśmy miernicze, średnicomierze, ołówki, papier do pisania.

Czas trwania: zajęcia kameralne – 1-2 godz., zajęcia terenowe – 2-3 godz.

Liczba uczestników: 12-16 osób.

I. Zajęcia kameralne

1. Zajęcia wstępne (przygotowujące) w klasie

Należy omówić, wykorzystując atlasy ptaków, przezroczca, foliogramy, dzięcioły jako grupę ptaków wyspecjalizowanych do poszukiwania pokarmu w martwym drewnie:

- budowa dzioba,
- cechy języka (lepkość, zadziorki),
- sposób wykorzystywania bardzo długiego języka (współdziałanie z aparatem gnykowym),
- budowa sterówek,
- budowa kończyn tylnych – liczba palców, ich ułożenie, pazury,
- przystosowanie anatomiczne do kucia dziupli i godowego bębnienia.

Wyjaśnić pojęcia: dziupla, półdziupla.

Należy omówić gatunki ptaków gniazdujących w dziuplach i półdziuplach powstałych

w martwych drzewach, np. po żerowaniu dzięcioła czarnego, po złamaniu się drzewa. Wyjaśnić jakie znaczenie dla ptaków mają miejsca związane z martwym drewnem (poszukiwanie pokarmu, kucie dziupli oraz wykorzystywanie ich przez inne gatunki, jak sikory, jerzyk, kowalik, sowy, np. sóweczka, włochatka).

2. Zajęcia w Ośrodku Edukacji Przyrodniczej Białowieskiego Parku Narodowego przed wyjściem w teren

Systematyczny przegląd gatunków, o których była mowa w bloku I – dzięcioły (dymorfizm płciowy), sikory, kowalik, sowy, jerzyk.

II. Zajęcia terenowe

Dojście do Obszaru Ochrony Ścisłej BPN – ewentualne obserwacje czy nasłuchiwanie ptaków można wykorzystać do utrwalenia cech rozpoznawczych gatunku z wykorzystaniem lornetek i kluczy.

Podzielenie uczestników na trzy grupy. Wyjaśnienie zasad pracy w grupie. Każda grupa wyznacza powierzchnię prostokątną (50×25 m) w dominującym w puszczy typie lasu – w grądzie:

1. pow. – z przewagą grabów pospolitych,
2. pow. – z przewagą lip drobnolistnych,
3. pow. – z przewagą innych gatunków – dębu szypułkowego, olchy czarnej, z domieszką jesionu wyniosłego.

Każda grupa dokonuje pomiaru pierśnicy (grubość drzewa na wysokości piersi – ok. 1,3 m) wszystkich drzew na powierzchni – podając ich nazwy gatunkowe.

Następnie prowadzone są obserwacje pni i konarów wszystkich drzew i liczone otwory naturalne, które mogą być potencjalnymi dziuplami oraz liczone dziuple wykute przez dzięcioły.

Należy również zapisać ślady żerowania ptaków na drzewach stojących i leżących, z podaniem stopnia rozkładu tych drzew. Wyniki wpisuje się do tabeli.

III. Podsumowanie zajęć

1. Przedstawienie wyników i dyskusja:

- jak skład gatunkowy drzewostanu wpływa na zwiększenie możliwości gniazdowania gatunków potrzebujących dziupli?
- w ilu i na jakich gatunkach drzew stwierdzono ślady żerowania dzięciołów?
- czy w jakimś drewnie stwierdzono więcej śladów żerowania ptaków: w żywym, w martwym stojącym, a może w martwym leżącym? Jeżeli tak, to w jakim stadium rozkładu?

2. Wyciągnięcie wniosków dotyczących:

- roli martwego drewna dla ptaków,
- znaczenia dla danej grupy systematycznej.

Formularz do zajęć

Nr powierzchni						
Gatunek drzewa	Pierśnica	Stan drzewa	Otworki naturalne	Otworki po dzięciołach	Ślady po żerowaniu	Stopień rozkładu drewna

Zajęcia IV Karol Zub Grzyby

Cele:

1. Ukazanie różnorodności i ilości grzybów związanych z martwym drewnem.
2. Wyjaśnienie roli grzybów w procesie rozkładu drewna w lesie.
3. Porównanie różnorodności grzybów zasiedlających martwe drewno w lesie naturalnym i zagospodarowanym.

Materiały i pomoce niezbędne do przeprowadzenia zajęć: papier (zeszyty), ołówki, klucze i przewodniki do oznaczania gatunków grzybów, taśma miernicza.

Czas trwania: zajęcia kameralne – 30 min., zajęcia terenowe – 3 godz.

Liczba uczestników: 20-25 osób.

I. Wprowadzenie do zajęć

1. Środowisko życia, różnorodność budowy, sposobów odżywiania i rozmnażania się grzybów.
2. Cechy charakterystyczne grzybów.
3. Rola grzybów w przyrodzie i w życiu człowieka.

II. Zajęcia w Ośrodku Edukacji Przyrodniczej BPN przed wyjściem w teren

1. Sprawdzenie znajomości grzybów owocnikowych wśród młodzieży.
2. Krótki pokaz przezroczy prezentujący bogactwo gatunkowe i zróżnicowanie grzybów Puszczy Białowieskiej.

3. Demonstracja kilku przykładowych gatunków grzybów (preparaty, przezrocza, tablice).
4. Problem ewentualnej szkodliwości grzybów dla lasu.

III. Zajęcia terenowe

Zajęcia odbywają się przy Drodze Browskiej, na granicy pomiędzy Obszarem Ochrony Ścisłej BPN a lasem zagospodarowanym. Czas dotarcia na miejsce zajęć – około 0,5 godziny.

Przebieg zajęć:

1. Wyznaczenie dwóch transektów o długości 50 m, prostopadłe do drogi. Jeden transekt przebiega przez las naturalny, drugi przez las zagospodarowany. Transekty mogą być oznaczone taśmą lub szpilami.
2. Podział uczestników zajęć na dwie grupy.
3. Wyjaśnienie sposobu prowadzenia inwentaryzacji grzybów i wypełniania formularzy.

Formularze:






- a) w wierszach formularza podane są miejsca rozwoju grzybów;
- b) kolumny formularza wydzielone są ze względu na wygląd owocnika:
 - kapeluszowy (o różnym hymenoforze – blaszkowatym, rurkowatym, kolczastym),
 - hubowaty (w kształcie kopytowatym),
 - inne owocniki trwałe (drobne, rozpostarte lub odstające, płaskie),
 - owocniki mięsiste o różnym kształcie (miscołkowate, płaskie, nieregularne),
 - purchawkowaty;
- c) w kolumnach wpisujemy liczbę owocników o określonym kształcie znalezionych na danym rodzaju podłoża; zarówno wiersze, jak i kolumny zawierają rubryki sumujące, gdzie wpisujemy łączną liczbę grzybów po zakończeniu inwentaryzacji;

- d) inwentaryzacją należy objąć transekt o szerokości 2 m (objęta zostanie powierzchnia o wielkości 100 m²);
- e) przy większej liczbie uczestników w obrębie grupy mogą powstać podgrupy, które będą liczyły grzyby tylko w określonych środowiskach, np. na drzewach stojących żywych i martwych, na ziemi;
- f) po zakończeniu inwentaryzacji wyniki powinny być zestawione w jednej tabeli zbiorczej;
- g) po zakończeniu inwentaryzacji osoba prowadząca może wskazać i nazwać kilka bardziej interesujących gatunków grzybów, można też spróbować oznaczyć kilka gatunków w oparciu o zabrane przewodniki (w zależności od ilości czasu).

IV. Podsumowanie zajęć

1. Zestawienie wyników inwentaryzacji i ich omówienie:
 - a. zróżnicowanie świata grzybów w lasach naturalnych,
 - b. dominacja gatunków rozwijających się na martwym drewnie,
 - c. przewaga gatunków nie mających znaczenia w gospodarce człowieka (gatunki saprotroficzne, niejadalne).
2. Dyskusja i wyciągnięcie wniosków. Pojęcie „szkodliwości” grzybów w odniesieniu do warunków lasu naturalnego.
3. Uwagi końcowe dotyczące zagrożenia grzybów i gatunków chronionych (tablice) oraz znaczenia martwych drzew w zachowaniu różnorodności grzybów.

Formularz do zajęć

Forma owocnika	 kapeluszowy	 hubowaty	 inny trwały	 mięśisty	 purchawkowaty	SUMA
na żywych drzewach stojących						
na martwych pniach drzew stojących						
na leżących pniach						
na opadłych konarach i gałęziach						
na ziemi (poza martwym drewnem)						
SUMA						

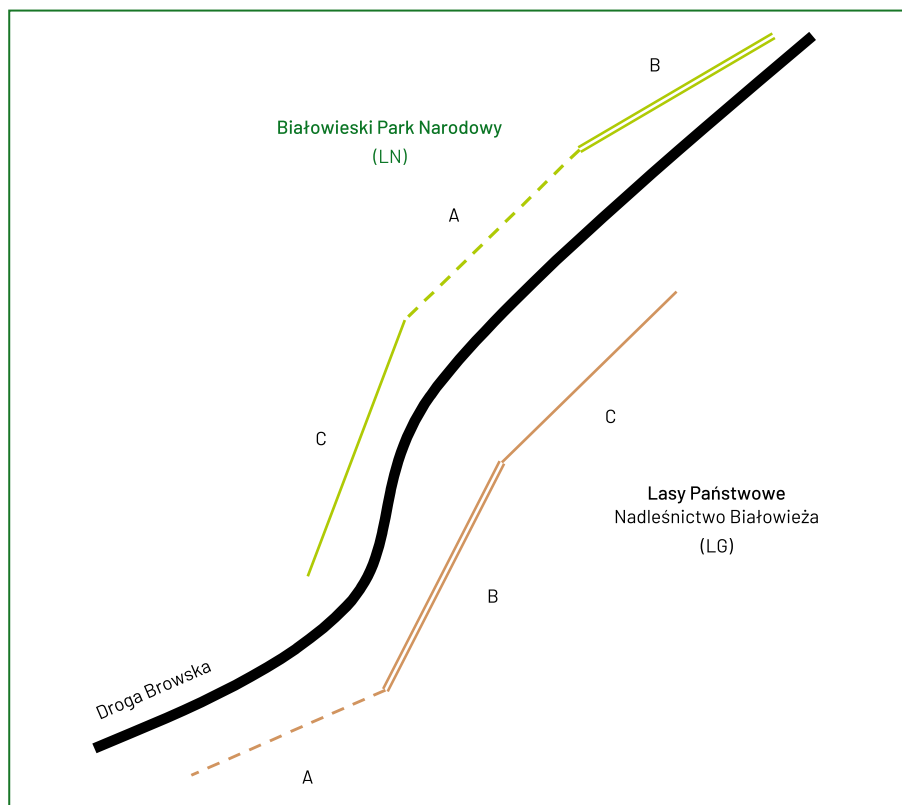
Zajęcia V Ośrodek Edukacji Przyrodniczej Białowieskiego Parku Narodowego

Przykład praktycznego zastosowania oceny ilości martwego drewna w zajęciach edukacyjnych

Celem zajęć jest samodzielne ustalenie niektórych cech wyróżniających las naturalny (metoda analityczna). Dzięki sąsiedztwu rezerwatu ścisłego BPN z lasami gospodarczymi, możliwe jest przeprowadzenie bezpośrednich pomiarów i obserwacji porównawczych w analogicznych warunkach siedliskowych. Odpowiednio przygotowane protokoły i formularze umożliwiają uczestnikom zajęć samodzielne zestawienie badanych cech. W czasie prezentacji wyników pracy weryfikują definicję lasu naturalnego za pomocą własnych danych uzyskanych w terenie.

Opis zajęć przeprowadzonych w dniu 1.05.2000 w ramach warsztatów „Zieloni liderzy dla przyszłości”, organizowanych corocznie przez Ośrodek Edukacji Przyrodniczej BPN

Każda z trzech grup uczestników (A, B, C) prowadziła obserwacje i wykonywała pomiary wzdłuż przypisanych grupie 150-metrowych odcinków linii, zlokalizowanych po obu stronach Drogi Browskiej; w Obszarze Ochrony Ścisłej BPN (LN) i w lesie gospodarczym (LG) – Rycina.



Większa część powierzchni obserwacyjnych (w LN i LG) odpowiadała grądowi, tj. lasowi liściastemu na glebie piaszczysto-gliniastej, lekko wilgotnej. Jedynie niewielki (ok. 50 m) odcinek (po jednej i po drugiej stronie Drogi Browskiej) reprezentował siedlisko łęgu, tj. lasu podmokłego z olszą i jesionem w drzewostanie.

Znaczna część badanego obszaru poddana była wycięciu w pierwszej połowie XX wieku. Dlatego typowy, wielogatunkowy drzewostan grądowy zastępuje tu przejściowy drzewostan, złożony głównie z brzozy i osiki – gatunków lekkonasiennych spontanicznie zarastających zręby. Proces naturalnej sukcesji, zachodzący w LN, polega na stopniowym zastępowaniu krótkowiecznych brzozy i osiki przez „typowo” grądowe graby, lipy i klony. W części gospodarczej prowadzi się działania określone jako przebudowa. Polegają one na wycinaniu brzozy i sadzeniu dębu z domieszką innych gatunków.

Grubsze drzewa (w kategoriach >40 cm i >70 cm), martwe stojące drzewa i drzewa dziuplaste liczone na pasie szerokości 10 m (do 5 m z każdej strony linii), o łącznej powierzchni 4500 m² (3×150×10 m) w LG i takiej samej w LN. Na tym samym pasie rozpoznawano też gatunki runa leśnego, rejestrowano ślady bytowania zwierząt, prowadzono pomiary czynników abiotycznych (natężenie światła, pH i temperaturę gleby, prędkość wiatru), wyodrębniano mikrośrodowiska (związane z wykrotami, większymi sztukami murszejącego drewna).

W celu oszacowania ilości leżącego martwego drewna wykorzystano prostą metodę Van Wagner'a (1968), polegającą na pomiarze grubości sztuk martwego drewna w miejscu przecięcia ich przez wyznaczoną linię. Zajęcia kameralne

polegały na wspólnym przygotowaniu zestawienia wyników uzyskanych łącznie przez poszczególne grupy oraz dyskusji.

Uproszczona charakterystyka obserwowanych zbiorowisk

Drzewostan: brzoza, grab, lipa, świerk, osika, dąb, jesion (łęg), olsza (łęg), sosna (tylko w LG).

Podrost i podszyt: grab, lipa, klon, dąb (w LG masowo sadzony i faworyzowany), jesion (łęg), olsza (łęg), leszczyna, trzmielina, wiąz polny.

Runo: gajowiec żółty, zawilec gajowy, kopytnik pospolity, śledziennica skrętolistna, jaskier kosmaty, przylaszczka, jaskier rozłogowy, rzeżucha gorzka, szczawik zajęczy, lilia złotogłów, łuskiewnik różowy, groszek wiosenny, fiołek leśny, dąbrówka rozłogowa, konwalijka dwulistna, pokrzywa, nerecznica samcza, zachyłka trójkątna, skrzyp polny, podagrycznik pospolity, gwiazdnica wielkokwiatowa, gwiazdnica gajowa, kokoryczka wielokwiatowa, ziarnopłon wiosenny, czworolist, turzyca, prosownica rozpięchła (trawa), siewki dębu, klonu, grabu, osiki, jesionu, wiązu.

Końcowe ustalenia i podsumowanie

1. Wyniki przeprowadzonych w ramach zajęć pomiarów i obserwacji wskazują na zdecydowanie większą złożoność ekosystemu lasu naturalnego – tabele s. 269.
2. Wynika ona z faktu, iż, w przeciwieństwie do lasu gospodarczego, las naturalny całkowicie podlega nieskrępowanym procesom naturalnym. Ekosystem lasu gospodarczego nato-

Zajęcia edukacyjne w Puszczy Białowieskiej – łączne zestawienie pomierzonych i zaobserwowanych cech przez grupy A, B i C

Cecha	Las naturalny	Las gospodarczy
Drzewa o pierśnicy (szt./ha)		
powyżej 40 cm	73	24
powyżej 70 cm	13	2
Martwe drzewa stojące (szt./ha)	26	4
Drzewa dziuplaste (szt./ha)	19	4
Leżące martwe drewno o grubości (m³/ha)		
10- 20 cm	7	2
21- 30 cm	46	-
31- 40 cm	20	-
41- 60 cm	27	-
RAZEM	100	2

Zajęcia edukacyjne w Puszczy Białowieskiej – podsumowanie końcowe

Cecha	Las naturalny	Las gospodarczy
Drzewostan (+/-)	+	+
Człowiek jako hodowca (+/-)	-	+
Szkody od czynników naturalnych (+/-)	-	+
Szkodniki (+/-)	-	+
Skład gatunkowy drzewostanu jako efekt		
a) świadomej hodowli	-	+
a) nieograniczony	+	+
Stare drzewa (W iele / M ało)	W	M
Chore i martwe drzewa (W iele / M ało)	W	M
Martwe drewno (D użo / M ało)	D	M
Mikrośrodowiska (W iele / M ało)	W	M

miast, mający służyć ściśle określonym przez gospodarza celom, jest systemem świadomie regulowanym.

- „Ochrona lasu”, w rozumieniu gospodarki leśnej (ochrona drzew przed kornikami, grzybami, zwierzyną), jest pojęciem niespójnym z definicją lasu, obejmującą zarówno producentów (w tym grzyby, owady i kręgowce), biotop, jak i wzajemne powiązania wszystkich elementów (a więc również żerowanie korników pod korą świerka, pasożytowanie grzybów, „spalowanie” i „zgrzyzanie” młodych drzew przez jelenie).
- Las naturalny jest systemem dynamicznym, ulegającym nieustannym zmianom. Aktualny skład gatunkowy drzewostanu stanowi wy-

padkową reakcję ekosystemu na historyczne i współczesne zmiany środowiska zewnętrznego.

- Lasy naturalne są nam bezwzględnie potrzebne:
 - jako banki różnorodności biologicznej (gatunków, zmienności wewnątrzgatunkowej),
 - jako wzorce naturalnych powiązań (np. naturalne mechanizmy odpornościowe),
 - jako naturalne laboratoria przyrody (procesów ewolucji i doboru naturalnego).
- Ochrona lasu naturalnego nie oznacza zachowania istniejącego składu gatunkowego. Ochrona lasu naturalnego to zapewnienie ciągłości procesów przyrodniczych, rezygnacja z działalności modyfikujących cechy ekosystemu.

○

●

Literatura



- Aakala T., Kuuluvainen T., Gauthier S., De Grandpré L. 2008. Standing dead trees and their decay-class dynamics in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* 255: 410-420.
- Abbe T.B., Brooks A.P., Montgomery D.R. 2003. Wood in river rehabilitation and management. W: Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A. (red.) – *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda: 367-389.
- Abbe T.B., Montgomery D.R. 1996. Large woody debris jams, channel hydraulics and habitat formation in large rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 201-221.
- Acuna V., Diez J.R., Flores R., Meleason M., Eloşegi A. 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology* 50: 988-997.
- Affleck D.L.R. 2008. A line intersect distance sampling strategy for downed wood inventory. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 2262-2273.
- Aleksandrowicz O.R., Jadwiszczak A.S. 2001. W dziupli starego drzewa. *Notatki Entomologiczne* 2, 2: 39-40.
- Ammer U. 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die forstliche Praxis. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110: 149-157.
- Andersson L.I., Hytteborn H. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests. *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Anderwald D. 2014. Drzewa gniazdowe bielika *Haliaeetus albicilla* przykładem drzew biocentrycznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 131-150.
- Andringa J.I., Zuo J., Berg M.P., Klein R., van't Veer J., de Geus R., de Beaumont M., Goudzwaard L., van Hal J., Broekman R., van Logtestijn R.S.P., Li Y., Fujii S., Lammers M., Hefting M.M., Sass-Klaassen U., Cornelissen J.H.C. 2019. Combining tree species and decay stages to increase invertebrate diversity in dead wood. *Forest Ecology and Management* 441: 80-88.
- Angelstam P.K., Bütler R., Lazdinis M., Mikusiński G., Roberge J.M. 2003. Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation – dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici* 40: 473-482.
- Angst C., Volz R. 2002. A decision-support tool for managing storm-damaged forests. *Forest Snow and Landscape Research* 77, 1-2: 217-224.
- Anonim 2019. Kalendarz 2019. LIFE+ ForBioSensing. Kompleksowy monitoring drzewostanów Puszczy Białowieskiej z wykorzystaniem danych teledetekcyjnych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, 13 s.
- Arnstadt T., Hoppe B., Kahl T., Kellner H., Krüger D., Bauhus J., Hofrichter M. 2016. Dynamics of fungal community composition, decomposition and resulting deadwood properties in logs of *Fagus sylvatica*, *Picea abies* and *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 382: 129-42.
- Asbeck T., Basile M., Stitt J., Bauhus J., Storch I., Vierling K.T. 2020. Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees* 34, 6: 1453-1466.
- Asbeck T., Pyttel P., Frey J., Bauhus J. 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. *Forest Ecology and Management* 432: 400-408.
- Asbeck T., Kozák D., Spínu A.P., Mikoláš M., Zemlerová V., Svoboda M. 2021. Tree-related microhabitats follow similar patterns but are more diverse in primary compared to managed temperate mountain forests. *Ecosystems* [https://doi.org/10.1007/s10021-021-00681-1].
- Asbeck T., Messier C., Bauhus J. 2020. Retention of tree-related microhabitats is more dependent on selection of habitat trees than their spatial distribution. *European Journal of Forest Research* 139, 6: 1015-1028.
- Atrena A., Banelytė G.G., Læssøe T., Riis-Hansen R., Bruun H.H., Rahbek C., Heilmann-Clausen J. 2020. Quality of substrate and forest structure determine macrofungal richness along a gradient of management intensity in beech forests. *Forest Ecology and Management* 478: 118512.
- Augustynczyk A.L.D., Asbeck T., Basile M., Bauhus J., Storch I., Mikusiński G., Yousefpour R., Hanewinkel M. 2019. Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. *Science of The Total Environment* 650: 2717-2730.
- Avgin S.S., Dertli I., Barševskis A. 2014. A review of Turkish saproxylic beetles from the European Red List. *Annales de la Société entomologique de France (N.S.): International Journal of Entomology* 50, 1: 13-50.
- Baber K., Otto P., Kahl T., Gossner M.M., Wirth Ch., Gminder A., Bässler C. 2016. Disentangling the effects of forest-stand type and dead-wood origin of the early successional stage on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Forest Ecology and Management* 377: 161-169.
- Bače R., Svoboda M., Vítková L. 2019. Management guidelines for forest managers in Central European temperate forests. Department of Forest Ecology, Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life, Praha, 31 s.
- Balcerkiewicz S., Rzepka D. 1996. Roślinność epiksyliczna jako efekt konsekwentnej ochrony ściślej w rezerwacie „Pod Dziadem” w Wielkopolskim Parku Narodowym. Bada-

- nia Fizjograficzne nad Polską Zachodnią B 45: 201-213.
- Bałaży S., Kielczewski B. 1965. *Tarsonemoides gaebleri* Schaarschmidt (Acari, Tarsonemidae) – jajożerny roztocz w żerowiskach kornika drukarza *Ips typographus* (L.). *Polskie Pismo Entomologiczne A*, 1: 7-18.
- Banaś J., Bujoczek L., Zięba S., Drozd M. 2014. The effects of different types of management, functions, and characteristics of stands in Polish forests on the amount of coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 133: 1095-1107.
- Bandrowski D. (red.) 2016. National Large Wood Manual: Assessment, Planning, Design, and Maintenance of Large Wood in Fluvial Ecosystems: Restoring Process, Function, and Structure. Bureau of Reclamation and U.S. Army Engineer Research, 665 s.
- Barclay R.M.R., Faure P.A., Farr D.R. 1988. Roosting behavior and roost selection by migrating silver-haired bats (*Lasiorycteris noctivagans*). *Journal of Mammalogy* 69: 821-825.
- Barkman J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen, 628 s.
- Barry A.M., Hagar J.C., Rivers J.W. 2018. Use of created snags by cavity-nesting birds across 25 years. *The Journal of Wildlife Management* 82: 1376-1384.
- Bartnik C., Michalciewicz J., Ledwich D., Ciach M. 2020. Mycobiota of dead *Ulmus glabra* wood as breeding material for the endangered *Rosalia alpina* (Coleoptera: Cerambycidae). *Polish Journal of Ecology* 68: 13-22.
- Bässler C., Müller J. 2010. Importance of natural disturbance for recovery of the rare polypore *Antrodiella citrinella* Niemelä & Ryvar-den. *Fungal Biology* 114: 129-133.
- Bauhus J., Puettmann K., Messier C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management* 258: 525-537.
- Begemann W., Schiechl H.M. 1999. Inżynieria ekologiczna w budownictwie wodnym. Wyd. Arkady, Warszawa, 199 s.
- Bełcik M., Goczał J., Ciach M. 2019. Large-scale habitat model reveals a key role of large trees and protected areas in the metapopulation survival of the saproxylic specialist *Cucujus cinnaberinus*. *Biodiversity and Conservation* 28, 14: 3851-3871.
- Bengtsson J., Nilsson S.G., Franc A., Menozzi P. 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- Bengtsson V., Hedin J., Niklasson M. 2012. Veteranisation of oak – managing trees to speed up habitat production. W: Rotherham I.D., Handley Ch., Agnoletti M., Samojlik T. (red.) – *Trees beyond the wood: an exploration of concepts of woods, forests and trees*. Conference proceedings. Wildtrack Publishing, Sheffield: 61-68.
- Berg Å., Ehnström B., Gustafsson L., Hallingbäck T., Jonsell M., Weslien J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distributions and habitat associations. *Conservation Biology* 8: 718-731.
- Bernadzki E. 1993. Zwiększanie różnorodności biologicznej przez zabiegi hodowlano-leśne. *Sylwan* 137, 3: 29-36.
- Betts B.J. 1998. Roosts used by maternity colonies of silver-haired bats in northeastern Oregon. *Journal of Mammalogy* 79: 643-650.
- Biedroń I., Dubel A., Grygoruk M., Pawlaczyk P., Prus P., Wybraniec K. 2018. Katalog dobrych praktyk w zakresie robót hydrotechnicznych i prac utrzymaniowych wraz z ustaleniem zasad ich wdrażania. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 300 s. [<https://www.gov.pl/web/klimat/katalog-dobrych-praktyk-w-zakresie-robot-hydrotechnicznych>].
- Bilby R.E. 1981. Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate matter from a forested watershed. *Ecology* 62, 5: 1234-1243.
- Bilby R.E. 1984. Removal of woody debris may affect stream channel stability. *Journal of Forestry* 82, 10: 606-613.
- Bilby R.E., Likens G.E. 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology* 61, 5: 1107-1113.
- Bilek L., Remes J., Zahradnik D. 2011. Managed vs. unmanaged. Structure of beech forest stands (*Fagus sylvatica* L.) after 50 years of development, Central Bohemia. *Forest Systems* 20: 122-138.
- Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej 2020. Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2015-2019. BULiGL, Sękocin Stary, 787 s.
- Blazyte-Čereškiene L., Karalius V. 2012. Habitat requirements of the endangered beetle *Boros schneideri* (Panzer, 1796) (Coleoptera: Boriidae). *Insect Conservation and Diversity* 5: 186-191.
- Błońska E., Lasota J., Piaszczyk W. 2019. Dissolved carbon and nitrogen release from deadwood of different tree species in various stages of decomposition. *Soil Science and Plant Nutrition* 65, 1: 100-107.
- Bobiec A. 2002. Living stands and dead wood in the Białowieża Forest: suggestions for restoration management. *Forest Ecology and Management* 165: 125-140.
- Bobiec A. 2020. Wpływ leśnictwa na przyrodę i ochronę przyrody. W: Gwiazdowicz D.J. (red.) – *Korzystanie z zasobów przyrody oraz ich ochrona*. Polskie Towarzystwo Leśne, Poznań: 128-152.
- Bobiec A., Buchholz L., Churski M., Chylarecki P., Fałtynowicz W., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kuijper D.P.J., Kujawa A., Mikusek R., Mysłajek R.W., Nowak S., Pawlaczyk P., Podgórski T., Walankiewicz W., Wesołowski T., Zub K. 2016. Dlaczego martwe świerki są potrzebne w Puszczy Białowieskiej? *Las Polski* 7: 14-16.
- Bobiec A., Van der Burgt H., Meijer K., Zuyderduyn C., Haga J., Vlaanderen B. 2000. Rich deciduous forests in Białowieża as a dynamic

- mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. *Forest Ecology and Management* 130: 159-175.
- Boćkowski M., Bara I., Michalski R. (red.) 2018. Projektowany Turnicki Park Narodowy. Stan walorów przyrodniczych – 35 lat od pierwszego projektu parku narodowego na Pogórzu Karpackim. Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie, 400 s.
- Boivin M., Buffin-Bélanger T., Piégay H. 2015. The raft of the Saint-Jean River, Gaspé (Québec, Canada): A dynamic feature trapping most of the wood transported from the catchment. *Geomorphology* 231: 270-280.
- Bojarski A., Jeleński J., Jelonek M., Litewka T., Wyzga B., Zalewski J. 2005. Zasady dobrych praktyk w utrzymaniu rzek i potoków górskich. Ministerstwo Środowiska, Warszawa, 143 s.
- Bölöni J., Ódor P., Ádám R., Keeton W. S., Aszalós R. 2017. Quantity and dynamics of dead wood in managed and unmanaged dry-mesic oak forests in the Hungarian Carpathians. *Forest Ecology and Management* 399: 120-131.
- Borkowski K. 2001. Wędrówki dendrologiczne po Polsce, Litwie, Łotwie i Estonii. *Rocznik Dendrologiczny* 49: 297-305.
- Borkowski K., Tomusiak R., Zarzyński P. 2005. Drzewa Polski. Najgrubsze, najstarsze, najstynniejsze, PWN, Warszawa, 496 s.
- Borowski J. 2001. Próba waloryzacji Puszczy Białowieskiej na podstawie chrząszczy (Coleoptera) związanych z nadrzewnymi grzybami. W: Szujewski A. (red.) – Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 287-317.
- Borowski J. 2006. Chrząszcze (Coleoptera) grzybów nadrzewnych – studium waloryzacyjne. Wyd. SGGW, Warszawa, 91 s.
- Borowski J., Gutowski J.M., Sławski M., Sućko K., Zub K. 2018. *Stephanopachys linearis* (Kugelnann, 1792) (Coleoptera, Bostrichidae) in Poland. *Nature Conservation* 27: 75-84.
- Borowski J., Piętka J. 2014. Możliwości odtwarzania mikrośrodków bezkręgowców saproksylicznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 232-239.
- Borowski J., Wójcik R. 1996. Stare drzewa – ważny element ekosystemu leśnego. *Las Polski* 17: 13-14.
- Bouget C., Duelli P. 2004. The Effects of Windthrow on Forest Insect Communities: a Literature Review. *Biological and Conservation* 118: 281-299.
- Bouget C., Larrieu L., Nusillard B., Parmain G. 2013. In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation* 22: 2111-2130.
- Bouget C., Nusillard B., Pineau X., Ricou C. 2012. Effect of deadwood position on saproxylic beetles in temperate forests and conservation interest of oak snags. *Insect Conservation and Diversity* 5: 264-278.
- Bouvet A., Paillet Y., Archaux F., Tillon L., Denis P., Gilg O., Gosselin F. 2016. Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental Conservation* 43, 2: 148-160.
- Boyer K.L., Berg D.R., Gregory S.V. 2003. Riparian management for wood in rivers. W: Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A. (red.) – *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda: 407-420.
- Brang P., Moran J., Puttonen P., Vyse A. 2003. Regeneration of *Picea engelmannii* and *Abies lasiocarpa* in high-elevation forests of south-central British Columbia depends on nurse logs. *The Forestry Chronicle* 79, 2: 273-279.
- Brassard B.W., Chen H.Y.H. 2008. Effects of forest type and disturbance on diversity of coarse woody debris in boreal forest. *Ecosystems* 11: 1078-1090.
- Brauns A. 1975. Owady leśne. PWRiL, Warszawa, 962 s.
- Brewczyński P., Grałek K., Bilański P. 2021. Occurrence of the Green Shield-Moss *Buxbaumia viridis* (Moug.) Brid. in the Bieszczady Mountains of Poland. *Forests* 12, 374: 1-16.
- Brin A., Bouget C., Brustel H., Jactel H. 2011. Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests. *Journal of Insect Conservation* 15: 653-669.
- Brincken J. 1826. Mémoire descriptif sur la forêt impériale de Białowieża en Lithuanie. N. Glücksberg, Warszawa. Tłum. pol. „Nota opisowa o Puszczy Cesarskiej w Białowieży na Litwie”. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa 2020, 166 s. [<https://www.lasy.gov.pl/pl/informacje/publikacje/do-poczytania/nota-opisowa-o-puszczy-cesarskiej-w-bialowiezy-na-litwie/nota-opisowa-o-puszczy-cesarskiej-w-bialowiezy.pdf>].
- Brown J.K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service, Ogden, Utah, 24 s.
- Brown P.M. 2020. OLDLIST, A Database Of Old Trees. Rocky Mountain Tree-Ring Research [<http://www.rmtrr.org/oldlist.htm>].
- Buchholz L. 1991. Stan aktualny i perspektywy kształtowania się ekosystemów Puszczy Bukowej koło Szczecina ze szczególnym uwzględnieniem jej części rezerwatowej, na podstawie obserwacji fauny chrząszczy z nadrodziny sprężyków (Coleoptera, Elateroidea). *Prądnik, Prace i Materiały Muzeum im. prof. Władysława Szafera* 4: 103-111.
- Buchholz L., Bunalski M., Nowacki J. 1993. Fauna wybranych grup owadów (Insecta) Puszczy Bukowej koło Szczecina. 6. Ocena stanu ekosystemów i perspektywy ich kształtowania się, na podstawie obserwacji entomologicznych oraz wnioski dotyczące ochrony bioce-

- noz. Wiadomości. Entomologiczne 12, 2: 125-136.
- Buchholz L., Ossowska M. 1995. Entomofauna martwego drewna – jej biocenotyczne znaczenie w środowisku leśnym oraz możliwości i problemy ochrony. Przegląd Przyrodniczy 6, 3-4: 93-105.
- Buchholz L., Ossowska M. 1995. Możliwości wykorzystania przedstawicieli chrząszczy z nadrodziny sprężyków (Coleoptera: Elateroidea) jako bioindykatorów odształceń antropogenicznych w środowisku leśnym. Sylwan 139, 6: 37-42.
- Buchholz L., Ossowska M. 1998. Charakterystyka zgrupowań Elateroidea (Insecta: Coleoptera) w naturalnych i przekształconych gospodarką leśną grądach Puszczy Białowiejskiej. Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody 17, 4: 13-29.
- Bujakiewicz A. 2003. Puszcza Białowiecka ostoją rzadkich i zagrożonych grzybów wielkoowocnikowych. Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody 22, 3: 323-346.
- Bujoczek L. 2015. Problematyka pomiarów oraz określania miąższości martwego drewna na kołowych powierzchniach próbnych. Sylwan 159, 10: 795-803.
- Bujoczek L., Baraniewicz E., Banaś J., Zięba S. 2017. Martwe drewno w buczynach objętych ochroną ścisłą w uroczyska „Rozsypaniec” w Bieszczadzkiem Parku Narodowym. Roczniki Bieszczadzkie 25: 267-278.
- Bujoczek L., Bujoczek M. 2016. Zasoby oraz zróżnicowanie martwego drewna w uroczysku Wapienny Las w Nadleśnictwie Polanów. Sylwan 160, 6: 482-291.
- Bujoczek L., Bujoczek M., Banaś J., Zięba S. 2017. Inwentaryzacja martwego drewna statystyczną metodą reprezentacyjną z zastosowaniem warstw gatunkowo-wiekowych. Sylwan 161, 2: 114-123.
- Bujoczek L., Zięba S., Bujoczek M. 2020. Variation in Deadwood Microsites in Areas Designated under the Habitats Directive (Natura 2000). Forests 11: 486.
- Bull E.L., Akenson J.J., Henjum M.G. 2000. Characteristics of black bear dens in trees and logs in northeastern Oregon. Northwestern Naturalist 81: 148-153.
- Bull E.L., Heater T.W. 2000. Resting and denning sites of American martens in northeastern Oregon. Northwest Science 74: 179-185.
- Bull E.L., Holthausen R.S., Marx D.B. 1990. How to determine snag density. WJAF 5, 2: 56-58.
- Bull E.L., Partridge A.D. 1986. Methods of killing trees for use by cavity nesters. Wildlife Society Bulletin 14: 142-146.
- Bunalski M., Sienkiewicz P., Wojtkowski K. 2012. Chronione chrząszcze dendrofilne zachodniej Polski. Zagrożenia – ochrona – kompensacja. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Poznaniu, 200 s.
- Bunnell F. 2013. Sustaining cavity-using species: patterns of cavity use and implications to forest management. ISRN Forestry 2013: 457-698.
- Bunnell F.L., Houde I., Johnston B., Wind E. 2002. How dead trees sustain live organisms in Western Forests. Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests. Reno, NV. General Technical Report PSW-GTR-181. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture: 291-318.
- Bunnell F.L., Wind E., Boyland M., Houde I. 2002. Diameters and heights of trees with cavities: their implications to management. Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests. Reno, NV. General Technical Report PSW-GTR-181. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture: 717-737.
- Burakowski B. 1962. Obserwacje biologiczno-morfologiczne nad *Pytho kolwensis* C. Sahlb. (Coleoptera, Pythidae) w Polsce. Fragmenta Faunistica 10: 173-204.
- Burakowski B. 1975. Descriptions of larva and pupa of *Rhysodes sulcatus* (F.) (Coleoptera, Rhysodidae) and notes on the bionomy of this species. Annales Zoologici 32: 271-287.
- Burakowski B. 1989. Hypermetamorphosis of *Rhacopus attenuatus* (Maeklin) (Coleoptera, Eucnemidae). Annales Zoologici 42: 165-180.
- Burakowski B. 1990. *Lopheros lineatus* (Gorh.) – a Species New to the Central European Fauna (Coleoptera, Lycidae) with a Description of the Immature Stages. Polskie Pismo Entomologiczne 59: 719-729.
- Burakowski B. 1997. Uwagi i spostrzeżenia dotyczące chrząszczy (Coleoptera) żyjących w próchnowiskach. Wiadomości Entomologiczne 15, 4: 197-206.
- Burakowski B., Luniak M. 1982. Świat zwierząt. W: Baum T., Trojan P. (red.) – Las Bielański w Warszawie – rezerwat przyrody. PWN, Warszawa: 179-261.
- Burns M., Smith M., Slade E., Ennos R. 2014. The Saproxylic Activity Index: A New Tool for the Rapid Assessment of Deadwood Species during Forest Restoration. Open Journal of Forestry 4: 144-150.
- Burrascano S., Keeton W.S., Sabatini F.M., Blasi C. 2013. Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. Forest Ecology and Management 291: 458-479.
- Buse J., Schröder B., Assmann T. 2007. Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle – A case study for saproxylic insect conservation. Biological Conservation 137, 3: 372-381.
- Bütler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. Biological Conservation 119: 305-318.
- Bütler R., Angelstam P., Schlaepfer R. 2004. Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus*. Ecological Bulletins 51: 219-232.

- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L. 2020. Field Guide to Tree-related Microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory, Birmensdorf, Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, 59 s.
- Bütler R., Lachat T., Krumm F., Kraus D., Larrieu L. 2020. Know, protect and promote habitat trees. Swiss Federal Institute WSL Fact Sheet 64: 1-12.
- Bütler R., Schlaepfer R. 2001. Three-toed Woodpeckers as an alternative to bark beetle control by traps. W: Pechacek P., d'Oleire-Oltmanns W. (red.) – International Woodpecker Symposium, Nationalpark Berchtesgaden. Forschungsbericht 48: 13-26.
- Byk A. 2001. Próba waloryzacji drzewostanów starszych klas wieku Puszczy Białowieskiej na podstawie struktury zgrupowań chrząszczy (Coleoptera) związanych z rozkładającym się drewnem pni martwych drzew stojących i dziupli. W: Szujecki A. (red.) – Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 333-367.
- Cairns M.A., Meganck R.A. 1994. Carbon sequestration, biological diversity, and sustainable development: integrated forest management. *Environmental Management* 18, 1: 13-22.
- Cálix M., Alexander K.N.A., Nieto A., Dodelin B., Soldati F., Telnov D., Vazquez-Albalade X., Aleksandrowicz O., Audisio P., Istrate P., Jansson N., Legakis A., Liberto A., Makris C., Merkl O., Mugerwa Pettersson R., Schlaghamersky J., Bologna M.A., Brustel H., Buse J., Novák V., Purchart L. 2018. European Red List of Saproxylic Beetles. IUCN, Brussels, Belgium, 12+15 s. [<https://portals.iucn.org/library/node/47296>].
- Campbell-Palmer R., Gow D., Schwab G., Halley D., Gurnell J., Girling S., Lisle S., Campbell R., Dickinson H., Jones S. 2016. The Eurasian Beaver Handbook: Ecology and Management of *Castor fiber*. Pelagic Publishing Ltd., Exeter, 202 s.
- Carey A.B., Johnson M.L. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications* 5: 336-352.
- Carpaneto G.M., Audisio P., Bologna M.A., Roversi P.F., Mason F. (red.) 2017. Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 1-297.
- Carpaneto G.M., Mazziotta A., Coletti G., Luiselli L., Audisio P. 2010. Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. *Journal of insect conservation* 14, 5: 555-565.
- Casula P., Fantini S., Fenu G., Fois M., Calvia G., Bacchetta G. 2021. Positive interactions between great longhorn beetles and forest structure. *Forest Ecology and Management* 486: 118981.
- Cavalli R., Manson F. 2003. Techniques for re-establishment of dead wood for saproxylic fauna conservation LIFE Nature project NAT/IT/99/6245 «Bosco della Fontana» (Mantova, Italy). [https://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=BO-SCO_FONTANA_deadwood.pdf].
- Caza C.L. 1993. Woody debris in the forests of British Columbia: A review of the literature and current research. Research Branch of Ministry of Forests of British Columbia, 99 s.
- Césari S.N., Busquets P., Piñol F.C., Bedia I.M., Limarino C.O. 2010. Nurse logs: An ecological strategy in a late Paleozoic forest from the southern Andean region. *Geology* 38, 4: 295-298.
- Chlebicki A., Żarnowiec J., Cieśliński S., Klama H., Bujakiewicz A., Załuski T. 1996. Epixylites, lignicolous fungi and their links with different kinds of wood. W: Faliński J.B., Mułenko W. (red.) – Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (project CRYPTO 3). Functional groups analysis and general synthesis. *Phytocoenosis* 8 (N.S.), *Archivum. Geobotanicum* 6: 75-110.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E.P., Odor P., Standovar T., Rozenberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210: 267-282.
- Cieśliński S., Czyżewska K. 2002. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej na tle innych kompleksów leśnych w Polsce północno-wschodniej. *Kosmos* 51, 4: 443-451.
- Cieśliński S., Czyżewska K., Faliński J.B., Klama H., Mułenko W., Żarnowiec J. 1996. Relikty lasu puszczańskiego. *Zjawiska reliktowe. Phytocoenosis* 8 (N.S.), *Seminarium Geobotanicum* 4: 47-64.
- Cieśliński S., Tobolewski Z. 1988. Porosty (Lichenes) Puszczy Białowieskiej i jej zachodniego przedpola. *Phytocoenosis* 1 (N.S.), *Supplementum Cartographiae Geobotanicae* 1: 3-216.
- CKPŚ 2016. Wytyczne do realizacji zadań i obiektów małej retencji i przeciwdziałania erozji. Załącznik do Decyzji nr 552 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 25.11.2016 r.
- Cockle K.L., Martin K., Wesolowski T. 2011. Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 377-382.
- Çolak A.H., Kirca S., Rotherham I.D. (red.) 2018. Ancient Woodlands and Trees: A Guide for Landscape Planners and Forest Managers. IUFRO World Series 37: 1-272.
- Collins B.D., Montgomery D.R., Fetherston K., Abbe T.B. 2012. The floodplain large-wood cycle hypothesis: A mechanism for the physical and biotic structuring of temperate forested alluvial valleys in the North Pacific

- coastal ecoregion. *Geomorphology* 139-140: 460-470.
- Comiti F., Agostino V.D., Moser M., Lenzi M.A., Bettella F., Agnese A.D., Mazzorana B. 2012. Preventing wood-related hazards in mountain basins, from wood load estimation to designing retention structures, *Interprevent 12th Congress Proceedings*, Grenoble, France: 651-662.
- Conner R.N., Dickson J.G., Williamson J.H. 1983. Potential woodpecker nest trees through artificial inoculation of heart rots. W: J.W. Davis, A.G. Goodwin, R.A. Ockenfels (red.) – *Snag habitat management: proceedings of the symposium*, USDA, Forest Service, RMGTR 99: 68-72.
- Coomes D.A., Allen R.B., Scott N.A., Goulding C., Beets P. 2002. Designing systems to monitor carbon stocks in forests and shrublands. *Forest Ecology and Management* 164, 1-3: 89-108.
- Cornelissen J.H.C., Karssemeijer G.J. 1987. Bryophyte vegetation on spruce stumps in the Hautes-Fagnes, Belgium, with special reference to wood decay. *Phytocoenologia* 15, 4: 485-504.
- Cramer M.L. (red.) 2012. *Stream Habitat Restoration Guidelines*. Washington Departments of Fish and Wildlife, Natural Resources & Ecology, Washington State Recreation and Conservation Office, Puget Sound Partnership, U.S. Fish and Wildlife Service. Olympia, Washington, 844 s. [<http://wdfw.wa.gov/publications/01374/>].
- Cranston P.S., McKie B. 2006. Aquatic wood – an insect perspective. W: Grove S.J., Hanula J.L. (red.) – *Insect biodiversity and dead wood*, Proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology. Gen. Tech. Rep. SRS-93. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station: 9-14.
- Crowson R.A. 1986. *The biology of the Coleoptera*. Academic Press, London, 802 s.
- Curran J.H., Wohl E.E. 2003. Large woody debris and flow resistance in step-pool channels, Cascade Range, Washington. *Geomorphology* 51: 141-157.
- Czech M., Małyszka M., Szyk K., Orzechowski M. 2018. Martwe drewno rezerwatu Las Natoliński w Warszawie w latach 2005-2015. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 20, 2: 117-125.
- Czerepko J., Hilszczański J., Jabłoński M. 2014. Martwe drewno – żywy problem. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 36-45.
- Czczewik D., Walankiewicz W., Mitrus C., Tumiel T., Stański T., Sahel M., Bednarczyk G. 2013. Importance of dead wood resources for woodpeckers in coniferous stands of the Białowieża Forest. *Bird Conservation International* 23, 4: 414-425.
- Czczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A., Walankiewicz W. 2015. Effects of forest management on bird assemblages in the Białowieża Forest, Poland. *iForest* 8: 377-385.
- Czyżewska K., Cieśliński S. (red.) 2003. *Regionalne czerwone listy porostów zagrożonych*. *Monographiae Botanicae* 91: 1-249.
- Czyżewska K., Kukwa M. 2009. *Lichenicolous Fungi of Poland a catalogue and key to species*. W: Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków, 133 s.
- D'Aoust S. 1998. Large woody debris fish habitat structure performance and ballasting requirements. Master Thesis, Department of Civil Engineering, University of British Columbia [<https://open.library.ubc.ca/media/download/pdf/831/1.0050314/1>].
- D'Aoust S., Millar R. 2000. Stability of ballasted woody debris habitat structures. *Journal of Hydraulic Engineering* 126, 11: 810-817.
- Dahlström N., Nilsson Ch. 2004. Influence of Woody Debris on Channel Structure in Old Growth and Managed Forest Streams in Central Sweden. *Environmental Management* 33, 3: 376-384.
- Dajoz R. 2000. *Insects and forests. The role and diversity of insects in the forest environment*. Londres – Paris – New York, 668 s.
- Danielewicz W., Kusiak W., Mofrzyński J., Rudnicka-Sterna W., Węgiel A. 2001. Najgrubsze drzewa w Lasach Państwowych. *Przegląd Leśniczy* [<http://www.przegladlesniczy.com.pl/drzewa/>].
- Danielewicz W., Pawlaczyk P. 1998. Rola świerka w strukturze i funkcjonowaniu fitocenozy. W: Boratyński A., Bugała W. (red.) – *Biologia świerka pospolitego*, Instytut dendrologii PAN, Bogucki Wyd. Nauk.: 359-426.
- Danilevskij M.L. 1976. Morfo-ehkologicheskie zakonomernosti ehvoljucii lichinok zhukov-drovosekov. *Inst. Ehvoljucionnoj morfologii i ehkologii zhivotnykh AN SSSR, Moskva*, 17 s.
- Davies Z.G., Tyler C., Stewart G.B., Pullin A.S. 2008. Are current management recommendations for saproxylic invertebrates effective? A systematic review. *Biodiversity and Conservation* 17: 209-234.
- Davis C., Fay N., Mynors Ch. 2000. *Veteran Trees: A guide to risk and responsibility*. English Nature, Peterborough, 11 s.
- Decombeix A.L., Durieux T., Harper C.J., Serbet R., Taylor E.L. 2021. A Permian nurse log and evidence for facilitation in high-latitude Glossopteris forests. *Lethaia* 54, 1: 96-105.
- Deme J., Erzberger P., Kovács D., Tóth I.Z., Csiky J. 2020. *Buxbaumia viridis* (Moug. ex Lam. & DC.) Brid. ex Moug. & Nestl. in Hungary predominantly terricolous and found in managed forests. *Cryptogam. Bryol.* 41: 89-103.
- Denny R.E., Summers R.W. 1996. Nest site selection, management and breeding success of crested tits *Parus cristatus* at Abernethy Forest, Strathspey. *Bird Study* 43: 371-379.
- Deuffic P., Bouget Ch. 2011. Making biodiversity a public problem – The case of dead wood in woods. *Revue Science Eaux & Territoires, Public policy and biodiversity* 3: 132-138.

- Dietz M., Brombacher M., Erasmy M., Fenchuk V., Simon O. 2018. Bat community and roost site selection of tree-dwelling bats in a well-preserved European lowland forest. *Acta Chiropterologica* 20: 117-127.
- Dixon S.J. 2013 Investigating the effects of large wood and forest management on flood risk and flood hydrology. Thesis for the degree of Doctor of Philosophy, University of Southampton, 404 s. [<https://eprints.soton.ac.uk/365560/>].
- Dobrowolska D. 2007. Odnowienie naturalne lasu w drzewostanach uszkodzonych przez wiatr na terenie północnowschodniej Polski. *Leśne Prace Badawcze* 69, 2: 45-60.
- Dobrowolska D. 2010. Rola zaburzeń w regeneracji lasu. *Leśne Prace Badawcze* 71, 4: 391-405.
- Dobrowolska D. 2015. Forest regeneration in northeastern Poland following a catastrophic blowdown. *Canadian Journal of Forestry Research* 45: 1172-1182.
- Doerfler I., Gossner M.M., Müller J., Seibold S., Weisser W.W. 2018. Deadwood enrichment combining integrative and segregative conservation elements enhances biodiversity of multiple taxa in managed forests. *Biological Conservation* 228: 70-78.
- Doerfler I., Müller J., Gossner M.M., Hofner B., Weisser W.W. 2017. Success of a deadwood enrichment strategy in production forests depends on stand type and management intensity. *Forest Ecology and Management* 400: 607-620.
- Doll B.A., Grabow G.L., Hall K.R., Halley J., Harman W.A., Jennings G.D., Wise D.E. 2003. Stream Restoration. A natural channel design handbook. North Carolina Stream Restoration Institute, 128 s. [<https://semispub.epa.gov/work/01/554360.pdf>].
- Domian G., Kałucka I., Kędra K., Kujawa A., Ławrynowicz M., Pawłowska J., Ruskiewicz-Michalska M., Sierota Z., Wrzosek M. 2015. Zmiany w ochronie gatunkowej grzybów wielkoowocnikowych 2004-2014. *Polskie Towarzystwo Mykologiczne*, Warszawa, 67s. [http://www.ptmyk.pl/wp-content/uploads/2018/11/broszura_ochrona_ze-zdj%C4%99ciami.pdf].
- Dominiak P. 2005. Kuczmany (Diptera: Ceratopogonidae) rozwijające się w dziuplach i soku różnych gatunków drzew. *Dipteron* 21: 5-6.
- Drozdowicz A. 2014. Śluzowce Puszczy Białowiejskiej. Białowiejski Park Narodowy, Białowieża, 98 s.
- Dudley N., Vallauri D. 2005. Restoration of deadwood as a critical microhabitat in forest landscapes. W: Mansourian S., Vallauri D., Dudley N. (red.) – *Forest Restoration in Landscapes – Beyond planting trees*, Springer, New York: 203-207.
- Dujesiefken D., Fay N., de Groot J.-W., de Berker N. 2016. Drzewa w cyklu życia. Europejscy praktycy na rzecz arborystyki. Fundacja Eko-Rozwoju, Wrocław, 136 s.
- Dujesiefken D., Fay N., de Groot J.-W., de Berker N. 2016. Trees – a Lifespan Approach. Contributions to arboriculture from European practitioners. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 236 s.
- Dula P.S. 2003. Rola ptaków w odnawianiu drzew ciężkonasiennych ze szczególnym uwzględnieniem buka *Fagus sylvatica* L. *Sylwan* 147, 5: 65-75.
- Duszyński R. 2007. Ekologiczne techniki ochrony brzegów i rewitalizacji rzek. *Inżynieria Morska i Geotechnika* 28, 6: 341-351.
- Dynesius M., Jonsson B.G. 1991. Dating uprooted trees: comparison and application of eight methods in a boreal forest. *Canadian Journal of Forestry Research* 21: 655-665.
- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych 2012. Instrukcja Ochrony Lasu. Załącznik do Zarządzenia nr 57 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 22 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 124 s.
- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych 2012. Instrukcja Urządzania Lasu. Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 287 s.
- Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych 2012. Zasady Hodowli Lasu. Załącznik do Zarządzenia nr 53 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 72 s.
- Eckelt A., Müller J., Bense U., Brustel H., Bußler H., Chittaro Y., Cizek L., Frei A., Holzer E., Kadej M., Kahlen M., Köhler F., Möller G., Mühle H., Sanchez A., Schaffrath U., Schmidl J., Smolis A., Szallies A., Németh T., Wurst C., Thorn S., Haubo R., Christensen B., Seibold S. 2017. "Primeval forest relict beetles" of Central Europe: A set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *Journal of Insect Conservation* 22: 15-28.
- Elosegi A., Diez J., Lorea F., Molinero J. 2016. Pools, channel form, and sediment storage in wood-restored streams: Potential effects on downstream reservoirs. *Geomorphology* 275: 165-175.
- Elosegi A., Diez J.R., Pozo J. 2007. Contribution of dead wood to the carbon flux in forested streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1219-1228.
- Embertson R.L., Monahan J. 2012. Large wood and recreation safety; Will the other shoe drop? River Restoration Northwest 2012 Symposium. January 31, 2012 [http://www.rnwn.org/wp-content/uploads/20122_EMBERTSON_RRNW.pdf].
- European Environmental Agency 2015. Forest: deadwood. Indicator Specification, Indicator codes: SEBI 018 [<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/forest-deadwood-1>].

- European Union 2015. Natura 2000 and forests, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 113 s.+ 62.
- Evans W.G. 1966. Morphology of the infrared sense organs of *Melanophila acuminata*. *Annals of the Entomological Society of America* 59: 873-877.
- Faliński J.B. 1976. Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderungen des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. *Phytocenosis* 5, 2: 85-108.
- Faliński J.B. 1978. Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. *Vegetatio* 38, 3: 175-183.
- Faliński J.B., Mułenko W., Żarnowiec J., Kłama H., Głowacki Z., Załuski T. 1996. The colonisation of fallen tree sites by green plants and fungi. W: Faliński J.B., Mułenko W. (red.) – Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park (project CRYPTO 3). Functional groups analysis and general synthesis. *Phytocoenosis* 8 (N.S.), *Archivum Geobotanicum* 6: 147-150.
- Fałtynowicz W. 1986. The dynamics and role of lichens in a managed *Cladonia-Scotch* pine forest (*Cladonio-Pinetum*). *Monographiae Botanicae* 69: 1-96.
- Fałtynowicz W., Kossowska M. 2016. The lichens of Poland. A fourth checklist. *Acta Botanica Silesiaca, Monographiae* 8: 3-122.
- Farris K., Huss M., Zack S. 2004. The role of foraging woodpeckers in the decomposition of ponderosa pine snags. *The Condor* 106, 1: 50-59.
- Fay N. 2002. Environmental arboriculture, tree ecology and veteran tree management. *Arboricultural Journal* 26, 3: 213-238.
- Fay N. 2007. Towards reasonable tree risk decision-making? *Arboricultural Journal* 30, 2: 143-161.
- Fedrowitz K., Koricheva J., Baker S.C., Lindenmayer D.B., Palik B., Rosenvald R., Beese W., Franklin J.F., Kouki J., Macdonald E., Messier C., Sverdrup-Thygeson A., Gustafsson L. 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 1669-1679.
- Fetherston K.L., Naiman R.J., Bilby R.E. 1995. Large woody debris, physical processes, and riparian forest development in montane river network of the Pacific Northwest. *Geomorphology* 13: 133-144.
- Figarski T., Buchholz L., Szczygielski M. 2014. Struktura zasobów drewna martwych drzew w Świętokrzyskim Parku Narodowym i jego znaczenie dla zachowania populacji wybranych gatunków chrząszczy saproksylobiontycznych. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4 258-272.
- Filip G., Chadwick K., Zambino P., Omdal D., Ramsey-Kroll A., Schmitt C., Maffei H., Saavedra A., Rall W., Parks C. 2011. Seven- to 14-year effects of artificially inoculating living conifers to promote stem decay and subsequent wildlife use in Oregon and Washington forests. *USDA Forest Service, Portland*, 24 s.
- Floren A., Krüger D., Müller T., Dittrich M., Rudloff R., Hoppe B., Linsenmair K.E. 2015. Diversity and interactions of wood-inhabiting fungi and beetles after deadwood enrichment. *PLoS One* 10, 11:e0143566.
- Forestry Commission 2011. Common sense risk management of trees. *Edinburgh*, 104 s.
- Foster D.R., Orwig D.A. 2006. Preemptive and salvage harvesting of New England forests: when doing nothing is a viable alternative. *Biological Conservation* 20: 959-970.
- Fox M. 2004. Large woody debris. How much is enough? The Water Center, Fact Sheet [<https://digital.lib.washington.edu/researchworks/bitstream/handle/1773/17082/Large%20Woody%20Debris.pdf>].
- Franc V. 1997. Mycetophilous beetles (Coleoptera mycetophila) – indicators of well preserved ecosystems. *Biologia. Bratislava* 52, 2: 181-186.
- Franklin J.F., Shugart H.H., Harmon M.E. 1987. Tree death as an ecological process. *Bioscience* 37: 550-556.
- Freedman B., Zelazny V., Beaudette D., Fleming T., Johnson G., Flemming S., Gerrow J.S., Forbes G., Woodley S. 1996. Biodiversity implications of changes in the quantity of dead organic matter in managed forests. *Environmental Reviews* 4: 238-265.
- Frelich L.E. 2002. *Forest Dynamics and Disturbance Regimes: Studies from Temperate Evergreen-Deciduous Forests*. Cambridge University Press, 266 s.
- Fridman J., Walheim M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131: 23-36.
- Fritz Ö., Niklasson M., Churski M. 2009. Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. *Applied Vegetation Science* 12, 1: 93-106.
- Fröhlich A., Ciach M. 2020. Dead tree branches in urban forests and private gardens are key habitat components for woodpeckers in a city matrix. *Landscape and Urban Planning* 202: 103869.
- Fröhlich A., Ciach M. 2020. Dead wood resources vary across different types of urban green spaces and depend on property prices. *Landscape and Urban Planning* 197: 103747.
- Fry R., Lonsdale D. (red.) 1991. Habitat conservation for insects – a neglected green issue. *Middlesex, The Amateur Entomologist* 21: 1-262.
- Fudali E. 1998. Próba wykorzystania mszaków do oceny stanu ekosystemów. *Przegląd Przyrodniczy* 9, 1-2: 73-79.
- Fudali E. 1999. Mszaki siedlisk epiksylicznych Puszczy Bukowej – porównanie rezerwatów i lasów gospodarczych. *Przegląd Przyrodniczy* 10, 3-4: 49-58.
- Gach P. 2020. *Moje drzewa* [<http://mojedrzewa.pl>].

- Gach P. 2020. Rejestr Polskich Drzew Pomnikowych [https://www.rpd.hostingasp.pl/].
- García N., Numa C., Bartolozzi L., Brustel H., Buse J., Norbiato M., Recalde J.I., Zapata J.L., Dodelin B., Alcázar E., Barrios V., Verdugo A., Audisio P., Micó E., Otero J.C., Bahillo P., Viñolas A., Valladares L., Méndez M., El Antry S., Galante E. 2018. The conservation status and distribution of Mediterranean saproxylic beetles. IUCN, Malaga, Spain, 12+58 s. [https://portals.iucn.org/library/node/47967].
- Garmendia A., Cárcamo D., Schwendtner O. 2006. Forest management considerations for conservation of Black Woodpecker *Dryocopus martius* and White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). Biodiversity and Conservation 15: 1399-1415.
- Gdula A.K., Konwerski S., Olejniczak I., Rutkowski T., Skubała P., Zawieja B., Gwiazdowicz D.J. 2021. The role of bracket fungi in creating alpha diversity of invertebrates in the Białowieża National Park, Poland. Ecology and Evolution 2021, 11: 6456-6470.
- Generalny Inspektorat Ochrony Środowiska 2015. Monitoring gatunków i siedlisk przyrodniczych. Przewodniki metodyczne [http://siedliska.gios.gov.pl/pl/publikacje/przewodniki-metodyczne].
- Gerhard M., Reich M. 2000. Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. International Review of Hydrobiology 85, 1: 123-137.
- Gerhard M., Reich M. 2001. Totholz in Fließgewässern – Empfehlungen zur Gewässerentwicklung. Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung, Mainz. [https://www.gfg-fortbildung.de/web/images/stories/gfg_pdfs/05-Totholz/GFG-Broschuere-Totholz.pdf].
- Gibbons P., Lindenmayer D. 2002. Tree hollows and wildlife conservation in Australia. CSIRO Publishing, Collingwood, 211 s.
- Giergiczny M., Zwijacz-Kozica T. 2018. Jak chronić tatrzańskie lasy? Badanie preferencji. W: Bodziarczyk J. (red.) – Ochrona ścisła w parkach narodowych i rezerwach. Bilans osiągnięć i porażek ostatniego półwiecza. Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie: 237-159.
- Gilg O. 2005. Old-Growth Forests: Characteristics, Conservation and Monitoring. Habitat and Species Management, Technical Report 74 bis, 96 s.
- Gil R. 2014. Nadobnica alpejska *Rosalia alpina* (Linnaeus, 1758) jako „ambasadorka” inicjatywy promującej rolę i obecność martwego drewna w lasach. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 16, 4: 300-307.
- van Ginkel H.A. L., Kuijper D.P.J., Schotanus J., Smit C. 2019. Wolves and tree logs: landscape-scale and fine-scale risk factors inter-actively influence tree regeneration. Ecosystems 22: 202-212.
- van Ginkel H.A.L., Kuijper D.P.J., Churski M., Zub K., Szafranska P.A., Smit C. 2013. Safe for saplings not safe for seeds: *Quercus robur* recruitment in relation to coarse woody debris in Białowieża Primeval Forest, Poland. Forest Ecology and Management 304: 73-79.
- Gippel Ch.J. 1995. Environmental hydraulics of large woody debris in streams and rivers. Journal of Environmental Engineering 121: 388-395.
- Głowaciński Z. (red.) 2002. Czerwona lista zwierząt ginących i zagrożonych w Polsce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 155 s.
- Głowaciński Z., Nowacki J. 2004. Polska Czerwona Księga Zwierząt – Bezkręgowce. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, 447 s.
- Gossner M., Wende B., Levick S., Schall P., Floren A., Linsenmair E., Steffan-Dewenter I., Schulze E.D., Weisser W. 2016. Deadwood enrichment in European forests – which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? Biological Conservation 201: 92-102.
- Gossner M.M., Lachat T., Brunet J., Isacsson G., Bouget C., Brustel H., Brandl R., Weisser W.W., Mueller J. 2013 Current near-to-nature forest management effects on functional trait composition of saproxylic beetles in beech forests. Conservation Biology 27, 3: 605-614.
- Gómez-Brandón M., Ascher-Jenull J., Bardelli T., Fornasier F., Fravolini G., Arfaioli P., Ceccherini M.T., Pietramellara G., Lamorski K., Sławiński C., Bertoldi D., Egli M., Cherubini P., Insam H. 2017. Physico-chemical and microbiological evidence of exposure effects on *Picea abies* – Coarse woody debris at different stages of decay. Forest Ecology and Management 391: 376-389.
- Górski P. 2013. Wątrobowce (Marchantiophyta) Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Środkowopomorskie” (Pomorze Zachodnie). Nadleśnictwo Karnieszewice, Trawica, 213 s.
- Grabowski R.C., Gurnell A.M., Burgess-Gamble L., England J., Holland D., Klaar M.J., Morrissey I., Uttley C., Wharton G. 2019. The current state of the use of large wood in river restoration and management. Water and Environment Journal 33, 3: 366-377.
- Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A. (red.) 2003. The Ecology and Management of Wood in World Rivers, American Fisheries Society, Bethesda, 444 s.
- de Groot M., Zapponi L., Badano D., Corezzola S., Mason F. 2016. Forest management for invertebrate conservation. Italian Journal of Agronomy 11: 32-37.
- Grove S.J. 2001. Extent and composition of dead wood in Australian lowland tropical rainforest with different management histories. Forest Ecology and Management 154: 35-53.
- Grove S.J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests.

- Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 33: 1-23.
- Grove S.J., Meggs J. 2003. Coarse woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests. *Australian Forestry* 66, 4: 258-272.
- Grüntal' S.Û. 2000. Osobennosti zimovki žuželic (Coleoptera, Carabidae) v lesnyh èkosistemah Russkoj ravniny. *Izvestjâ AN, Seria Biologičeskaâ* 3: 355-360.
- Gruszka W., Wojtkowski K., Grochowski P. 2012. Chronione porosty nadrzewne zadrzewień przydrożnych. Klucz do oznaczania i opisy gatunków. Regionalna Dyrekcja Ochrony Środowiska w Poznaniu, 44 s.
- Gumińska B., Wojewoda W. 1985. Grzyby i ich oznaczanie. PWRiL, Warszawa, 506 s.
- Gundersen P., Thybring E.E., Nord-Larsen T., Vesterdal L., Nadelhoffer K.J., Johannsen V.K., 2021. 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591, E21-E23.
- Gurnell A. (red.) 2007. Wood in world rivers. Proceedings on the 2nd International Conference, Stirling. *Earth Surface Processes and Landforms* 32, 8: 1129-1272.
- Gurnell A., England J., Burgess-Gamble L. 2019. Trees and wood: working with natural river processes. *Water and Environment Journal*, 33, 3: 342-352.
- Gurnell A., Tockner K., Edwards P., Petts G 2005. Effects of deposited wood on biocomplexity of river corridors. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 7: 377-382.
- Gurnell A.M., Gregory K.J., Petts G.E. 1995. The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: Implications for management. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 5: 143-166.
- Gurnell A.M., Piegay H., Swanson F.J., Gregory S.V. 2002. Large wood and fluvial processes. *Freshwater Biology*, 47: 601-619.
- Gustafsson L., Baker S.C., Bauhus J., Beese W.J., Brodie A., Kouki J., Lindenmayer D.B., Lohmus A., Pastur G.M., Messier C., Neyland M., Palik B., Sverdrup-Thygeson A., Volney W.J.A., Wayne A., Franklin J.F. 2012. Retention forestry to maintain multifunctional forests: a world perspective. *Bioscience* 62: 633-645.
- Gustafsson L., Kouki J., Sverdrup-Thygeson A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25: 295-308.
- Gutowski J.M. 1983. The pupa of *Callidium coriaceum* (Payk.) (Coleoptera, Cerambycidae). *Polskie Pismo Entomologiczne* 53, 3: 301-305.
- Gutowski J.M. 1986. *Trichoferus pallidus* (Olivier, 1790) (Col., Cerambycidae) w Polsce. *Przeгляд Zoologiczny* 30, 3: 313-317.
- Gutowski J.M. 1988. Studies on morphology, biology, ecology and distribution of *Leioderus kollari* Redtb. (Coleoptera, Cerambycidae). *Polskie Pismo Entomologiczne* 58, 2: 309-357.
- Gutowski J.M. 1992. *Chlorophorus gracilipes* (Faldermann, 1835) – nowy dla fauny Polski przedstawiciel kózkowatych (Coleoptera, Cerambycidae). *Wiadomości Entomologiczne* 11, 2: 81-88.
- Gutowski J.M. 1993. *Agrilus bialowiezaensis* sp. n. from Poland (Coleoptera: Buprestidae). *Genus* 4, 4: 295-302.
- Gutowski J.M. 1995. Kózkowate (Coleoptera: Cerambycidae) wschodniej części Polski. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa A*, 811: 1-190.
- Gutowski J.M. 2004. Kornik drukarz – gatunek kluczowy. *Parki Narodowe* 1: 13-15.
- Gutowski J.M. 2005. Bawarski Las żyje. *Las Polski* 13-14: 12-13.
- Gutowski J.M. 2006. Chrzążcze kózkowate i bogatkowate (Coleoptera: Cerambycidae, Buprestidae) rezerwatu leśno-stepowego „Bielinek” nad Odrą oraz jego okolic. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 25, 1: 31-64.
- Gutowski J.M. 2006. Saproksyliczne chrzążcze. *Kosmos* 55, 1: 53-73.
- Gutowski J.M. 2015. 1925 Rozmiar kolweński *Pytho kolwensis* C. R. Sahlberg, 1833. W: Makomaska-Juchiewicz M., Bonk M. (red.) – Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część czwarta. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 188-209.
- Gutowski J.M., Błozzyk J. 2008. Różnorodność biologiczna leśnych zwierząt bezkręgowych. W: Grzywacz A. (red.) – Zasoby przyrodnicze polskich lasów. *Polskie Towarzystwo Leśne*, Cedzyna k. Kielc: 59-93.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Jaroszewicz B., Niedziałkowski K., Zieliński S. 2016. Wybrane problemy w ochronie przyrody w Polsce i proponowane kierunki zmian. *Biuletyn Komitetu Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk* 2014-2015, 5-6: 39-53.
- Gutowski J.M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. Drugie życie drzewa, WWF Polska, Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów Naturalnych, Warszawa – Hajnówka, 245 s.
- Gutowski J.M., Buchholz L. 2000. Owady leśne – zagrożenia i propozycje ochrony. *Wiadomości Entomologiczne* 18, Supl. 2: 43-72.
- Gutowski J.M., Buchholz L., Kubisz D., Ossowska M., Sućko K. 2006. Chrzążcze saproksyliczne jako wskaźnik odkształceń ekosystemów leśnych borów sosnowych. *Leśne Prace Badawcze* 4: 101-144.
- Gutowski J.M., Czachorowski S., Górski P., Wanat M. 2009. XI. Bezkręgowce. W: Okołów C., Karaś M., Bołbot A. (red.) – Białowiecki Park Narodowy. Poznać – Zrozumieć – Zachować. Białowiecki Park Narodowy, Białowieża: 161-176.
- Gutowski J.M., Hilszczański J. 1997. *Phymatodes (Reitteroderus) pusillus* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Cerambycidae) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 16, 1: 11-19.

- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. (red.) 2001. Katalog fauny Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 403 s.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2004. Puszcza Białowieska jako ostoja europejskiej fauny owadów. *Wiadomości Entomologiczne* 23, supl. 2: 67-87.
- Gutowski J.M., Jaroszewicz B. 2016. Zmiany udziału świerka pospolitego w drzewostanach Puszczy Białowieskiej w kontekście dynamiki liczebności kornika drukarza *Ips typographus* (L.). W: Wikło A. (red.) – Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, Warszawa, 28 października 2015. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 87-108 s.
- Gutowski J.M., Karaś M. 1991. *Evodinus borealis* (Gyllenhal, 1827) (Coleoptera, Cerambycidae) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 10, 4: 221-226.
- Gutowski J.M., Królik R. 1996. A review of the morphology, distribution and biology of Palearctic species of the genus *Phaenops* Dej. (Coleoptera: Buprestidae). *Crystal*, ser. *Zoologica* 3: 1-88.
- Gutowski J.M., Krzysztofiak L. 2005. Directions and intensity of migration of the spruce bark beetle and accompanying species at the border between strict reserves and managed forests in north-eastern Poland. *Ecological Questions* 6: 81-92.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K. 2012. *Nacerdes carniolica* (Gistel, 1834) (Coleoptera: Oedemeridae) – nowy chrząszcz dla polskiej fauny. *Wiadomości Entomologiczne* 31, 4: 267-273.
- Gutowski J.M., Kubisz D., Sućko K., Zub K. 2010. Sukcesja saproksylicznych chrząszczy (Coleoptera) na powierzchniach pohuraganowych w drzewostanach sosnowych Puszczy Piskiej. *Leśne Prace Badawcze* 71, 3: 279-298 + aneks.
- Gutowski J.M., Kurzawa J. 2019. New data on the distribution, biology and morphology of *Asemum tenuicorne* Kraatz, 1879 (Coleoptera: Cerambycidae), with new records from Poland. *Entomologica Fennica* 30, 2: 57-71.
- Gutowski J.M., Ługowej J. 2000. Buprestidae (Coleoptera) of the Białowieża Primeval Forest. *Polskie Pismo Entomologiczne* 69, 3: 279-318.
- Gutowski J.M., Przewoźny M. 2013. Program NATURA 2000 jako narzędzie ochrony chrząszczy (Coleoptera) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 32, supl.: 5-40.
- Gutowski J.M., Sućko K. 2009. Konarek tajgowy *Phryganophilus ruficollis* (Fabricius, 1798) (Coleoptera: Melandryidae) w Polsce. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 65, 2: 123-132.
- Gutowski J.M., Sućko K., Borowski J., Kubisz D., Mazur M.A., Melke A., Mokrzycki T., Plewa R., Żmihorski M. 2020. Post-fire beetle succession in a biodiversity hotspot: Białowieża Primeval Forest. *Forest Ecology and Management* 461: 117893.
- Gutowski J.M., Sućko K., Zub K., Bohdan A. 2014. Habitat Preferences of *Boros schneideri* (Coleoptera: Boridae) in the Natural Tree Stands of the Białowieża Forest. *Journal of Insect Science* 14: 276.
- Gutowski J.M., Szypuła J., Wanat M. 1994. *Deilus fugax* (Olivier, 1790) (Coleoptera, Cerambycidae) w Polsce. *Wiadomości Entomologiczne* 13, 1: 21-28.
- Gwiazdowicz D.J., Łakomy P. 2002. Mites (Acari, Gamasida) occurring in fruiting bodies of Aphyllophorales. *Fragmenta Faunistica* 45, 1: 81-89.
- Hackiewicz-Dubowska M. 1936. Roślinność gnijących pni Puszczy Białowieskiej. Sprawozdanie z posiedzeń Towarzystwa Naukowego Warszawskiego. *Wydz. IV Nauk Biol.* 29, 7-9: 189-222.
- Hagge J., Müller J., Bässler C., Biebl S.S., Brandl R., Drexler M., Gruppe A., Hotes S., Hothorn T., Langhammer P., Stark H., Wirtz R., Zimmerer V., Mysterud A. 2019. Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. *Forest Ecology and Management* 451: 117531.
- Hajek B. 2010. Rozmieszczenie, wymagania środowiskowe oraz fenologia rzadkiego mchu *Buxbaumia viridis* (Moug. ex Lam. & DC.) Brid. ex Moug. & Nestl. w Trójmiejskim Parku Krajobrazowym. *Acta Botanica Cassubica* 7-9: 161-175.
- Hamilton W.D. 1988. Dead tree Arthropods: Advanced or primitive? *Proc. 18th Int. Congr. Entomol., Vancouver, July 3rd-9th, 1988. Abstr. And Author Index, Vancouver*, 170 s.
- Hararuk O., Kurz W.A., Didion M. 2020. Dynamics of dead wood decay in Swiss forests. *Forest Ecosystems* 7, 1: 1-16.
- Hardersen S., Bardianni M., Chiari S., Maura M., Maurizi E., Roversi P.F., Mason F., Bologna M.A. 2017. Guidelines for the monitoring of *Morimus asper funereus* and *Morimus asper asper*. In: Carpaneto G.M., Audisio P., Bologna M.A., Roversi P.F., Mason F. (red.) – Guidelines for the Monitoring of the Saproxylic Beetles protected in Europe. *Nature Conservation* 20: 205-236.
- Harding P.T., Alexander K.N.A. 1993. The saproxylic invertebrates of historic parklands: progress and problems. W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain*. *Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science* 7: 58-73.
- Harmon M.E., Franklin J.F. 1989. Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology* 70, 1: 48-59.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkaemper G.W., Cromack K., Cummins K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302.

- Harmon M.E., Hua C. 1991. Coarse woody debris dynamics in two old-growth ecosystems. *BioScience* 41, 9: 604-610.
- Harris J.E., Rodenhouse N.L., Holmes R.T. 2019. Decline in beetle abundance and diversity in an intact temperate forest linked to climate warming. *Biological Conservation* 240: 108219.
- Härtl F., Knoke T. 2019. Coarse Woody Debris Management with Ambiguous Chance Constrained Robust Optimization. *Forests* 10, 6: 504.
- Harz B., Topp W. 1999. Totholz im Wirtschaftswald: eine Gefahrenquelle zur Massenvermehrung von Schadinsekten? *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 118: 302-313.
- Hebda G. 2010. *Xylomyia maculata* (Meigen, 1804) (Xylomyiidae) and *Ctenophora ornata* Meigen, 1818 (Tipulidae) – new records of rare saproxylic flies (Diptera) from holes in Poland. *Nature Journal* 43: 101-104.
- Heilmann-Clausen J., Christensen M. 2004. Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management* 201: 105-117.
- Heilmann-Clausen J., Christensen M. 2005. Cryptogam communities on decaying deciduous wood—does tree species diversity matter? *Biodiversity and Conservation* 14: 2061-2078.
- Hekkala A.M., Ahtikoski A., Päätaalo M.L., Tarvainen O., Siipilehto J., Tolvanen A. 2016. Restoring volume, diversity and continuity of deadwood in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 25, 6:1107-1132.
- Heliövaara K., Väisanen R. 1984. Effect of modern forestry on northwestern European forest invertebrates: a synthesis. *Acta Forestalia Fennica* 189: 1-32.
- Hereźniak J. 2013. *Mocarze czasu – pomnikowe drzewa w świecie i na ziemi łódzkiej*. Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź, 390 s.
- Hering D., Kail J., Eckert S., Gerhard M., Meyer E.I., Mutz M., Reich M., Weiss I. 2000. Coarse woody debris quantity and distribution in Central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85, 1: 5-23.
- Hering D., Reich M. 1997. Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer. *Natur und Landschaft* 72: 383-389.
- Higgins R.J., Lindgren B.S. 2006. The fine scale physical attributes of coarse woody debris and effects of surrounding stand structure on its utilization by ants (Hymenoptera: Formicidae) in British Columbia, Canada. W: Grove S.J., Hanula J.L. (red.) – *Insect biodiversity and dead wood*. Proceedings of a symposium for the 22nd International Congress of Entomology. Gen. Tech. Rep. SRS-93. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station: 67-74.
- Hilszczański J. 1997. Martwe drzewa w lesie – na podstawie badań amerykańskich. *Głos Lasu* 8: 15-18.
- Hilt M., Ammer U. 1994. Totholzbesiedelnde Käfer im Wirtschaftswald – Fichte und Eiche im Vergleich. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 113, 3-4: 245-255.
- Hoffman A., Hering D. 2000. Wood-associated macroinvertebrate fauna in central European streams. *International Review of Hydrobiology* 85, 1: 25-48.
- Hofgaard A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal oldgrowth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 4: 773-782.
- Hofgaard A. 1993. Structure and regeneration patterns in a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 4: 601-608.
- Hofmeister J., Hošek J., Brabec M., Dvořák D., Beran M., Deckerová H., Burel J., Kříž M., Borovička J., Běťák J. Vašutová M., Malíček J., Palice Z., Syrovátková L., Steinová J., Černajová I., Holá E., Novozámská E., Čížek L., Iarema V., Baltaziuk K., Svoboda T. 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators* 57: 497-504.
- Holá E., Vrba J., Linhartová R., Novozámská E., Zmrhalová M., Plasek V., Kucera J. 2014. Thirteen years on the hunt for *Buxbaumia viridis* in the Czech Republic: still on the tip of the iceberg? *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 83, 2: 137-145.
- Holec J., Běťák J., Dvořák D., Kříž M., Kuchaříková M., Krzyściak-Kosińska R., Kučera T. 2019. Macrofungi on fallen oak trunks in the Białowieża Virgin Forest – ecological role of trunk parameters and surrounding vegetation. *Czech Mycology* 71, 1: 65-89.
- Holeksa J. 1992. Las nie może żyć bez martwych drzew. W: Korbel J. (red.) – *Las według ekologa*. Zeszyty Edukacji Ekologicznej „Pracownicy na rzecz Wszystkich Istot” 4: 17-23.
- Holeksa J. 1998. Rozpad drzewostanu i odnowienie świerka a struktura i dynamika karpackiego boru górnoreglowego. *Monographiae Botanicae* 82: 1-209.
- Holeksa J., Ciapała S. 1998. Usuwanie martwych drzew a naturalne odnowienie świerka w górnoreglowych borach świerkowych Beskidu Wysokiego. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie* 332. Sesja Nauk. 56: 161-175.
- Holeksa J., Jaloviar P., Kucbel S., Saniga M., Svoboda M., Szewczyk J., Szwagrzyk J., Zielonka T., Żywiec M. 2017. Models of disturbance driven dynamics in the West Carpathian spruce forests. *Forest Ecology and Management* 388: 79-89.
- Holeksa J., Kapusta P., Budziakowska-Kubik E., Izwerska K., Kurek P., Piechnik Ł., Szarek-Łukaszewska G. Wojterska M., Zielonka T., Żywiec M. 2020. Stan martwego drewna na terenie Puszczy Niepołomickiej jako wynik długotrwałego użytkowania lasu i krótkotrwałej ochrony w ramach sieci Natura 2000. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 119-139.

- Holeksa J., Saniga M., Szwagrzyk J., Czerniak M., Staszyńska K., Kapusta P. 2009. A giant tree stand in the West Carpathians – An exception or a relic of formerly widespread mountain European forests? *Forest Ecology and Management* 257, 7: 1577-1585.
- Holeksa J., Żywiec M., Kurek P. 2014. Ilość obumarłych drzew w lasach gospodarczych w związku z wymaganiami ochrony przyrody na obszarach Natura 2000 – od statycznego do dynamicznego podejścia. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 15-29.
- Horák J. 2017. Insect ecology and veteran trees. *Journal of Insect Conservation* 21: 1-5.
- Horák J., Kout J., Vodka S., Donato D.C. 2016. Dead wood dependent organisms in one of the oldest protected forests of Europe: Investigating the contrasting effects of within-stand variation in a highly diversified environment. *Forest Ecology and Management* 363: 229-236.
- Hughes V., Thoms M.C. 2003. Associations between channel morphology and large woody debris in a lowland river. *Int. Association of hydrological Sciences* 276: 11-18.
- Hunter M.L. jr, Schmiegelow F. 2010. *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*, 2nd ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 288 s.
- Hunter M.L. jr. 1990. Dying, dead, and down trees. W: Hunter M.L.j r, Schmiegelow F. (red.) – *Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey: 157-180.
- Iablokoff A.Kh. 1943. *Éthologie de quelques élatérides du Massif de Fontainebleau Mémoires du Muséum National D'Histoire Naturelle* 18, 3: 81-160.
- Irmel U., Heller K., Warning J. 1996. Age and tree species as factors influencing the populations of insects living in dead wood (Coleoptera, Diptera: Sciaridae, Mycetophilidae). *Pedobiologia* 40: 134-148.
- Jabin M., Mohr D., Kappes H., Topp W. 2004. Influence of deadwood on density of soil macro-arthropods in a managed oak-beech forest. *Forest Ecology and Management* 194: 61-69.
- Jakoby O., Rademacher C., Grimm V. 2010. Modelling dead wood islands in European beech forests: how much and how reliably would they provide dead wood? *European Journal of Forest Research* 129: 659-668.
- Janiszewski P., Hanzal V., Misiukiewicz W. 2014. The european beaver (*Castor fiber*) as a keystone species – a literature review. *Baltic Forestry* 20, 2: 277-286.
- Jankowiak R. 2004. Interakcje między owadami kambiofagicznymi, grzybami i rośliną. *Kosmos* 53, 1: 39-50.
- Jankowiak R., Ciach M., Bilański P., Linnakoski R. 2019. Diversity of wood-inhabiting fungi in woodpecker nest cavities in southern Poland. *Acta Mycologica* 54: 1126.
- Jaroszewicz B., Cholewińska O., Chečko E., Wrzosek M. 2021. Predictors of diversity of deadwood-dwelling macrofungi in a European natural forest. *Forest Ecology and Management* 490: 119-123.
- Jaworski T., Plewa R., Tarwacki G., Sućko K., Hilszczański J., Horák J. 2019. Ecologically similar saproxylic beetles depend on diversified deadwood resources: from habitat requirements to management implications. *Forest Ecology and Management* 449: 117462.
- Jermaczek A. 2015. Występowanie ślimaków Gastropoda a zasoby rozkładającego się drewna, na przykładzie lasów liściastych Drawieńskiego Parku Narodowego. *Przegląd Przyrodniczy* 26, 3: 51-59.
- Jędrzejewska B., Jędrzejewski W. 2001. *Ekologia zwierząt drapieżnych Puszczy Białowieskiej*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 462 s.
- Jöngiste K., Korjus H., Stanturf J.A., Frelich L.E., Baders E., Donis, J., Jansons A., Kangur A., Köster K., Laarmann D., Maaten T., Marozas V., Metslaid M., Nigul K., Polyachenko O., Randveer T., Vodde F. 2017. Hemiboreal forest: natural disturbances and the importance of ecosystem legacies to management. *Ecosphere* 8, 2: e01706.
- Johann F., Schaich H. 2016. Land ownership affects diversity and abundance of tree microhabitats in deciduous temperate forests. *Forest Ecology and Management* 380: 70-81.
- Johnson E.A., Miyanishi K. (red.) 2007. *Plant Disturbance Ecology*. Academic Press, San Diego, 720 s.
- Jonašova M., Vavroca E., Cudlin P. 2010. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. *Forest Ecology and Management* 259, 6: 1127-1134
- Jonsell M., Weslien J., Ehnström B. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7: 749-764.
- Jonsson B.G., Dynesius M. 1993. Uprooting in boreal spruce forests: long-term variation in disturbance rate. *Canadian Journal of Forestry Research* 23: 2383-2388.
- Jonsson B.G., Essen P.A. 1990. Treefall disturbance maintains high bryophyte diversity in a boreal spruce forest. *Journal of Ecology* 78: 924-936.
- Jonsson B.G., Kruys N., Ranius T. 2005. Ecology of species living on dead wood – lessons for dead wood management. *Silva Fennica* 39, 2: 289-309.
- Kaczka R., Wyzga B., Zawiejska J. 2003. Grubrumosze drzewny jako cenny składnik górskich systemów fluwialnych. W: Lach J. (red.) – *Dynamika zmian środowiska geograficznego pod wpływem antropopresji*. Akademia Pedagogiczna, Kraków: 118-125.
- Kaczka R.J. 1999. Rola kłód w kształtowaniu systemu fluwialnego i związanych z nim biocenozy (Kamienica, Gorce). W: Chełmicki W., Pociask-Karteczka J. (red.) – *Interdyscyplina*

- narność w badaniach dorzecza. IUNG, Kraków: 245-251.
- Kaczka R.J. 2003. The coarse woody debris dams in mountain streams of central Europe, structure and distribution. *Studia Geomorphologica Carpatho-Balcanica* 37: 111-127.
- Kaczka R.J. 2004. The role of coarse woody debris in mountain stream channel modelling, Central Europe (Germany, Poland). *Landchaftökologie und Umweltforschung* 47: 167-174.
- Kaczka R.J. 2009. Dynamics of large woody debris and wood dams in mountain Kamienna Stream, Polish Carpathians. W: Kaczka R., Malik I., Owczarek P., Gärtner H., Helle G., Heinrich I. (red.) – TRACE – Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology, Vol. 7, Proceedings of the DENDROSYMPOSIUM 2008, April 27th – 30th 2008, Zakopane, Poland. GFZ Potsdam, Scientific Technical Report STR 09/03, Potsdam: 171-175.
- Kaczka R.J., Wyżga B. 2008. Formowanie i dynamika kęp rzeki górskiej w zapisie dendrochronologicznym na przykładzie dolnego biegu Białki. W: Wyżga B. (red.) – Stan środowiska rzek południowej Polski i możliwości jego poprawy – wybrane aspekty. Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków: 93-102.
- Kahl T., Arnstadt T., Baber K., Bässler C., Bauhus J., Borken W., Buscot F., Floren A., Heibl C., Hessenmöller D., Hofrichter M., Hoppe B., Kellner H., Krüger D., Linsenmair K.E., Matzner E., Otto P., Purahong W., Seilwinder C., Schulze E.D., Wende B., Weisser W.W., Gosner M.M. 2017. Wood decay rates of 13 temperate tree species in relation to wood properties, enzyme activities and organismic diversities. *Forest Ecology and Management* 391: 86-95.
- Kahlen I. 2000. Der mystische Baum. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 27-28.
- Kahlen M. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Käfer. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 8-11.
- Kail J. 2003. Influence of large woody debris on the morphology of six central European streams. *Geomorphology* 51: 207-223.
- Kail J. 2004. Geomorphic Effects of Large Wood in Streams and Rivers and Its Use in Stream Restoration: A Central European Perspective, Dissertation. Universität Duisburg-Essen, 160 s. [http://totholz.de/kail_phd.pdf].
- Kail J., Hering D. 2005. Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. *Landscape Ecology* 20: 755-772.
- Kail J., Hering D., Muhar S., Gerhard M., Preis S. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44: 1145-1155.
- Kaila L., Martikainen P., Punttila P. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6: 1-18.
- Kaila L., Martikainen P., Punttila P., Yakovlev E. 1994. Saproxylic beetles (Coleoptera) on dead birch trunks decayed by different polypore species. *Annales Zoologici Fennici* 31, 1: 97-107.
- Kajtoch Ł., Figarski T. 2014. Stenotopowe gatunki dzięciołów jako wskaźnik pożądanych ilości drewna martwych i zamierających drzew w karpaccich lasach. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 116-130.
- Kappes H., Jabin M., Kulfan J., Zach P., Topp W. 2009. Spatial patterns of litter-dwelling taxa in relation to the amounts of coarse woody debris in European temperate deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 257: 1255-1260.
- Karasiński D. 2016. Grzyby afyloforoidalne Karsubskiego Parku Krajobrazowego. Tom 1. Charakterystyka Mykobioty. *Acta Botanica Cassubica, Monographiae* 7: 3-198.
- Karasiński D., Kujawa A., Gierczyk B., Ślusarczyk T., Szczepkowski A. 2015. Grzyby wielkooowocnikowe Kampinoskiego Parku Narodowego. *Kampinoski Park Narodowy, Izabelin*, 377 s.
- Karasiński D., Wołkowycki M. 2015. An annotated and illustrated catalogue of Polypores (Agaricomycetes) of the Białowieża Forest (NE Poland). *Polish Botanical Journal* 60, 2: 217-292.
- Karczmarz K. 1994. Mchy i wątrobowce. W: Wilgat T. (red.) – Rzotoczański Park Narodowy. *Rzotoczański Park Narodowy, Zwierzyniec*: 141-151.
- Karjalainen L., Kuuluvainen T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 147-167.
- Kazantsev S.V., Egorov L.V., Ruchin A.B. 2019. Discovery of *Lopheros lineatus* (Gorham, 1883) (Coleoptera, Lycidae) in Mordovia, Central Russia. *Entomological Review* 99, 5: 656-659.
- Keenan R.J., Reams G.A., Achard F., de Freitas J.V., Grainger A., Lindquist E. 2015. Dynamics of global forest area: results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. *Forest Ecology and Management* 352: 9-20.
- Keller E.A., Swanson F.J. 1979. Effects of large organic material on channel form and fluvial processes. *Earth surface processes* 4: 361-380.
- Key R. 1993. What are saproxylic invertebrates? W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. *Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science* 7: 5.
- Kiełczewski B., Bałazy S. 1966. Zagadnienie drapieżnictwa roztoczy (Acarina) na jajach korników (Scolytidae, Coleoptera). *Ekologia Polska* B 12: 161-163.

- Kirby K.J., Webster S.D., Antczak A. 1991. Effects of forest management on stand structure and quality of fallen dead wood: some British and Polish examples. *Forest Ecology and Management* 43: 167-174.
- Kirby P., Drake C.M. (red.) 1993. Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. Proceeding of a British Ecological Society Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. *English Nature Science*, 105 s.
- Klama H. 2002. Distribution patterns of liverworts (Marchantiopsida) in natural forest communities (Białowieża Primeval Forest, NE Poland), Univ. Bielsko-Biała, 278 s.
- Klama H., Górski P. 2018. Red List of Liverworts and Hornworts of Poland (4th edition). *Cryptogamie, Bryologie* 39, 4: 415-441.
- Klamerus-Iwan A., Lasota J., Błońska E. 2020. Interspecific variability of water storage capacity and absorbability of deadwood. *Forests* 11, 5: 575.
- Klausnitzer B. 1994. Die Bedeutung von Totholz für die Erhaltung xylobiontischer Insekten speziell der Cerambycidae in der Oberlausitz. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft der Oberlausitz* 3: 51-56.
- Klejdzysz T., Kubisz D. 2003. Chrząższe (Coleoptera) związane z grzybami nadrzewnymi Puszczy Niepołomickiej (Kotlina Sandomierska). *Rocznik Naukowy Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra”* 7: 145-166.
- Klub Przyrodników 2000. Przykładowe wymiary drzew, kwalifikujące je do ochrony, według propozycji sformułowanych dla wybranych kompleksów leśnych w Polsce [http://www.kp.org.pl/pdf/poradniki/drzewa_pomnikowe.htm].
- Knysak R., Pawlaczyk P. 2005. Lasy parków narodowych a organizmy związane z martwym drewnem. *Parki Narodowe* 1: 2-8.
- Koehler G.M., Brittell J.D. 1990. Managing spruce-fir habitat for lynx and snowshoe hares. *Journal of Forestry* 88: 10-14.
- Köhler F. 2000. Totholzkäfer in Naturwaldzellen des nördlichen Rheinlands. Vergleichende Studien zur Totholzkäferfauna Deutschlands und deutschen Naturwaldforschung. *Naturwaldzellen Teil VII. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen* 18: 1-351.
- Komdeur J., Vestjens J.P.M. 1983. De functionele betekenis van dood hout voor de avifauna. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 55, 2/3: 86-90.
- Kompancev A.V. 1984. Kompleksy žestkokrylyh, svázannye s osnovnymi derevorazrušašimi gribami v lesah Kostromskoj oblasti. W: *Životnyj mir južnoj tajgi. „Nauka”, Moskva*: 191-196.
- Kompanceva T.V. 1984. Osobennosti formirovaniâ kompleksov žestkokrylyh v duplah derev'ev v južnoj podzone tajgi. W: *Životnyj mir južnoj tajgi. „Nauka”, Moskva*: 211-219.
- Komur P., Mleczo P. 2019. Powiązania pomiędzy grzybami podziemnymi a małymi ssakami. *Kosmos* 68, 1: 43-55.
- Konopka J., Stepnowska E. 2004. Drzewa martwe i dziuplaste. *Przyroda Polska* 6: 24-25.
- Konwerski S., Gutowski J.M., Błoszyk J. 2020. Patterns of Distribution of Phoretic Deutonymphs of Uropodina on Longhorn Beetles in Białowieża Primeval Forest, Central Europe. *Diversity* 12 (239): 1-14.
- Konwerski S., Gutowski J.M., Książkiewicz-Parulska Z., Błoszyk J. 2017. Repeatability of the phoretic relationships between mites of the genus *Trichouropoda* Berlese (Parasitiformes: Uropodina) and longhorn beetles of the genus *Tetropium* Kirby (Coleoptera: Cerambycidae) in Białowieża Primeval Forest, Central Europe. *International Journal of Acarology* 43, 8: 612-621.
- Konwerski S., Melke A., Miłkowski M., Ruta R., Sienkiewicz P. 2010. Nowe stanowiska *Velleius dilatatus* (Fabricius, 1787) w Polsce (Coleoptera: Staphylinidae) oraz uwagi o jego ochronie. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 66, 2: 111-115.
- Korbel J., Niechoda T. 2020. Drzewa Białowieżskiego Parku Narodowego [<http://www.drzewa.puszcza-bialowieska.eu/>].
- Korczyk A. 2008. Inwentaryzacja drzew starych i drzew gatunków ginących w Puszczy Białowieżskiej. *Leśne Prace Badawcze* 69, 2: 117-126.
- Kovac M., Gasparini P., Notarangelo M., Rizzo M., Cañellas I., Fernández-de-Uña L., Alberdi I. 2020. Towards a set of national forest inventory indicators to be used for assessing the conservation status of the Habitats Directive forest habitat types. *Journal for Nature Conservation* 53.
- Kozák D., Mikoláš M., Svitok M., Bače R., Paillet Y., Larrieu L., Nagel T.A., Begovič K., Čada V., Diku A., Frankovič M., Janda P., Kameniar O., Keren S., Kjučukov P., Lábusová J., Langbehn T., Málek J., Mikac S., Morrissey R.C., Nováková M.H., Schurrman J.S., Svobodová K., Synek M., Teodosiu M., Toromani E., Trotsiuk V., Vítková L., Svoboda M. 2018. Profile of tree-related microhabitats in European primary beech-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 429: 363-374.
- Koženy P., Simon O. 2017. Mrtvé dřevno ve vodních tocích – čas změnit zákony? *Příroda (Praha)* 27: 5-22.
- Kozłowski M.W. 2003. Leśny drobiazg. Pod korą. *Poznajmy Las* 1: 28-29.
- Kramarz P., Pociask M., Michalski R. 2020. Charakterystyka przyrodnicza obszaru otuliny Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Fundacja Dziedzictwo Przyrodnicze, Nowosiółki Dydyńskie*, 399 s.
- Kramer K., Brang P., Bachofen H., Bugmann H., Wohlgemuth T. 2014. Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 331: 116-128.

- Krankina O.N., Harmon M.E., Kukuev Y.A., Treyfeld R.F., Kashpor N.N., Kresnov V.G., Skudin V.M., Protasov N.A., Yatskov M., Spycher G., Povarov E.D. 2002. Coarse woody debris in forest regions of Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 768-778.
- Krasuckij B.V. 1997. Žestkokrylye-micetobionty (Coleoptera) osnovnyh derevorazrušajuših gribov podzony srednej tajgi Zapadnoj Sibiri. *Entomologičeskoe Obozrenie* 76, 4: 770-776.
- Kraus D., Büttler R., Krumm F., Lachat T., Larrieu L., Mergner U., Paillet Y., Rydkvist T., Schuck A., Winter S. 2016. Catalogue of tree microhabitats – Reference field list. Integrate+ Technical Paper, European Forest Institute, Freiburg.
- Kraus D., Krumm F. 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. *European Forest Institute*, 284 s.
- Krivošeina N.P. 1991. Formy vzaimosvâzej nasekomyh-ksilobiontov i ksilotrofnih gribov. *Biulleten' Moskovskogo Obšestva Ispytatelej Prirody, Otdel Bioloģičeskij* 96, 6: 37-47.
- Kruys N., Jonsson B.G. 1999. Fine woody debris is important for species richness on logs in managed boreal spruce forests in northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 8: 1295-1299.
- Kruys N., Jonsson B.G., Ståhl G. 2002. A stage-based matrix model for decomposition dynamics of woody debris. *Ecological Applications* 12: 773-781.
- Kuberski Ł., Stereńczak K. 2021. Raport techniczny z prac terenowych projektu LIFE+ ForBioSensing sprawdzających dane ALS, dotyczący maksymalnych wysokości drzew w polskiej części Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary. [mscr.].
- Kucharski R. 2004. *Alcedo atthis* (Zimorodek). W: Gromadzki M. (red.) – Ptaki (część II). Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa: 245-249.
- Kujawa A., Orczewska A., Falkowski M., Blicharska M., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Gutowski J.M., Łatałowa M., Mysłajek R.W., Nowak S., Walankiewicz W., Zalewska A. 2016. Puszcza Białowieska – obiekt światowego dziedzictwa UNESCO – priorytety ochronne. *Leśne Prace Badawcze* 77, 4: 302-323.
- Kujawa A., Ruzsikiewicz-Michalska M., Kałucka I. (red.) 2020. Grzyby chronione Polski. Rozmieszczenie, zagrożenie, rekomendacje ochronne. Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN, Poznań, 512 s.
- Kulakowski D., Bebi P., Svoboda M. (red.) 2016. Ecology of Mountain Forest Ecosystems in Europe. *Forest Ecology and Management, Special Issue* 388: 1-132.
- Kupferschmid A.D., Bugmann H. 2005. Effect of microsites, logs and ungulate browsing on *Picea abies* regeneration in a mountain forest. *Forest Ecology and Management* 205: 251-265.
- Kurek P., Piechnik Ł., Ledwoń M., Szarek-Łukaszewska G., Kapusta P., Holeksa J. 2020. Cechy drzew i drzewostanu a występowanie dzięcioła średniego *Leiopicus medius* – wskaźówki dla gospodarki leśnej na przykładzie Puszczy Niepołomickiej. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 45-54.
- Kuris M., Ruskule A. 2006. Favourable conservation status of boreal forests: monitoring, assessment, management. *Baltic Environmental Forum*, Tallin, 44s.
- Kuuluvainen T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97-125.
- Kuuluvainen T., Juntunen P. 1998. Seedling establishment in relation to microhabitat variation in a windthrow gap in a boreal *Pinus sylvestris* forest. *Journal of Vegetation Science* 9: 551-562.
- Kwiatkowski A., Marczak D. 2020. Występowanie rzadkich gatunków chrząszczy saproksylicznych w lasach gospodarczych na przykładzie Puszczy Knyszyńskiej (RDLP w Białymstoku). *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 55-71.
- Lábusová J., Morrissey R.C., Trotsiuk V., Janda P., Bače R., Cada V., Mikoláš M., Mrhalová H., Schurman J.S., Svobodová K., Mateju L., Synek M., Svoboda M. 2019. Patterns of forest dynamics in a secondary old-growth beech-dominated forest in the Jizera Mountains Beech Forest Reserve, Czech Republic. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 12, 1: 17-26.
- Larrieu L., Cabanettes A. 2012. Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1433-1445.
- Larrieu L., Cabanettes A., Brin A., Bouget C., Deconchat M. 2014. Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry. *European Journal of Forest Research* 133: 355-367.
- Larrieu L., Cabanettes A., Delarue A. 2012. Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in montane beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research* 131: 773-786.
- Larrieu L., Cabanettes A., Gonin P., Lachat T., Paillet Y., Winter S., Bouget C., Deconchat M. 2014. Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: a life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334: 163-173.
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Büttler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A.K., Regnery B., Vandekerhove K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: a hierarchical typology for

- inventory standardization. *Ecological Indicators* 84: 194-207.
- Lasota J., Błońska E., Piaszczyk W., Wiecheć M. 2018. How the deadwood of different tree species in various stages of decomposition affected nutrient dynamics? *Journal of Soils and Sediments* 18, 8: 2759-2769.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039.
- Le Lay Y.F., Piégay H., Moulin B. 2013. Wood entrance, deposition, transfer and effects on fluvial forms and processes: Problem statements and challenging issues. W: Butler D.R., Hupp C.R. (red.) – *Ecogeomorphology*. San Diego, CA, Academic Press: 20-36.
- Lee S.I., Spence J.R., Langor D.W. 2014. Succession of saproxylic beetles associated with decomposition of boreal white spruce logs. *Agricultural and Forest Entomology* 16: 391-405.
- Lev E., Kahn P.H. Jr., Chen H., Esperum G. 2020. Relatively Wild Urban Parks Can Promote Human Resilience and Flourishing: A Case Study of Discovery Park. Seattle, Washington, *Frontiers in Sustainable Cities* 2.
- Leverkus A.B., Gustafsson L., Benayas J.M.R., Castro J. 2015. Does post-disturbance salvage logging affect the provision of ecosystem services? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 4, 16: 1-7.
- Lewandowski P., Przepióra F., Ciach M. 2021. Single dead trees matter: Small-scale canopy gaps increase the species richness, diversity and abundance of birds breeding in a temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management* 481: 118693.
- Lewczuk M. 2018. Sprawozdanie z monitoringu siedliska 9130 żyzne buczyny. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, 148 s.
- Lieutier F., Day K.R., Battisti A., Grégoire J.C., Evans H.F. (red.) 2004. Bark and wood boring insects in living trees in Europe, a synthesis. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, 552 s.
- Lindenmayear D.B., Noss R.F. 2006. Salvage logging, ecosystem processes, and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20, 4: 949-958.
- Lindenmayer D.B., Burton P.J., Franklin J.F. 2012. *Salvage Logging and Its Ecological Consequences*. Island Press, 246 s.
- Lindenmayer D.B., Foster D.R., Franklin J.F., Hunter M.L., Noss R.F., Schmiegelow F.A., Perry D. 2004. Salvage harvesting policies after natural disturbance. *Science* 303: 1303.
- Lindenmayer D.B., Franklin J.F., Fischer J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131, 3: 433-445.
- Lindhe A., Lindelöw Å., Åsenblad N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation* 14: 3033-3053.
- Lindström K. 2003. Wood-living bryophyte species diversity and distribution – differences between small-stream and upland spruce forests. Umeå University: 1-19.
- Linstead C. 1999. The effect of large woody debris accumulation on the river hydraulics and implication for physical habitat. *Hydroecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology, Proceedings of Workshop in Birmingham*. IAHS Publication 266: 91-99.
- Lisle T.E. 2002. How much dead wood in stream channels is enough? USDA Forest Service Technical Report PSW-GTR-181: 85-93.
- Loch J. 1996. Unaturalnianie układów ekologicznych w Graczańskim Parku Narodowym. *Przegląd Przyrodniczy* 7, 3-4: 55-72.
- Loeb S.C. 1999. Responses of small mammals to coarse woody debris in a Southeastern Pine Forest. *Journal of Mammalogy* 80: 460-471.
- Lombardi F., Lasserre B., Tognetti R., Marchetti M. 2008. Deadwood in relation to stand management and forest type in Central Apennines (Molise, Italy). *Ecosystems* 11: 882-894.
- Lonsdale D. 2013. Ancient and other veteran trees: further guidance on management. The Tree Council, London, 202 s.
- Lonsdale D., Pautasso M., Holdenrieder O. 2008. Wood-decaying fungi in the forest: conservation needs and management options. *European Journal of Forest Research* 127: 1-22.
- Lorenz J. 2001. Die Holz- und Pilzkäferfauna in Dresden (Col.). *Entomologische Nachrichten Berichte* 45, 3-4: 205-220.
- Lundberg S. 1984. Den brända skogens skalbaggsfauna i Sverige. *Entomologisk Tidskrift* 105: 129-141.
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Börner A., Knohl A., Hessenmöller D., Law B.E., Ciais P., Grace J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455: 213-215.
- Luyssaert S., Schulze E.-D., Knohl A., Law B.E., Ciais P., Grace J. 2021. Reply to: Old-growth forest carbon sinks overestimated. *Nature* 591: E24-E25.
- Lyell Ch. 1847. *Principles of geology*. J. Murray, London, 7th red. [<http://lhldigital.lindahall.org/cdm/ref/collection/earththeory/id/17524>].
- Machar I. 2008. Proposed target state for a floodplain forest ecosystem within an ecological network, with reference to the ecological requirements of an umbrella bird species: the common kingfisher. *Journal of Landscape Ecology* 1, 2: 80-98.
- Maciejewski Z., Szwagrzyk J. 2016. Rola naturalnych zaburzeń w dynamice lasów chronionych. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 18, 2: 67-75.
- Mačka Z., Krejčí L. (red.) 2011. *Řiční dřevo ve vodních tocích ČE*. Masarykova univerzita, Brno, 107 s.
- Máčka Z., Krejčí L., Loučková B., Peterková L. 2011. A critical review of field techniques em-

- ployed in the survey of large woody debris in river corridors: a central European perspective. *Environ Monit Assess* 181: 291-316.
- Mackensen J., Bauhus J., Webber E. 2003. Decomposition rates of coarse woody debris – A review with particular emphasis on Australian tree species. *Australian Journal of Botany* 51: 27-37.
- MacKinnon A. 1998. Biodiversity and old-growth forests. W: Voller J., Harrison S. (red.) – *Conservation Biology Principles for Forested Landscapes*. Vancouver, BC, UBC Press: 146-184.
- Madžule L., Brūmelis G. 2008. Ecology of epixylic bryophytes in Eurosiberian alder swamps of Latvia. *Acta Universitatis Latviensis, Biology* 745: 103-114.
- Mag Zs., Ódor P. 2015. The effect of stand-level habitat characteristics on breeding bird assemblages in Hungarian temperate mixed forests. *Community Ecology* 16: 156-166.
- Magowski W.Ł. 2003. Roztocze z rodziny Tarsonemidae (Acari: Heterostigmata) żyjące w powiązaniu z chrząszczami podkorowymi (Insecta: Coleoptera). *Przegląd Zoologiczny* 47, 1-2: 19-33.
- Makomaska-Juchiewicz M. (red.) 2010. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część I. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, 408 s.
- Makomaska-Juchiewicz M., Bonk M. (red.) 2015. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część IV. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, 424 s.
- Makomaska-Juchiewicz M., Baran P. (red.) 2012. Monitoring gatunków zwierząt. Przewodnik metodyczny. Część II-III. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, 519+748 s.
- Malik I. 2004. Rola kłód w kształtowaniu dna koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). *Czasopismo Geograficzne* 75, 4: 255-274.
- Malik I. 2004. Rola lasu nadrzecznego w kształtowaniu dna koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). Wyd. Uniwersytetu Śląskiego, Katowice, 94 s.
- Malik I. 2004. Wpływ drzew nadrzecznych na transformację równiny zalewowej i koryta rzeki meandrującej na przykładzie Małej Panwi (Równina Opolska). *Przegląd Geograficzny* 76, 3: 345-360.
- Malik I. 2007. Role of coarse woody debris (CWD) in formation of bottom of meandering river channel (a case study of the Mała Panew – Opole plain). *Geomorphologia Slovaca et Bohemica* 7, 2: 37-46.
- Mannan R.W., Meslow E.C., Howard M.W. 1980. Use of snags by bird in Douglas-fir forests, western Oregon. *Journal of Wildlife Management* 44: 787-797.
- Manners R.B., Doyle W.W., Small M.J. 2007. Structure and hydraulics of natural woody debris jams. *Water Resources Research* 43: 1-17.
- Mańka K. 1981. *Fitopatologia leśna*. PWRiL, Warszawa, 387 s.
- Marage D., Lemperiere G. 2005. The management of snags: A comparison in managed and unmanaged ancient forests of the Southern French Alps. *Annales of Forest Science* 62: 135-142.
- Martikainen P., Siitonen J., Punttila P., Kaila L., Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94: 199-209.
- Masalska A. 1997. Zarastanie wykrotów świerkowych w zbiorowisku grądowym w Białowieckim Parku Narodowym. Praca magist. wyk. w Białowieckiej Stacji Geobot. UW pod kier. J.B. Falińskiego, Białowieża – Warszawa, 93 s. + aneksy i fot. [mscr.].
- Maser C. 1992. O owadach toczących drewno, podziemnych grzybach i mysich odchodach. W: Korbel J. (red.) – *Las według ekologa. Zeszyty Edukacji Ekologicznej „Pracowni na rzecz Wszystkich Istot”* 4: 45-62.
- Maser C., Anderson R.G., Cromack K. jr., Williams J.T., Martin R.E. 1979. Dead and down woody material. W: Thomas J.W. (red.) – *Wildlife habitats in managed forests. The Blue Mountains of Oregon and Washington*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook No. 553, Portland – Washington D.C.: 78-95.
- Mason Ch., Tarrant R.F., Trappe J.M., Franklin J.F. 1988. From the forest to the sea: A story of fallen trees. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-229. Portland, OR: USDA Forest Service [<https://ia800401.us.archive.org/21/items/fromforesttoseas229mase/fromforesttoseas229mase.pdf>].
- Mason F., Zapponi L. 2015. The forest biodiversity artery: Towards forest management for saproxylic conservation. *Journal of Biogeosciences and Forestry* 9: 205-216.
- Maślak M., Orczewska A. 2010. Zasoby martwego drewna w zbiorowisku kwaśnej buczyny niżowej leśnych obszarów chronionych Górnego Śląska. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 12, 2 (25): 368-376.
- McLean I.F.G., Speight M.C.D. 1993. Saproxylic invertebrates – the European context. W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain*. Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. *English Nature Science* 7: 21-32.
- MCPFE. 2003. Background Information for Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Liason Unit, Vienna.
- Menkis A., Redr D., Bengtsson V., Hedin J., Niklasson M., Nordén B., Dahlberg A. 2020. Endophytes dominate fungal communities in six-year-old veteranisation wounds in living oak trunks, *Fungal Ecology*: 101020.
- Merganičová K., Merganič J. 2010. Coarse woody debris carbon stocks in natural spruce for-

- ests of Babia hora. *Journal of Forest Science* 56, 9: 397-405.
- Merganičová K., Merganič J., Svoboda M., Bače R., Šebeň V. 2012. Deadwood in forest ecosystems. W: Blanco J.A., Yueh-Hsin Lo. (red.) – *Forest Ecosystems – More than Just Trees*. BoD–Books on Demand: 81-108.
- Meyer P., Schmidt M. 2011. Accumulation of dead wood in abandoned beech (*Fagus sylvatica* L.) forests in northwestern Germany. *Forest Ecology and Management* 261: 342-352.
- Michalova Z., Morrissey R.C., Wohlgeuth T., Bače R., Fleischer P., Svoboda M. 2017. Salvage-Logging after Windstorm Leads to Structural and Functional Homogenization of Understory Layer and Delayed Spruce Tree Recovery in Tatra Mts., Slovakia. *Forests* 8, 3: 88.
- Michel A.K., Winter S. 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257: 1453-1464.
- Mielczarczyk J., Miścicki S., Lepa A. 2018. Dynamika zasobów martwych drzew w ścisłym rezerwacie przyrody Świnia Góra. *Sylvan* 162, 4: 295-304.
- Mikuš P., Wyzga B., Kaczka R.J., Walusiak E., Zawiejska J. 2013. Islands in a European mountain river: Linkages with large wood deposition, flood flows and plant diversity. *Geomorphology* 202: 115-127.
- Miłkowski M. 2016. Drugie życie drzewa w parku im. T. Kościuszki. Centrum Ochrony Pachnicy Dębowej [www.pachnica.pl/?p=3321].
- Miłkowski M., Mokrzycki T., Ruta R. 2015. Nowe stanowiska wachlarzykowatych (Coleoptera: Ripiphoridae) w Polsce. *Przegląd Przyrodniczy* 26, 2: 22-29.
- Mirek Z., Zarzycki K., Wojewoda W., Szelaż Z. (red.) 2006. Czerwona lista roślin i grzybów Polski. Instytut Botaniki im W. Szafera, Kraków, 99 s.
- Miścicki S., Sołtys A. 2019. Liczba i wielkość jednostek próbných do pomiaru leżących martwych drzew metodą liniową. *Sylvan* 163, 12: 35-46.
- Montgomery D.R., Collins B.D., Buffington J.M., Abbe T.B. 2003. Geomorphic Effects of Wood in Rivers. W: Gregory S.V., Boyer K.L., Gurnell A. (red.) – *The Ecology and Management of Wood in World Rivers*. American Fisheries Society, Bethesda [https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2003_buffington_j002.pdf].
- Montgomery D.R., Piegay H. 2003. Wood in rivers: interactions with channel morphology and processes *Geomorphology* 51: 1-5.
- Monumental Trees [<https://www.monumentaltrees.com/en/>].
- Mori A.S., Tatsumi S., Gustafsson L. 2017. Landscape properties affect biodiversity response to retention approaches in forestry. *Journal of Applied Ecology* 54: 1627-1637.
- Moser J., Perry T., Solheim H. 1989. Ascospores hyperphoretic on mites associated with *Ips typographus*. *Mycological Research* 93: 513-517.
- Mott N. 2003. Managing woody debris in rivers and streams. *The Wildlife Trust, Stafford*, 16 s.
- Mróz W. (red.) 2010-2015. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I-IV. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa, 311+320+338+327 s.
- Müller J., Brustel H., Brin A., Bussler H., Bouget C., Obermaier E., Heidinger I.M.M., Lachat T., Förster B., Horak J., Procházka J., Köhler F., Larrieu L., Bense U., Isacsson G., Zapponi L., Gossner M.M. 2015. Increasing temperature may compensate for lower amounts of dead wood in driving richness of saproxylic beetles. *Ecography* 38: 499-509.
- Müller J., Bußler H., Kneib T. 2008. Saproxylic beetle assemblages related to silvicultural management intensity and stand structures in a beech forest in Southern Germany. *Journal of Insect Conservation* 12: 107-124.
- Müller J., Büttler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129, 6: 981-992.
- Müller J., Engel H., Blaschke M. 2007. Assemblages of wood-inhabiting fungi related to silvicultural management intensity in beech forests in southern Germany. *European Journal of Forest Research* 126: 513-527.
- Müller J., Strätz C., Hothorn T. 2005. Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 124: 233-242.
- Müller J., Wende B., Strobl C., Eugster M., Galenberger I., Floren A., Steffan-Dewenter I., Linsenmair K.E., Weisser W.W., Gossner M.M. 2015. Forest management and regional tree composition drive the host preference of saproxylic beetle communities. *Journal of Applied Ecology* 52: 753-762.
- Müller M., Job H. 2009. Managing natural disturbance in protected areas: Tourists' attitude towards the bark beetle in a German national park. *Biological Conservation* 142, 2: 375-383.
- Müller-Using S., Bartsch N. 2009. Decay dynamic of coarse and fine woody debris of a beech (*Fagus sylvatica* L.) forest in Central Germany. *European Journal of Forest Research* 128: 287-296.
- Mutz M. 2000. Influences of woody debris on flow patterns and channel morphology in a low energy, sand-bed stream reach. *International Review of Hydrobiology* 85, 1: 107-121.
- Mutz M., Kalbus E., Meinecke S. 2007. Effect of instream wood on vertical water flux in low-energy sand bed flume experiments. *Water Resources Research* 43, 10: 1-10.
- Mutz M., Piégay H., Gregory K.J., Borchardt D., Reiche M., Schmiederf K. 2006. Perception and evaluation of dead wood in streams and

- rivers by German students. *Limnologica* 36, 2: 110-118.
- Mutz M., Rohde A. 2003. Processes of surface-subsurface water exchange in a low energy sand-bed stream. *International Review of Hydrobiology* 88, 3-4: 290-303.
- Nagayama S., Nakamura F. 2010. Fish habitat rehabilitation using wood in the world. *Landscape and Ecological Engineering* 6: 289-305.
- Nappi A., Drapeau P., Savard J.P.L. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *The Forestry Chronicle* 80, 1: 67-74.
- Nascimbene J., Marini L., Motta R., Nimis P. 2008. Lichen diversity of coarse woody habitats in a *Pinus-Larix* stand in the Italian Alps. *The Lichenologist* 40, 2: 153-163.
- Nawrocka-Grzeškowiak U., Głuchowski R. 2013. Skutki turystyki na terenach objętych ochroną na przykładzie Drawieńskiego Parku Narodowego. *Zarządzanie Ochroną Przyrody w Lasach* 7: 336-346.
- Nicholson R. 2011. Little Big Plant, Box Huckleberry (*Gaylussacia brachycera*). *Arnoldia* 68, 3: 11-18.
- Nicolai V., Machander D. 2000. Kieferntotholz als Überwinterungshabitat für Arthropoden nebst Erstmeldung von *Leptusa norvegica* (Col., Staphylinidae) für Brandenburg. *Entomologische Nachrichten und Berichte* 44, 3: 171-174.
- Niechoda T., Aleksiejczuk A., Chołuj P., Wróblewski K. 2019. Puszcza gigantów. Rzecz o białowieskich dębach. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań, 160 s.
- Niedzielska B. 2001. Wiek sosen reliktowych na Sokolicy w Pienińskim Parku Narodowym. *Sylwan* 145, 1: 57-62.
- Niemelä J. 1997. Invertebrates and boreal forest management. *Conservation Biology* 11, 3: 601-610.
- Niemelä T. 2013. Grzyby poliporoidalne Puszczy Białowieskiej. Klucz do oznaczania wraz z opisami gatunków. *Białowiecki Park Narodowy, Białowieża*, 142 s.
- Nieto A., Alexander K.N.A. (red.) 2010. European Red List of Saproxyllic Beetles. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 46 s.
- Nilsson S.G. 1997. Biologisk mångfald under tusen år i det sydsvenska kulturlandskapet. *Svensk Botanisk Tidskrift* 91: 85-101.
- Nilsson S.G., Arup U., Baranowski R., Ekman S. 1994. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology* 9, 5: 1208-1215.
- Nilsson S.G., Baranowski R. 1994. Indikatorer på jätteträdskontinuitet – svenska förekomster av knäppare som är beroende av grova, levande träd. *Entomologisk Tidskrift* 115, 3: 81-97.
- Nilsson S.G., Baranowski R. 1997. Habitat predictability and the occurrence of wood beetles in old-growth beech forests. *Ecography* 20: 491-498.
- Nilsson S.G., Hedin J., Niklasson M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, Suppl. 3: 10-26.
- Nilsson S.G., Niklasson M., Hedin J., Aronsson G., Gutowski J.M., Linder P., Ljungberg H., Mikusiński G., Ranius T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
- Norberg A., Halme P., Kotiaho J.S., Toivanen T., Ovaskainen O. 2019. Experimentally induced community assembly of polypores reveals the importance of both environmental filtering and assembly history. *Fungal Ecology* 41: 137-146.
- Nordén B., Götmark F., Tönnberg M., Ryberg M. 2004. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management* 194: 235-248.
- Nordén J., Penttilä R., Siitonen J., Tomppo E., Ovaskainen O. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *Journal of Ecology* 101: 701-712.
- Nowak J., Tobolewski Z. 1975. *Porosty polskie*. PWN, Warszawa, Kraków, 1177 s.
- Nowińska R., Urbański P., Szewczyk W. 2009. Species diversity of plants and fungi on logs of fallen trees of different species in oak-hornbeam forests. *Botanika – Steciana* 13: 109-124.
- O'Brien L., Schuck A., Fraccaroli C., Pötzelsberger E., Winkel G., Lindner M. 2021. Protecting old-growth forests in Europe – a review of scientific evidence to inform policy implementation. Final report. European Forest Institute, Bonn, 104 s.
- O'Hanlon-Manners D.L., Kotanen P.M. 2004. Logs as refuges from fungal pathogens for seeds of eastern hemlock (*Tsuga canadensis*). *Ecology* 85, 1: 284-289.
- Öder V., Petritan A.M., Schellenberg J., Bergmeier E., Walentowski H. 2021. Patterns and drivers of deadwood quantity and variation in mid-latitude deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 487: 118977
- von Oheimb G., Westphal C., Härdtle W. 2007. Diversity and spatio-temporal dynamics of dead wood in a temperate near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*). *European Journal of Forest Research* 126: 359-370.
- von Oheimb G., Westphal C., Tempel H., Härdtle W. 2005. Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). *Forest Ecology and Management* 212: 253-263.
- Okołów G. 2000. Grzyby. *Białowiecki Park Narodowy, Białowieża*, 24 s.
- Olejnik S., Małek S. (red.) 2020. Rola lasu w pochłanianiu dwutlenku węgla z atmosfery. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, 398 s.

- Oleksa A., Szwałko P., Gawroński R. 2003. *Pachnica Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Scarabaeoidea) w Polsce – występowanie, zagrożenia, ochrona. *Roczniki naukowe Polskiego Towarzystwa Ochrony Przyrody „Salamandra”* 7: 101-123.
- Olszewski J.L. 1968. Role of uprooted trees in the movements of rodents in forests. *Oikos* 19: 99-104.
- Opperman J.J., Merenlender A.M. 2007. Living trees provide stable large woods in streams. *Earth Surface Processes and Landforms* 32: 1229-1238.
- Orczewska A., Depa Ł. 2014. Rola rozkładającego się drewna i zasiedlających go mrówek w migracji roślin runa leśnego. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 364-370.
- Orczewska A., Szwedo J. 1996. Biocenotyczne funkcje martwych drzew w środowiskach leśnych. *Aura* 11: 5-9.
- Osterkamp W.R., Hupp C.R. 2010. Fluvial processes and vegetation – Glimpses of the past, the present, and perhaps the future. *Geomorphology* 116: 274-285.
- Ostrowski F. 1966. Owady stwierdzone w hubach. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska C – Biologia* 20, 8: 121-131.
- Ódor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude E., van Dort K.W., Piltaver A., Siller I., Veerkamp M.T., Walley R., Standovár T., van Hees A.F.M., Kosec J., Matočec N., Kraigher H., Grebenc T. 2006. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in seminatural beech forests in Europe. *Biological Conservation* 131: 58-71.
- Økland B., Bakke A., Hågvar S., Kvamme T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multi scaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5: 75-100.
- Pacyniak C. 1992. Najstarsze drzewa w Polsce – przewodnik. Wyd. PTTK „Kraj”, Warszawa, 206 s.
- Paillet Y., Archaux F., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F., Guilbert E. 2017. Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* 389: 176-186.
- Paillet Y., Archaux F., du Puy S., Bouget C., Boulanger V., Debaive N., Gilg O., Gosselin F., Guilbert E. 2018. The indicator side of tree microhabitats: a multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55: 2147-2159.
- Paillet Y., Debaive N., Archaux F., Cateau E., Gilg O., Guilbert E. 2019. Nothing else matters? Tree diameter and living status have more effects than biogeoclimatic context on microhabitat number and occurrence: An analysis in French forest reserves. *PLoS One* 14, 5: e0216500.
- Paletto A., De Meo I., Cantiani P., Ferretti F. 2014. Effects of forest management on the amount of deadwood in Mediterranean oak ecosystems. *Annals of Forest Science* 71: 791-800.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Follstad Shah J., Galat D.L., Loss S.G., Goodwin P., Hart D.D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R, Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L., Suffuth E. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42: 208-217.
- Paluch R. 2001. Wpływ drewna martwego na zasobność gleby określoną za pomocą roślinności runa w Białowieskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 20, 4: 15-25.
- Panek E., Romański M. 2010. Śluzowce północno-wschodniej Polski – przewodnik terenowy. *Stowarzyszenie „Człowiek i Przyroda”, Suwałki*, 56 s.
- Parisi F., Lombardi F., Marziliano P.A, Russo D., De Cristofaro A., Marchetti M., Tognetti R. 2020. Diversity of saproxylic beetle communities in chestnut agroforestry systems. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 13, 5: 456-465.
- Parisi F., Pioli S., Lombardi F., Fravolini G., Marchetti M., Tognetti R. 2018. Linking deadwood traits with saproxylic invertebrates and fungi in European forests – a review. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 11, 3: 423-436.
- Parusel J.B. 2020. Martwe drzewa w łęgu jesionowo-olszowym Fraxino-Alnetum w rezerwacie przyrody „Ochojec” w Katowicach. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 169-189.
- Pasanen H., Junninen K., Boberg J., Tatsumi S., Stenlid J., Kouki J. 2018. Life after tree death: Does restored dead wood host different fungal communities to natural woody substrates? *Forest Ecology and Management* 409: 863-871.
- Pastorella F., Avdagić A., Čabaravdić A. Mraković A., Osmanović M., Paletto A. 2016. Tourists' perception of deadwood in mountain forests. *Annals of Forest Research* 59, 2: 311-326.
- Patrick D.A., Hunter Jr M. L., Calhoun A.J.K. 2006. Effects of experimental forestry treatments on a Maine amphibian community. *Forest Ecology and Management* 234: 323-332.
- Paviour-Smith K., Elbourn C.A. 1993. A quantitative of the fauna of small dead and dying wood in living trees in Wytham woods, near Oxford. W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – *Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain*. Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. *English Nature Science* 7: 33-57.
- Pawlaczyk P. 1995. Ochrona procesów przyrodniczych generowanych przez rzeki jako podstawa ochrony przyrody w ich dolinach. *Przegląd Przyrodniczy* 6, 3-4: 235-255.

- Pawlaczyk P. 2014. Czy ochrona naturalnych procesów w przekształconym krajobrazie ma sens? Doświadczenia z planowania i realizacji ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego. *Przegląd Przyrodniczy* 25, 4: 42-77.
- Pawlaczyk P. 2014. Martwe drewno i mikrosiedliska nadrzewne w leśnych siedliskach przyrodniczych Puszczy Drawskiej. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 62-73.
- Pawlaczyk P. 2015. 9130 Żyzne buczyny. W: Mróz W. (red.) – Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część IV. Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Warszawa: 249-272.
- Pawlaczyk P. 2016. Martwe drzewa w ochronie żywej przyrody. W: Wikło A. (red.) – Stan ekosystemów leśnych Puszczy Białowieskiej. Ogólnopolska Konferencja Naukowa Ministerstwa Środowiska i Generalnej Dyrekcji Lasów Państwowych Warszawa, 28 października 2015. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa: 59-86.
- Pawlaczyk P. 2017. Funkcje przyrodnicze lasu po wielkoskalowych zaburzeniach. *Przegląd literatury – przyczynek do wyboru strategii postępowania. Klub Przyrodników* [https://www.kp.org.pl/pdf/stanowiska/ktg/2017-08-28_przyroda_las_po_zaburzeniach.pdf].
- Pawlaczyk P. 2017. Martwe drewno jako element ekosystemu rzecznoego. *Przegląd Przyrodniczy* 28, 4: 62-92.
- Pawlaczyk P. 2020. Drzewa martwe i mikrosiedliska nadrzewne w ocenie stanu i planowaniu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 17-32.
- Pawlaczyk P. 2021. Dokumentacja do projektu planu ochrony Trójmiejskiego Parku Krajobrazowego - operat ochrony ekosystemów leśnych. Mscr. dla Pomorskiego Zespołu Parków Krajobrazowych. Klub Przyrodników, Świebodzin, 97 s.
- Pawlaczyk P., Biedroń I., Brzóska P., Dondajewska-Pielka R., Furdyna A., Gołdyn R., Grygoruk M., Grześkowiak A., Horska-Schwarz S., Jusik Sz., Klósek K., Krzywiński W., Ligęza J., Łopuszek M., Okrański K., Przesmycki M., Popek Z., Szalkiewicz E., Suska K., Żak J. 2020. *Podręcznik dobrych praktyk renaturyzacji wód powierzchniowych. Wody Polskie, KZGW, Warszawa, 364 s.* [<https://www.apgw.gov.pl/pl/news/show/141>].
- Pawlaczyk P., Bohdan A., Grzegorz A. 2016. Próba oceny zarządzania najcenniejszymi lasami w Polsce. *Stowarzyszenie Pracownia na rzecz Wszystkich Istot Oddział Podlaski*, 96 s. [http://www.kp.org.pl/pdf/raport_zarządzanie_lasami_2016.pdf].
- Pawłowski J. 1961. Próchnojady blaszkorożne w biocenozie leśnej Polski. *Ekologia Polska* A, 9: 355-437.
- Payer D.C., Harrison D.J. 2000. Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten. *Canadian Journal of Forestry Research* 30, 12: 1965-1972.
- Pechacek P. 1995. Spechte (Picidae) im Nationalpark Berchtesgaden. *Forschungsbericht Nationalpark Berchtesgaden* 31: 1-184.
- Pechacek P., d'Oleire-Oltmanns W. 2004. Habitat use of the three-toed woodpecker in central Europe during the breeding period. *Biological Conservation* 116: 333-341.
- Pechacek P., Krištin A. 1993. Nahrung der Spechte im Nationalpark Berchtesgaden. *Vogelwelt* 114: 165-177.
- Pelyukh O., Paletto A., Zahvoyska L. 2019. People's attitudes towards deadwood in forest: evidence from the Ukrainian Carpathians. *Journal of Forest Science* 65, 5: 171-182.
- Penttilä R., Siitonen J., Kuusinen M. 2004. Polypore diversity in managed and old-growth boreal *Picea abies* forests in southern Finland. *Biological Conservation* 117: 271-283.
- Persson J., Manus S. 1990. A richer forest: state-of-the-art in the 1990s as regards nature conservation and ecology. *National Board of Forestry, Jönköping*, 133 s.
- Peterson Ch.J., Leach A.D. 2008. Limited salvage logging effects on forest regeneration after moderate-severity windthrow. *Ecological Applications* 18, 2: 407-420.
- Pettit N.E., Warfe D.M., Kennard, M.J., Pusey B.J., Davies P.M., Douglas M.M. 2013. Dynamics of in-stream wood and its importance as fish habitat in a large tropical floodplain river. *River Research and Applications* 29: 864-875.
- Pickett S.T.A., White P.S. 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, Orlando, Florida, 472 s.
- Pico L., Bertoldi W., Comiti F. 2017. Dynamics and ecology of Wood in World Rivers. *Geomorphology* 279: 1-226.
- Pico L., Lenzi M.A., Bertoldi W., Comiti F., Rigon E., Tonon A., García-Rama A., Ravazzolo D., Rainato R. (red.) 2015. *Wood in World Rivers – Proceedings of the Third International Conference*, 264 s. [<http://intra.tesaf.unipd.it/cms/wvr3/>].
- Piechnik Ł. 2020. *Carpinus betulus* a występowanie dziupli naturalnych w lasach gospodarczych. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 33-43.
- Piégay H., Gregory K.J., Bondarev V., Chin A., Dahlstrom N., Eloşegi A., Gregory S.V., Joshi V., Mutz M., Rinaldi M., Wyżga B., Zawiejska J. 2005. Public Perception as a Barrier to Introducing Wood in Rivers for Restoration Purposes. *Environmental Management* 36, 5: 665-674.
- Piégay H., Gurnell A.M. 1997. Large woody debris and river geomorphological pattern: examples from S.E. France and S. England. *Geomorphology* 19: 99-116.
- Piętka J. 2000. *Modrzewnik lekarski – ginący grzyb leczniczy. Las Polski* 1: 18-19.
- Piętka J. 2001. *Właściwości lecznicze czarnej huby brzożowej. Las Polski* 3: 14-15.

- Piętka J. 2013. Czynna ochrona zagrożonych grzybów nadrzewnych w lasach. Rozprawy Naukowe i Monografie. Wydawnictwo SGGW, Warszawa, 188 s.
- Piotrowski W., Wołk K. 1975. O biocenotycznej roli martwych drzew w ekosystemach leśnych. *Sylvan* 114, 8: 31-35.
- Piovesan G., Biondi F., Baliva M., Presutti Saba E., Calcagnile L., Quarta G., D'Elia M., De Vivo G., Schettino G., Di Filippo A. 2018. The oldest dated tree of Europe lives in the wild Pollino massif: Italus, a strip-bark *Heldreich's* pine. *Ecology* 99, 7: 1682-1684.
- Pirga B., Polakiewicz T. 2019. Charakterystyka miejsc gawrowania i barłogów niedźwiedzi *Ursus arctos* w Bieszczadach Wysokich. *Roczniki Bieszczadzkie* 27: 307-324.
- Plášek V. 2013. Mszaki w lasach. Przewodnik terenowy dla leśników i taksatorów. Lasy Państwowe [http://www.lasy.gov.pl/pl/pro/publikacje/copy_of_gospodarka-lesna/ochrona_lasu/mszaki-w-lasach-przewodnik-dla-lesnikow-i-taksatorow/view].
- Podlaski R. 2014. Martwe drewno w różnych stadiach i fazach rozwojowych lasu naturalnego. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 151-158.
- Poprach K., Machar I. 2015. Distribution of common kingfisher (*Alcedo atthis*) in the Ramena Řeky Moravy national nature reserve (Czech Republic) in relation to the coppice-with-standard forest management. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 63(53), 2: 447-455.
- Preikša Z., Brazaitis G., Marozas V., Jaroszewicz B. 2015. Dead wood quality influences species diversity of rare cryptogams in temperate broadleaved forests. *iForest* 9: 276-285.
- Přivětivý T., Janík D., Unar P., Adam D., Král K., Vrška T. 2016. How do environmental conditions affect the deadwood decomposition of European beech (*Fagus sylvatica* L.)? *Forest Ecology and Management* 381: 177-187.
- Prosiński S. 1969. *Chemia drewna*. PWRiL, Warszawa, 487 s.
- Prus P., Pawlaczyk P., Popek Z. 2017. Działania minimalizujące negatywne skutki przyrodnicze prac utrzymaniowych na małych rzekach nizinnych. *Wiadomości Melioracyjne i Łąkarskie* 3: 112-121.
- Prus P., Popek Z., Pawlaczyk P. 2018. *Dobre praktyki utrzymania rzek*. Wyd. 2. WWF Polska, 118 s.
- Przepióra F. 2021. Mikrosiedliska nadrzewne wybranych fragmentów projektowanego rezerwatu „Mała Puszcza Kleszczowska”. Mscr., Kraków, 30 s.
- Przepióra F., Loch J., Ciach M. 2020. Bark beetle infestation spots as biodiversity hotspots: canopy gaps resulting from insect outbreaks enhance the species richness, diversity and abundance of birds breeding in coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 473: 118280.
- Przepióra F., Ciach M. 2022. Tree microhabitats in natural temperate riparian forests: An ultra-rich biological complex in a globally vanishing habitat. *Science of the Total Environment* 803: 149881.
- Przybylski F., Słupecki R., Duda F. 2019. Koncepcja retencji ograniczającej gwałtowne odpływy wód po ulewnych deszczach w lasach Nadleśnictwa Gdańsk. Mscr. dla Nadleśnictwa Gdańsk. Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, oddział w Gdyni, 108 s.
- Pugacewicz E. 1997. Ptaki lęgowe Puszczy Białowieskiej. Północnopodlaskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Białowieża, 290 s.
- Pyle C., Brown M.M. 1998. A rapid system of decay classification for hardwood logs of the eastern deciduous forest floor. *J. Torrey Bot. Soc.* 125: 237-245.
- Rachocki A. 1978. Wpływ roślinności na ukształtowanie koryt i brzegów rzek. *Przegląd Geograficzny* 50, 3: 469-479.
- Radtke G. 1994. Renaturyzacja rzeki Trzebiochy jako jeden z elementów ochrony troci z jeziora Wdzydze. *Komunikaty Rybackie IRŚ* 1: 22-23.
- Rafferty M. 2017. Computational Design Tool for Evaluating the Stability of Large Wood Structures. United States Department of Agriculture, Forest Service, National Stream & Aquatic Ecology Center, Technical Note TN-103.2, 33 s. [https://www.fs.fed.us/biology/nsaec/assets/rafferty_usfs_nsaec_tn-103-2_stabilitylargewoodstructuretool.pdf].
- Rajandu E., Kikas K., Paal J. 2008. Bryophytes and decaying wood in *Hepatica* site-type boreonemoral *Pinus sylvestris* forests in Southern Estonia. *Forest Ecology and Management* 257: 994-1003.
- Ranius T. 2006. Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Population Ecology* 48: 177-188.
- Ranius T., Caruso A., Jonsell M., Juutinen A., Thor G., Rudolphi J. 2014. Deadwood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biological Conservation* 169: 277-284.
- Ranius T., Fahrig L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201-208.
- Ranius T., Nilsson S.G. 1997. Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae), a beetle living in hollow trees. *Journal of Insect Conservation* 1: 193-204.
- Rathmann J., Sacher P., Volkmann N., Mayer M. 2020. Using the visitor-employed photography method to analyse deadwood perceptions of forest visitors: a case study from Bavarian Forest National Park, Germany. *European Journal of Forest Research* 139, 3: 431-442.
- Read H. 2000. *Veteran trees: a guide to good management*. English Nature, 166 s.
- Read H.J. 1992. The conservation of ancient trees for invertebrates: a case study at Burn-

- ham Beeches, U.K. W: Proceed. Fourth Europ. Congr. Ent./ XIII. Intern. Symp. Entomofaunist. Mitteleurop., Gödöllő, 1991. Hung. Nat. Hist. Mus., Budapest 2: 847-851.
- Referowska-Chodak E. 2014. Problematyka martwego drewna i drzew dziuplastych w systemach certyfikacji FSC i PEFC. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 98-115.
- REFORM 2015. Guidance and tools for hydro-morphological assessment and physical restoration of rivers and streams in Europe [<http://wiki.reformrivers.eu/>].
- Regnery B., Paillet Y., Couvet D., Kerbiriou Ch. 2013. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology and Management* 295: 118-125.
- Reich M., Kershner J.L., Wildman R.C., 2003. Restoring streams with large wood: a synthesis. W: American Fisheries Society Symposium 2003: 355-366.
- Reiter G. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Säugetiere. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 20-23.
- Remm J., Löhmus A. 2011. Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 262: 579-585.
- Remm J., Löhmus A., Remm K. 2006. Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology and Management* 221: 267-277.
- Restrepo D.S. 2020. A practical introduction to environmental arboriculture for arborists: "Coronet cuts" [https://www.linkedin.com/pulse/practical-introduction-environmental-arboriculture-coronet-restrepo?trk=read_related_article-card_title].
- Ritter T., Saborowski J. 2012. Point transect sampling of deadwood: a comparison with well-established sampling techniques for the estimation of volume and carbon storage in managed forests. *European Journal of Forest Research* 131: 1845-1856.
- River Restoration Centre 2013. The Manual of River Restoration Techniques [<http://www.therrc.co.uk/manual-river-restoration-techniques>].
- Roberge J.M., Angelstam P., Villard M.A. 2008. Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests – Deriving quantitative targets for conservation planning. *Biological Conservation* 141: 997-1012.
- Roberge J.M., Låmas T., Lundmark T., Ranius T., Felton A., Nordin A. 2015. Relative contributions of set-asides and tree retention to the long-term availability of key forest biodiversity structures at the landscape scale. *Journal of Environmental Management* 154: 284-292.
- Roberge J.-M., Mikusinski G., Svensson S. 2008. The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodiversity and Conservation* 17: 2479-2494.
- Roni Ph., Beechie T. (red.) 2012. Stream and watershed restoration: a guide to restoring riverine processes and habitats. John Wiley & Sons, Chchester (UK), 332 s.
- Roni Ph., Beechie T., Pess G., Hanson K. 2015. Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 72: 466-478.
- Rossi de Gasperis S., Passacantilli Ch., Redolfi De Zan L., Carpaneto G.M. 2016. Overwintering ability and habitat preference of *Morimus asper*: a two-year mark-recapture study with implications for conservation and forest management. *Journal of Insect Conservation* 20, 5: 821-835.
- Rouvinen S., Kuuluvainen T., Karjalainen L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184-2200.
- Rücker T. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Pilze. *Natur und Land, Naturschutzbund Österreich* 86, 1-2: 24-26.
- Ruczyński I., Bogdanowicz W. 2008. Summer roost selection by tree-dwelling bats *Nyctalus noctula* and *N. leisleri*: a multiscale analysis. *Journal of Mammalogy* 89: 942-951.
- Rudolf-Miklau F., Hübl J. 2010. Managing risks related to drift wood (woody debris). International Congress Interpraevent Congress Publication: 868-878.
- Ruiz-Villanueva V., Wyzga B., Mikuś P., Hajdukiewicz M., Stoffel M. 2016. Large wood clogging during floods in a gravel-bed river: the Długopole bridge in the Czarny Dunajec River, Poland. *Earth Surface Processes and Landforms* 42: 516-530.
- Ruiz-Villanueva V., Diez-Herrero A., Bodoque J.M., Blade E. 2014. Large wood in rivers and its influence on flood hazard. *Cuadernos de Investigacion Geografica* 40, 1: 229-246.
- Ruiz-Villanueva V., Piégay H., Gurnell A.M., Marston R.A., Stoffel M. 2016. Recent advances quantifying the large wood dynamics in river basins: New methods and remaining challenges. *Reviews of Geophysics* 54: 611-652.
- Russell M. B., Fraver S., Aakala T., Gove H.H., Woodall Ch.W., D'Amato A.W., Ducey M.J. 2015. Quantifying carbon stores and decomposition in dead wood: A review. *Forest Ecology and Management* 350: 107-128.
- Rutkiewicz A. 2001. Próba waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną na przykładzie niefitofagicznych chrząszczy podkorowych (Coleoptera). W: Szujecki A. (red.) – Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa: 319-332.
- Ruzicka V., Bohac J., Macek J. 1991. Bezobratli zivocichove dutych stromu na Trebonsku. *Sbornik Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích Prir. Vedy* 31: 33-46.

- Rykowski K. 2012. Huragan w lasach: klęska czy zakłócenie rozwoju? Nadleśnictwo Pisz, 4 lipca 2002 roku – studium przypadku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 191 s.
- Sabatini F.M., Burrascano S., Keeton W.S., Levers C., Lindner M., Pötzschner F., Verkerk P.J., Bauhus J., Buchwald E., Chaskovsky O., Debaive N., Horváth F., Garbarino M., Grigoriadis N., Lombardi F., Marques Duarte I., Meyer P., Midteng R., Mikac S., Mikoláš M., Motta R., Mozgeris G., Nunes L., Panayotov M., Ódor P., Ruete A., Simovski B., Stillhard J., Svoboda M., Szwagrzyk J., Tikkanen O. P., Volosyanchuk R., Vrska T., Zlatanov T., Kuemmerle T. 2018. Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions* 24: 1426-1439.
- Sabovljevic M., Vujicic M., Sabovljevic A. 2010. Diversity of saproxylic bryophytes in old-growth and managed beech forests in the central Balkans. *Plant Biosystems* 144, 1: 234-240.
- Samuelsson J., Gustaffson L., Ingelög T. 1994. Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala 109 s.
- Sanchez E., Gallery R., Dalling J.W. 2009. Importance of nurse logs as a substrate for the regeneration of pioneer tree species on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Tropical Ecology*: 429-437.
- Sandström J., Bernes C., Junninen K., Löhms A., Macdonald E., Müller J., Jonsson B.G. 2019. Impacts of dead wood manipulation on the biodiversity of temperate and boreal forests. A systematic review. *Journal of Applied Ecology* 56, 7: 1770-1781.
- Saniga M., Pittner J., Kucbel S., Filípek M., Jaloviar P., Sedmáková D., Vencurik J. 2019. Dynamické zmeny štruktúry, regeneračné procesy a zmena objemu mŕtveho dreva v rámci vývojového cyklu bukového pralesa npr stužica (časová štúdia). Technická univerzita vo Zvolene, Katedra pestovania lesa, 61 s.
- Sass G.G. 2010. Coarse Woody Debris in Rivers and Streams. W: Likens G.E. (red.) – *River Ecosystem Ecology: A Global Perspective*. Elsevier Publ.: 199-207.
- Scherzinger W. 1996. *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 447 s.
- Scherzinger W. 2000. Alte Bäume – Landschaftsgeschichtliches Erbe von hohem Naturschutzwert. *Natur und Land. Zeitschr. Österreich. Naturschutzbundes* 86, 1-2: 4-7.
- Scherzinger W. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für Vögel. *Natur und Land. Zeitschr. Österreich. Naturschutzbundes* 86, 1-2: 16-19.
- Scherzinger W. 2006. Reaktionen der Vogelwelt auf den großflächigen Bestandeszusammenbruch des montanen Nadelwaldes im Inneren Bayerischen Wald. *Vogelwelt* 127: 209-263.
- Schiegg K. 1998. Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149, 10: 784-794.
- Schiegg K. 2000. Effects of dead wood volume and connectivity on saproxylic insect species diversity. *Écoscience* 7, 3: 290-298.
- Schiegg K. 2001. Saproxylic insect diversity of beech: limbs are richer than trunks. *Forest Ecology and Management* 149: 295-304.
- Schmitt M. 1992. Buchen-Totholz als Lebensraum für xylobionte Käfer – Untersuchungen im Naturwaldreservat „Waldhaus“ und zwei Vergleichsflächen im Wirtschaftswald (Forstamt Ebrach, Steigerwald). *Waldhygiene* 19, 4-6: 97-191.
- Schmitz H., Bleckmann H. 1997. Fine structure and physiology of the infrared receptor of beetles of the genus *Melanophila* (Coleoptera: Buprestidae). *International Journal of Insect Morphology and Embryology* 26, 3-4: 205-215.
- Schönenberger W., Fischer A., Innes J.L. (red.) 2002. Vivian's Legacy in Switzerland – impact of windthrow on forest dynamics. *Forest Snow and Landscape Research* 77, 1-2: 1-224.
- Schoor M.M., Liefveld W.M., van Rheede H., Sieben A., Duijn P.P., Klink A., Dionisio Pires L.M., Blaauwendraat W. 2015. Reintroduction of large wood in navigable rivers: a pilot study to stimulate biodiversity within safety constraints. W: Picco L., Lenzi M.A., Bertoldi W., Comiti F., Rigon E., Tonon A., García-Rama A., Ravazzolo D., Rainato R. (red.) – *Wood in World Rivers. Proceedings of the Third International Conference*: 33-35.
- Schwarz M. 2000. Alte Bäume – Lebensräume für andere Insekten. *Natur und Land. Zeitschr. Österreich. Naturschutzbundes* 86, 1-2: 12-15.
- Scottish Environmental Protection Agency 2006. *Application of Engineered Logjams. Conceptual design guidelines*. Galashiels, UK, 123 s. [https://www.sepa.org.uk/media/152246/wat_sg_37.pdf].
- Seehorn M.E. 1992. *Stream Habitat Improvement Handbook*. Technical Publication R8-TP 16, USDA Forest Service, Southern Region, Atlanta, 32 s.
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Büche B., Szalies A., Thorn S., Ulyshen M.D., Müller J. 2016. Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53: 934-943.
- Seibold S., Bässler C., Brandl R., Gossner M. M., Thorn S., Ulyshen M.D., Müller J. 2015. Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* 191: 139-149.
- Seibold S., Hagge J., Müller J., Gruppe A., Brandl R., Bässler C., Thorn S. 2018. Experiments with dead wood reveal the importance of dead branches in the canopy for saproxylic beetle conservation. *Forest Ecology and Management* 409: 564-570.
- Seibold S., Rammer W., Hothorn T., Seidl R., Ulyshen M.D., Lorz J., Cadotte M.W., Linden-

- mayer D.B., Adhikari Y.P., Aragón R., Bae S., Baldrian P., Varandi B.H., Barlow J., Bässler C., Beauchêne J., Berenguer E., Bergamin R.S., Birkemoe T., Boros G., Brand R., Bruste H., Burton Ph.J., Cakpo-Tossou Y.T., Castro J., Cateau E., Cobb T.P., Farwig N., Fernández R.D., Firn J., Gan K.S., González G., Gossner M.M., Habe J.C., Hébert Ch., Heibl Ch., Heikkala O., Hemp A., Hemp C., Hjältén J., Hotes S., Kouki J., Lachat T., Liu J., Liu Y., Luo Y-H., Macandog D.M., Martina P.E., Muku S.A., Nachin B., Nisbet K., O'Halloran J., Oxbrough A., Pandey J.N., Pavlíček T., Pawson S.M., Rako-tondranary J.S., Ramanamanjato J-B., Rossi L., Schmidl J., Schulze M., Seaton S., Stone M.J., Stork N.E., Suran B., Sverdrup-Thygeson A., Thorn S., Thyagarajan G., Wardlaw T.J., Weisser W.W., Yoon S., Zhang N., Müller J. 2021. The contribution of insects to global forest deadwood decomposition. *Nature* 597: 77-81.
- Seidl R., Fernandes P.M., Fonseca T.F., Gillet F., Jönsson A.M., Merganičová K., Netherer S., Arpacı A., Bontemps J.D., Bugmann H., González-Olabarria J.R., Lasch P., Meredieu C., Moreira F., Schelhaas M.J., Mohren F. 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecological Modelling* 222: 903-924.
- Seidl R., Rammer W., Spies T.A. 2014. Disturbance legacies increase the resilience of forest ecosystem structure, composition, and functioning. *Ecological Applications* 24, 8: 2063-2077.
- Selwood K.E., Zimmer H.C. 2020. Refuges for biodiversity conservation: A review of the evidence. *Biological Conservation* 245: 108502.
- Sever K., Nagel T.A. 2019. Patterns of tree microhabitats across a gradient of managed to old-growth conditions: a case study from beech dominated forests of South-Eastern Slovenia. *Acta Silvae et Ligni* 118: 29-40.
- Shields F.F. Jr., ASCE M., Morin N., Cooper Ch.M. 2004. Large Woody Debris Structures for Sand-Bed Channels. *Journal of Hydraulic Engineering* 130: 208-217.
- Shiyang Z., Nadir E. 2021. Larger resin ducts are linked to the survival of lodgepole pine trees during mountain pine beetle outbreak. *Frontiers in Plant Science* 10: 1459.
- Sierota Z. (red.) 2015. Przyrodniczo-ekonomiczny monitoring naturalnej i sztucznej regeneracji lasu w Nadleśnictwie Pisz po huraganie w 2002 r. Sprawozdanie końcowe z realizacji tematu BLP-359. Msc. dla Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych, 211 s.
- Siitonen J. 1994. Decaying wood and saproxylic Coleoptera in two old spruce forests: a comparison based on two sampling methods. *Annales Zoologici Fennici* 31: 89-95.
- Siitonen J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- Siitonen J., Martikainen P. 1994. Occurrence of rare and threatened insects living on decay-
- ing *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 185-191.
- Siitonen J., Martikainen P., Punttila P., Rauh J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128: 211-225.
- Siitonen J., Saaristo L. 2000. Habitat requirements and conservation of *Pytho kolwensis*, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biological Conservation* 94: 211-220.
- Similä M., Junninen K. 2012. Ecological restoration and management in boreal forests – best practices from Finland. *Metsähallitus*, 50 s.
- Similä M., Kouki J., Martikainen P. 2003. Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174: 365-381.
- Simon A., Gratzer G., Sieghart M. 2011. The influence of windthrow microsites on tree regeneration and establishment in an old growth mountain forest. *Forest Ecology and Management* 262: 1289-1297.
- Šindlar M., Lohinsky J., Zapletal J., Machar I. 2009. Wood debris in rivers – one of the key factors for management of the floodplain forest biotope of European importance. *Journal of Landscape Ecology* 2, 2: 56-72.
- Skłodowski J. W., Buszyniewicz J., Domański M. 2014. Spontaniczne odnowienie drzewostanu zaburzonego huraganem w lipcu 2002 roku. *Sylwan* 158, 7: 499-508.
- Skubała P., Maślak M. 2009. Niewidoczny świat mikrostawonogów (Acari, Collembola) w martwym drewnie świerkowym w Babiogórskim Parku Narodowym. *Sylwan* 153, 5: 346-353.
- Skubała P., Sokołowska M. 2006. Oribatid fauna (Acari, Oribatida) in fallen spruce trees in the Babia Góra National Park. *Biological Letters* 43, 2: 243-248.
- Sławski M. 2014. Zmiany składu gatunkowego i stopnia pokrycia przez rośliny na powierzchniach zaburzonych przez huragan na terenie Puszczy Piskiej w 2002 roku. *Sylwan* 158, 9: 661-668.
- Smith M. 2004. Just leave the dead to rot. *The Guardian newspaper*. March 25th, London [<http://www.guardian.co.uk/education/2004/mar/25/research.highereducation>].
- Smoleński M. 2002. Kusakowate (Coleoptera: Staphylinidae) występujące w żerowiskach kambio- i ksylofagów sosny, świerka i jodły. *Wiadomości Entomologiczne* 20, 3-4: 115-129.
- Smolis A., Kadej M., Gutowski J.M., Ruta R., Matraj M. 2012. Zgniotek cynobrowy *Cucujus cinnaberinus* (Insecta: Coleoptera: Cucujidae) – rozmieszczenie, ekologia i problemy ochrony oraz nowe stanowiska w Polsce południowo-zachodniej. *Chrońmy Przyrodę Ojczystą* 68, 5: 332-346.
- Söderström L. 1988. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natu-

- ral and a managed forest stand in northeast Sweden. *Biological Conservation* 45: 169-178.
- Sokołowska M. 2005. Nowe spojrzenie na martwe drewno. *Bioróżnorodność w skali mikro. Dzikie Życie* 7-8: 11.
- Sokołowski A.W. 1976. Ochrona drzew dziuplastych. *Przyroda Polska* 7-8: 16.
- Sokołowski A.W., Wołk K. 1975. Biocenotyczne znaczenie drzew dziuplastych w naturalnych ekosystemach leśnych. *Las Polski* 21: 18-19.
- Soszyński B. 1999. Syrphidae saproxylobiontica – bzygowate saprofagi lądowe Polski (Diptera: Syrphidae). *Dipteron* 15: 30-33.
- Spatafora J.W., Aime M.C., Grigoriev I.V., Martin F., Stajich J.E., Blackwell M. 2017. The fungal tree of life: from molecular systematics to genome-scale phylogenies. *Microbiology Spectrum* 5, 5: 1-32.
- Speight M.C.D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Ser. Strasbourg* 42: 1-82.
- Spiering D.J., Knight R.L. 2005. Snag density and use by cavity-nesting birds in managed stands of the Black Hills National Forest. *Forest Ecology and Management* 214: 40-52.
- Spīnu A.P., Niklasson M., Zin E. 2020. Mesophication in temperate Europe: A dendrochronological reconstruction of tree succession and fires in a mixed deciduous stand in Białowieża Forest. *Ecology and Evolution* 10, 2: 1029-1041.
- Spitale D., Mair P. 2017. Predicting the distribution of a rare species of moss: The case of *Buxbaumia viridis* (Bryopsida, Buxbaumiaceae). *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 151, 1: 9-19.
- Stähl G., Gove J.H., Williams M.S., Ducey M.J. 2010. Critical length sampling: a method to estimate the volume of downed coarse woody debris. *European Journal of Forest Research* 129, 6: 993-1000.
- Staniaszek-Kik M. 2010. Flora wątrobowców na murszejącym drewnie i wykrociskach w zbiorowiskach leśnych Karkonoszy (Sudety Zachodnie). *Acta Botanica Silesiaca* 5: 131-156.
- Staniaszek-Kik M., Zarnowiec J., Chmura D. 2016. The vascular plant colonization on decaying *Picea abies* logs in Karkonosze mountain forest belts: The effects of forest community type, cryptogam cover, log decomposition and forest management. *European Journal of Forest Research* 135: 1145-1157.
- Starmach K. 1964. Interesujące gatunki glonów w dziupli starej wierzby. *Fragmenta Floristica et Geobotanica* 10, 1: 97-101.
- Stevens V. 1997. The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in British Columbia forests. Research Branch, British Columbia Ministry of Forests, Victoria, BC. Working Paper 30: 1-126.
- Stokland J.N., Siitonen J., Jonsson B.G. 2012. Biodiversity in Dead Wood, Cambridge University Press, 509 s.
- Storaunet K.O., Rolstad J. 2002. Time since death and fall of Norway spruce logs in old-growth and selectively cut boreal forest. *Canadian Journal of Forestry Research* 32: 1801-1812.
- Storaunet K.O., Rolstad J. 2004. How long do Norway spruce snags stand? Evaluating four estimation methods. *Canadian Journal of Forestry Research* 34: 376-383.
- Stroheker S., Weiss M., Sieber T.N., Bugmann H. 2018. Ecological factors influencing Norway spruce regeneration on nurse logs in a sub-alpine virgin forest. *Forests* 9, 3: 120.
- Suter W., Schielly B. 1998. Liegendes Totholz: Ein wichtiges Strukturmerkmal für die Habitatqualität von Kleinsäugetern und kleinen Carnivoren im Wald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 149, 10: 795-807.
- Sverdrup-Thygeson A., Gustafsson L., Kouki J. 2014. Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: Current status and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 23, 3: 513-535.
- Svoboda C., Cuhaciyan Ch., Kimbrel S. 2013. Improving Public Safety of Large Wood Installations: Scoping Proposal Report of Findings. Research and Development Office, Denver Federal Center, Denver, Colorado [https://www.usbr.gov/research/projects/download_product.cfm?id=2293].
- Svoboda M., Fraver S., Janda P., Bače R., Zelnáhlíková J. 2010. Natural development and regeneration of a Central European montane spruce forest. *Forest Ecology and Management* 260: 707-714.
- Swallow S., Howard R., Gutiérrez R.J. 1988. Snag preferences of woodpeckers foraging in a northeastern hardwood forests. *The Wilson Journal of Ornithology* 100: 236-246.
- Szczygieł R., Kwiatkowski N., Kołakowski B. 2018. Wpływ gradacji kornika drukarza na zagrożenie pożarowe Puszczy Białowieskiej. *Sylvan* 162, 11: 955-964.
- Szewczyk J., Szwagrzyk J. 1996. Tree regeneration on rotten wood and on soil in old-growth stand. *Vegetatio* 122: 37-46.
- Szujecki A. 2001. Próba szacunkowej waloryzacji lasów Puszczy Białowieskiej metodą zooindykacyjną. Wyd. SGGW, Warszawa, 419 s.
- Szukalska D. 2000. Roślinne zbiorowiska epiksyliczne i ich miejsce w zróżnicowaniu lasów północnych stoków Babiej Góry. Praca doktorska w Zakł. Ekol. Rośl. Ochr. Środow. UAM w Poznaniu. [mscr.].
- Szwagrzyk J. 2000. Rozległe naturalne zaburzenia w ekosystemach leśnych: ich zasięg, charakter i znaczenie dla dynamiki lasu. *Wiadomości Ekologiczne* 46, 1: 4-19.
- Szwagrzyk J. 2014. Zamieranie i rozkład drzew jako procesy ekologiczne. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 9-14.
- Szwagrzyk J. 2020. Zdrowy las potrzebuje chorych drzew. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 5-15.
- Szwagrzyk J., Gazda A., Dobrowolska D., Chećko E., Zaremba J., Tomski A. 2017. Tree mortality

- after wind disturbance differs among tree species more than among habitat types in a lowland forest in northeastern Poland. *Forest Ecology and Management* 398: 174-184.
- Szwagrzyk J., Muter E., Češko E., Zaremba J. 2016. Growth reactions of trees which survived a hurricane in the Pisz Forest, north-eastern Poland. Poster, Tree Rings in Archaeology, Climatology and Ecology conference, 11-15 May 2016, Białowieża, Poland.
- Świergocka M., Połoński P. 1996. „Demielioracje” w zlewni rzek Wdy i Trzebiechy (Wdzydzki Park Krajobrazowy). *Przegląd Przyrodniczy* 7, 3-4: 199-206.
- Tabor J. 2014. Kryteria oceny zasobów martwego drewna w Polsce i w Europie. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie* 16, 4: 46-60.
- Talarczyk A. 2020. Inwentaryzacja zasobów martwego drewna w planach urzędzenia lasu i w wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasów. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 27, 1: 95-118.
- Tallman D., Mills L. S. 1994. Use of logs within home ranges of California redbacked voles on a remnant of forest. *Journal of Mammalogy* 75: 97-101.
- Thauront M., Stallegger M. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 9110 *Luzulo-Fagetum* beech forests. European Commission. European Commission Technical Report 2008, 22/24: 26.
- Thom D., Seidl R. 2016. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews* 91: 760-781.
- Thom D., Sommerfeld A., Sebald J., Hagge J., Müller J., Seidl R. 2020. Effects of disturbance patterns and deadwood on the microclimate in European beech forests. *Agricultural and Forest Meteorology* 291: 108066.
- Thorn S., Bässler C., Brandl R., Burton Ph.J., Cahall R., Campbell J.L., Castro J., Choi Ch.Y., Cobb T., Donato D.C., Durska E., Fontaine J.B., Gauthier S., Hebert Ch., Hothorn T., Hutto R.L., Lee, E.J., Leverkus A.B., Lindenmayer D.B., Obrist M.K., Rost J., Seibold S., Seidl R., Thom D., Waldron K., Wermelinger B., Winter M.B., Żmihorski M., Müller J. 2017. Impacts of salvage logging on biodiversity – a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55, 1: 279-289.
- Thorn S., Bässler C., Svoboda M., Müller J. 2016. Effects of natural disturbances and salvage logging on biodiversity – Lessons from the Bohemian Forest. *Forest Ecology and Management* 388: 113-119.
- Thorn S., Seibold S., Leverkus A.B., Michler T., Müller J., Noss R. F., Stork N., Vogel S., Lindenmayer D.B. 2020. The living dead: acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18, 9: 505-512.
- Tikkanen O.P., Martikainen P., Hyvärinen E., Junninen K., Kouki J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici* 43: 373-383.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 1990. Bird communities of the primaeval temperate forest of Białowieża, Poland. W: Keast A. (red.) – Biogeography and ecology of forest bird communities. SPB Academic Publ., Hague: 141-165.
- Tomiałojć L., Wesołowski T. 2004. Diversity of the Białowieża Forest avifauna in space and time. *Journal of Ornithology* 145: 81-92.
- Towarzystwo Ochrony Puszczy Białowieskiej 1999. Turyści w Puszczy Białowieskiej: kim są, po co przyjeżdżają, jak nas postrzegają? Białowieża.
- Travaglini D., Barbati A., Chirici G., Lombardi F., Marchetti M., Corona P. 2007. ForestBIOTA data on deadwood monitoring in Europe. *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 141, 2: 222-230.
- Tschepke J. 1885. Beschreibung der Görlitzer Haide. Görlitz.
- Tykarski P., Kucharski D., Garbalińska P., Byk A. 2004. Porównanie fauny chrząszczy saproksylicznych terenów zurbanizowanych i pierwotnych na przykładzie rezerwatów warszawskich i Puszczy Białowieskiej. *Wiadomości Entomologiczne* 23, supl. 2: 213-216.
- Tyzsko-Chmielowiec P. (red.) 2012. Aleje – skarbnice przyrody. Praktyczny podręcznik ochrony alej i ich mieszkańców. Fundacja EkoRozwoju, Wrocław, 160 s.
- Ulanova N. G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135, 1-3: 55-167.
- Ulyshen M. D. 2016. Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biological Reviews* 91: 70-85.
- Ure D.C., Maser C. 1982. Mycophagy of red-backed voles in Oregon and Washington. *Canadian Journal of Zoology* 60: 3307-3315.
- Väisänen R., Heliövaara K. 1992. Conservation of endangered forest insects in Northern Europe. W: Proceed. Fourth Europ. Congr. Ent. /XIII. Intern. Symp. Entomofaunist. Mitteleurop. Gödöllő, 1991. Hung. Nat. Hist. Mus., Budapest 2: 854-859.
- Valainis U., Balalaikins M., Gavarāne I. 2020. Cross-border ecological network for the species dependent on broad-leaved ancient and veteran trees. Project “Ecological network for *Osmoderma eremita* and other species dependent on veteran trees” LIFE16 NAT/LT/000701. Daugavpils University, 43 s.
- Vallauri D., André J., Blondel J. 2002. Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Rapport scientifique, WWF, France, 34 s.
- Van Cleef J. S. 1885. How to restore our trout streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 14, 1: 50-55.
- Van Wagner C.E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14, 1: 20-26.

- Van Wagner C.E. 1982. Practical aspects of the line intersect method. Information Report PI-X-12. Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, Chalk River, Ontario, 11 s.
- Verdonschot P.F.M., Tolkamp H.H. 1983. De rol van dood hout in stromend water. Nederlands Bosbouw tijdschrift 55: 106-111.
- Vodde F., Jögiste K., Gruson L., Ilisson T., Köster K., Stanturf J. A. 2011. Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: the influence of microsite on the height growths of different tree species. Journal of Forest Research 15: 55-64.
- Vogel S., Gossner M.M., Mergner U., Müller J., Thorn S. 2020. Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. Journal of Applied Ecology 57: 2075-2085.
- Volker N. 1997. The production of arthropods on dead wood of spruce and beech in typical central European forests during the first five years after the breakdown of the trunks. Spixiana 20, 2: 183-190.
- Vončina G., Chachuła P. 2012. Aktualne występowanie bezlistu okrywowego *Buxbaumia viridis* (Buxbaumiaceae, Bryophyta) w Pienińskim Parku Narodowym. Pieniny – Przyroda i Człowiek 12: 81-86.
- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F., Gosselin F. 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. Biological Conservation 144: 441-450.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Mitrus C., Bida E. 2002. Znaczenie martwych drzew dla zespołów dzięciołów w lasach liściastych Puszczy Białowieskiej. Notatki Ornitologiczne 43: 61-71.
- Walankiewicz W., Czeszczewik D., Chylarecki P. 2010. Dzięcioł białogrzbisty *Dendrocopos leucotos* na obszarze Puszczy Białowieskiej w 2010 roku: rozmieszczenie, zmiany liczebności, zagrożenia i perspektywy przetrwania populacji. Prace na rzecz Wszystkich Istot, Białystok, Siedlce, Warszawa, 22 s.
- Waldron K., Ruel J.C., Gauthier S. 2013. Forest structural attributes after windthrow and consequences of salvage logging. Forest Ecology and Management 289: 28-37.
- Waldron K., Ruel J.C., Gauthier S., Grandpre L., Peterson Ch.J. 2013. Effects of post-windthrow salvage logging on microsites, plant composition and regeneration. Applied Vegetation Science 17: 323-337.
- Warmke S., Hering D. 2000. Composition, microdistribution and food of the macroinvertebrate fauna inhabiting wood in low-order mountain streams in Central Europe. International Review of Hydrobiology 85, 1: 67-78.
- Warren W.G., Olsen P.F. 1964. A line intersect technique for assessing logging waste. Forest Science 10: 267-276.
- Ważny J. 1968. Współczesne poglądy na rozkład drewna. Sylwan 112, 10: 31-38.
- Wende B., Gossner M.M., Grass I., Arnstadt T., Hofrichter M., Floren A., Linsenmair K.E., Weisser W.W., Steffan-Dewenter I. 2017. Trophic level, successional age and trait matching determine specialization of deadwood-based interaction networks of saproxylic beetles. Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences 284: 20170198.
- Wesołowski T. 1989. Nest-sites of hole-nesters in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Acta Ornithologica 25, 3: 321-349.
- Wesołowski T. 1995. Ecology and behaviour of White-becked woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in a primaeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Die Vogelwarte 38, 2: 61-75.
- Wesołowski T. 2011. "Lifespan" of woodpecker-made holes in a primeval temperate forest: a thirty year study. Forest Ecology and Management 262: 1846-1852.
- Wesołowski T. 2012. "Lifespan" of non-excavated holes in a primeval temperate forest: A 30 year study. Biological Conservation 153: 118-126.
- Wesołowski T., Gutowski J.M., Jaroszewicz B., Kowalczyk R., Niedziałkowski K., Rok J., Wójcik J.M. 2018. Park Narodowy Puszczy Białowieskiej – ochrona przyrody i rozwój lokalnych społeczności [http://www.forestbiology.org, Article 2: 1-28].
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primaeval forest – preliminary data. Acta Ornithologica 22, 1: 2-21.
- Wesołowski T., Tomiałojć L. 1995. Ornitologische Untersuchungen im Urwald von Białowieża – eine Übersicht. Der Ornitologische Beobachter 92: 111-146.
- Wesołowski T., Żmihorski M. 2018. Lasy po huraganach: uczmy się na błędach. Forest Biology 1: 1-7.
- Wheaton J.M., Bennett S.N., Bouwes, N., Mastas J.D., Shahverdian S.M. (red.). 2019. Low-Tech Process-Based Restoration of River-scapes: Design Manual. Version 1.0. Utah State University Restoration Consortium. Logan, UT, 288 s.
- Wiackowski S. 1957. Entomofauna pniaków sosnowych w zależności od wieku i rozmiaru pniaka. Ekologia Polska A, 5, 3: 13-140.
- Wierzbicka A., Prange M. 2014. Martwe drewno – trudny temat. Jak uczyć o roli martwego drewna w lesie. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 16, 4: 380-386.
- Wierzgoń M., Fojcik B. 2014. Martwe drewno jako ostoja różnorodności mszaków w lesie gospodarczym. Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej w Rogowie 16, 4: 212-222.
- Wiklund K. 2002. Substratum preference, spore output and temporal variation in sporophyte production of the epixylic moss *Buxbaumia viridis*. Journal of Bryology 24, 3: 187-195.

- Wilk T., Chodkiewicz T., Sikora A., Chylarecki P., Kuczyński L. 2020. Czerwona lista ptaków Polski. OTOP, Marki, 175 s.
- Williams D.R., Child M.F., Dicks L.V., Ockendon N., Pople R. G., Showler D.A., Walsh J.C., zu Ermgassen E.K.H.J., Sutherland W.J. 2019. Bird Conservation. W: Sutherland W.J., Dicks L.V., Ockendon N., Petrovan S.O., Smith R.K. (red.) – What works in conservation 2019. Open Book Publishers, Cambridge, UK: 141-290.
- Williams M. 2000. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography* 26: 28-46.
- Williams M.S., Gove J.H. 2003. Perpendicular distance sampling: an alternative method for sampling downed coarse woody debris. *Canadian Journal of Forestry Research* 33: 1564-1579.
- Winter S., Borrass L., Geitzenauer M., Blondet M., Breibeck R., Weiss G., Winkel G. 2014. The impact of Natura 2000 on forest management: a socio-ecological analysis in the continental region of the European Union. *Biodiversity Conservation* 23: 3451-3482.
- Winter S., Flade M., Schumacher H., Kerstan E., Möller G. 2005. The importance of near-natural stand structures for the biocoenosis of lowland beech forests. *Forest Snow and Landscape Research* 79, 1-2: 127-144.
- Winter S., Höfler J., Michel A.K., Böck A., Ankerst D. 2015. Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest Research* 134: 335-347.
- Winter S., Möller G.C. 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255, 3-4: 1251-1261.
- Winter T. 1993. Deadwood – is it a threat to commercial forestry? W: Kirby P., Drake C.M. (red.) – Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. *Proceed. British Ecol. Soc. Meeting held at Dunham Massey Park on 24 April 1992. English Nature Science* 7: 74-80.
- Wiśniewski W. 2002. Czynniki sprzyjające i szkodliwe dla rozwoju i utrzymania populacji ryb w wodach płynących. *Supplementa ad Acta Hydrobiologica* 3: 1-28.
- Wiśniewski W., Prus P., Ligieża J., Adamczyk M., Suska K., Parasiewicz P. 2017. Możliwości kompensacji i minimalizacji oddziaływań prac regulacyjnych i utrzymaniowych w rzekach. W: Czerniawski R., Bilski P. (red.) – Funkcjonowanie i ochrona wód płynących. Uniwersytet Szczeciński Wydz. Biologii i Drawieński Park Narodowy, Szczecin – Drawno: 9-30.
- Wohl E. 2013. Floodplains and wood. *Earth-Science Reviews* 123: 194-212.
- Wohl E. 2014. A legacy of absence. Wood removal in US rivers. *Progress in Physical Geography* 38, 5: 637-663.
- Wohl E. 2016. Messy rivers are healthy rivers: The implications of physical complexity for river ecosystems. *Global Water Forum*, 31 October 2016 [<http://www.globalwaterforum.org/2016/10/31/messy-rivers-are-healthy-rivers-the-implications-of-physical-complexity-for-river-ecosystems/>].
- Wohl E. 2017. Bridging the gaps: An overview of wood across time and space in diverse rivers. *Geomorphology* 279: 3-26.
- Wohl E., Bledsoe B.P., Fausch K.D., Kramer N., Bestgen K.R., Gooseff M.N. 2016. Management of large wood in streams: an overview and proposed framework for hazard evaluation. *Journal of American Water Resources Association* 52, 2: 315-335.
- Wohl E., Kramer N., Ruiz-Villanueva V., Scott D.N., Comiti F., Gurnell A.M., Piegay H., Lininger K.B., Jaeger K.L., Walters D.M., Fausch K.D. 2019. The natural wood regime in rivers. *BioScience* 69, 4: 259-273.
- Wohl E., Scott D.N. 2016. Wood and sediment storage and dynamics in river corridors. *Earth Surface Processes and Landforms* 42, 1: 5-23.
- Wojtas J. 2004. Pniaki i tylce jodłowe miejscem rozwoju kambio- i ksylofagów w Świętokrzyskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe i Rezerваты Przyrody* 23, 1: 27-35.
- Wolski J. 2002. Metoda pomiarów leżącego martwego drewna w lesie – założenia teoretyczne i przebieg prac terenowych. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A 2 (932): 27-45.*
- Wolski J. 2003. Martwe drewno w lesie: ocena zapasu i propozycje postępowania. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 2 (953): 23-45.
- Wyźga B. 2007. Gruby rumosz drzewny: depozycja w rzece górskiej, postrzeżenie i wykorzystanie do rewitalizacji cieków górskich. *Instytut Ochrony Przyrody PAN*, 176 s.
- Wyźga B., Kaczka R., Zawiejska J. 2012. Zróżnicowanie depozycji grubego rumoszu drzewnego w ciekach górskich o średniej i dużej szerokości. *Prace i Studia Geograficzne* 50: 159-169.
- Wyźga B., Kaczka R.J., Zawiejska J. 2003. Gruby rumosz drzewny w ciekach górskich – formy występowania, warunki depozycji i znaczenie środowiskowe. *Folia Geographica ser. Geographica-Physica* 33-34: 117-138.
- Wyźga B., Mikuś P., Zawiejska J., Ruiz-Villanueva V., Kaczka R.J., Czech W. 2016. Log transport and deposition in incised, channelized, and multithread reaches of a wide mountain river: Tracking experiment during a 20-year flood. *Geomorphology* 279: 98-111.
- Wyźga B., Zawiejska J., Kaczka R.J. 2003. Gruby rumosz drzewny w potokach i rzekach górskich. *Wszechświat* 104, 4-6: 108-113.
- Wyźga B., Zawiejska J., Kaczka R.J. 2003. Znaczenie rumoszu drzewnego w ciekach górskich. *Aura* 11: 18-20.

- Wyżga B., Zawiejska J., Le Lay Y.F. 2009. Influence of academic education on the perception of wood in watercourses. *Journal of Environmental Management* 90: 587-603.
- Wyżga B., Zawiejska J., Mikuś P., Kaczka R. 2015. Contrasting patterns of wood storage in mountain watercourses narrower and wider than the height of riparian trees. *Geomorphology* 228: 275-285.
- Zajączkowski S., Neroj B. 2019. Prognoza rozwoju zasobów drzewnych w lasach polskich oraz potencjalne możliwości ich użytkowania. Materiały 119 Zjazdu Polskiego Towarzystwa Leśnego „Wielofunkcyjna gospodarka leśna wobec oczekiwań przemysłu drzewnego i ochrony przyrody”, Darłówko 12.09.2019 [<http://ptl.pl/posts/konferencje-naukowe>].
- Zaniwski P.T., Szczepkowski A., Gierczyk B., Kujawa A., Ślusarczyk T., Fojcik B. 2019. Pionowe zróżnicowanie bogactwa i składu gatunkowego myko-, lichen- i briobioty drzew powiatrolomowych w Kampinoskim Parku Narodowym. *Sylwan* 163, 12: 980-988.
- Zarzyński P. 2003. Zgnilizny drewna (I). *Las Polski* 5: 15-16.
- Zawadzka D., Ciach M., Figarski T., Kajtoch Ł., Rejt Ł. 2013. Materiały do wyznaczania i określania stanu zachowania siedlisk ptasich w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. GDOŚ, Warszawa.
- Zboińska M. 2018. Bioróżnorodność martwego drewna – scenariusz zajęć. *Edukacja Biologiczna i Środowiskowa* 2: 68-69.
- Zehetmair T., Müller J., Runkel V., Stahlschmidt P., Winter S., Zharov A., Gruppe A. 2015. Poor effectiveness of Natura 2000 beech forests in protecting forest-dwelling bats. *Journal for Nature Conservation* 23: 53-60.
- Zehetmair T., Müller J., Zharov A., Gruppe A. 2015. Effects of Natura 2000 and habitat variables used for habitat assessment on beetle assemblages in European beech forests. *Insect Conservation and Diversity* 8, 3: 193-204.
- Zieliński S., Pawlaczyk P. 2016. Rezerwat Jezioro Łubówko w Puszczy Drawskiej po 25 latach ochrony: martwe drewno, mikrosiedliska nadrzeczne i przyczynek do poznania fauny chrząszczy saproksylicznych. *Przegląd Przyrodniczy* 27, 4: 82-97.
- Zielonka T. 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science* 17: 739-746.
- Zielonka T., Ciapała S., Malina P., Piątek G. 2009. Coarse woody debris in mountain streams and their influence on geomorphology of channels in the Tatra Mts. *Landform Analysis* 10: 134-139.
- Zielonka T., Piątek G. 2001. Norway spruce regeneration on decaying logs in subalpine forests in the Tatra National Park. *Polish Botanical Journal* 46: 251-260.
- Zielony R. 1992. Las pierwotny – las zagospodarowany, czyli drzewa martwe w rezerwacie przyrody. *Parki Narodowe* 3, 2: 8.
- Zika U., Peter A. 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: effect on trout populations and habitat. *River Research and Applications* 18, 4: 1535-1467.
- Zimmerman R.C., Goodlett J.C., Comer G.H. 1967. The influence of vegetation on channel form of small streams. Symposium on River Morphology, International Association of Scientific Hydrology 75: 255-275.
- Zin E. 2016. Fire History and Tree Population Dynamics in Białowieża Forest, Poland and Belarus. Doctoral Thesis Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp [https://pub.epsilon.slu.se/13699/1/zin_e_161003.pdf].
- Zingstra H., Kovatchev A., Kitnaes K., Tzonev R., Dimova D. Tzvetkov P. 2009. Rukovodstvo za ocenka na blagopriatno prirodzašitno sustoânne za tipove prirodni mestoobitaniâ i vidove po NATURA 2000 v Bulgariâ. *Izd. Bulgarska Fondaciâ Bioraznoobrazie, Sofiâ*, 630 s.
- Zub K. 2000. Ptaki. Białowieżski Park Narodowy, Białowieża, 24 s.
- Zuo J., Cornelissen J.H.C., Hefting M.M., Sass-Klaassen U., van Logtestijn R.S.P., van Hal J., Goudzwaard L., Liu J.C., Berg M.P. 2016. The (w)hole story: Facilitation of dead wood fauna by bark beetles? *Soil Biology and Biochemistry* 95: 70-77.
- Żarnowiec J., Stebel A., Ochyra R. 2004. Threatened moss species in the Polish Carpathians in the light of a new red-list mosses in Poland. W: Stebel A., Ochyra R. (red.) – *Bryological studies in the Western Carpathians*. Sorus, Poznań: 9-28.
- Żmihorski M. 2008. Zespół ptaków lęgowych wiatrolomu w Puszczy Piskiej. *Notatki Ornitologiczne* 49: 39-56.
- Żmihorski M. 2010. The effect of windthrow and its management on breeding bird communities in a managed forest. *Biodiversity and Conservation* 19: 1871-1882.
- Żmihorski M., Durska E. 2011. The effect of contrasting management types on two distinct taxonomic groups in a large-scaled windthrow. *European Journal of Forest Research* 130: 589-600.

Skorowidz łacińskich nazw organizmów

A

Abdera triguttata 118
Abemus chloropterus; abek zielonokrywek 108
Abies alba; jodła pospolita 15, 16, 17, 18, 27, 28, 35, 82, 85, 148, 153, 172, 176, 206, 219, 258
Abies grandis; jodła olbrzymia 82
Abies lasiocarpa; jodła górską 180
Abraeus granulum 112
Abraeus parvulus 108
Abraeus perpusillus 112
Acanthocinus aedilis; tyecz cieśla 62, 64
Acarina; roztocze 63, 89, 98, 103, 112, 117, 162, 183
Accipitriformes; szponiaste 25
Acer; klon 12, 17, 61, 91, 134, 140, 154, 167, 173, 268
Acer campestre; klon polny 17
Acer platanoides; klon zwyczajny 17, 45, 46
Acer pseudoplatanus; jawor 12, 16, 17, 205
Acmaeodera degener 109
Actinobacteria; promieniowce 174
Adansonia digitata; baobab afrykański 15
Aderidae 113
Aderus populneus 113
Aegolius acadicus; włośchatka mała 75
Aegolius funereus; włośchatka 28*, 75, 76, 88, 222, 265
Aegopodium podagraria; podagrycznik pospolity 268
Aesalus scarabaeoides; dębosz żukowaty 23, 63, 111
Aesculus hippocastanum; kasztanowiec zwyczajny 17, 100
Aganthomyia wankowiczi 162
Agathidium plagiatum 118
Agonum bogemanni 98
Agonum quadripunctatum 98
Agrilus biguttatus; opiętek dwuplamkowy 63
Agrilus pseudocyaneus; opiętek białowieski 92*, 213
Ajuga reptans; dąbrówka rozłogowa 268
Akimerus schaefferi; dąbrowiec samotnik 90*, 111, 206
Alcedo atthis; zimorodek 77, 78, 189, 239
Alces alces;łoś 27, 180
Algae; glony 126, 129, 198
Allecula morio 113
Allecula rhenana 110, 113
Alleculinae; cisawkowate 91
Allium ursinum; czosnek niedźwiedzi 183
Alnus 12, 25, 26, 73, 92, 94, 103, 132, 151, 175, 176, 204, 205, 244, 258, 268
Alnus glutinosa; olsza czarna 17, 152, 265
Alnus incana; olsza szara 17
Alosterna ingrica; wiecheć białowieski 99*, 111, 213
Alosterna tabacicolor; wiecheć próchnowy 113

Gwiazdką * oznaczono strony zawierające ilustrację danego taksonu.

Amanita; muchomor 139
Ampedus 63
Ampedus cardinalis 65, 108, 113
Ampedus elegantulus 108, 113, 118
Ampedus hjorti 111, 113
Ampedus melanurus 108, 118, 216, 217
Ampedus nigroflavus 113
Ampedus praeustus 118
Ampedus rufipennis 113
Ampedus suecicus 108, 118
Ampedus tristis 108, 118, 217
Amphibia; płazy 68-69, 106, 189, 198, 206, 218
Amphotis marginata 23
Amylocystis lapponica; późnoporka czerwieniejąca 154, 210, 214*, 215
Anacamptodon splachnoides; krzywoząb podsadnikowy 132, 210
Anastrophyllum hellerianum; zgiętolist nadrzewny 210
Anastrophyllum michauxii; zgiętolist Michauxa 132, 214
Aneides ferreus 69
Anemadus strigosus 112
Anemone nemorosa; zawilec gajowy 100, 268
Anguis fragilis; padalec 69
Anisarthron barbipes; włochatek brodaty (kasztaniak) 111, 113
Anitys rubens 110
Annelida; pierścienice 89, 125
Anomodon attenuatus; zwiślik maczugowaty 132, 210
Anomodon longifolius; zwiślik długolistny 132, 210
Anomodon rugelii; zwiślik krótkokończysty 132, 210
Anomodon viticulosus; zwiślik wiciowy 132, 210
Anostirus castaneus 96
Anthocerotophyta; glewki 12
Anthophora; porobnica 96
Anthribidae; kobielatkowate 91, 98, 103
Anthus trivialis; świergotek drzewny 79
Antitrichia curtipendula; jeżolist zwyczajny 129*, 132, 210
Antrodia albobrunnea; jamkówka białobrzazowa 210, 215
Antrodia gossypium; jamkówka bawełniana 150
Antrodiella foliaceodontata; jamkóweczka blaszkowoząbkowa 160
Apiaceae; selerowate (d. baldaszkowate) 252
Apiformes; pszczoły 103, 105, 206, 246
Apis mellifera, pszczoła miodna 105
Apodemus flavicollis; mysz leśna 81*
Apus apus; jerzyk 75, 76, 213, 265
Aquila chrysaetos; orzeł przedni 64
Arachnida; pajęczaki 62, 89, 117, 125, 218
Aradidae; korowcowate 91
Araneae; pająki 89, 161, 264
Araneus umbraticus 89
Arhopalus rusticus; wykarczak sosnowiec 62
Armillaria; opieńka 80, 114, 155*, 156
Armillaria ostoyae; opieńka ciemna 155, 156*
Aromia moschata; wonnica piżmówka 115*
Arthropoda; stawonogi 89, 103, 195
Asarum europaeum; kopytnik pospolity 268
Ascomycota; grzyby workowe 138, 142, 146, 147, 150, 151
Asemum; szczapówka 98
Asemum striatum; szczapówka bruzdkowana 64
Asemum tenuicorne 98
Asilidae; łowikowate 62, 94, 95
Asteraceae; astrowate (d. złożone) 252
Asterodon ferruginosus; gwiazdoząb rdzawy 154
Athene noctua; pójdzka 76, 77, 78*
Atheta boletophila 118
Atheta liturata 118
Atheta pilicornis 118
Atheta taxiceroides 118
Athyrium filix-femina; wietlica samicza 128

Atrecus longiceps 118
Atrecus pilicornis 118
Attagenus punctatus; szubak punktowany 113
Alacomnium androgynum; próchniczek wąskolistny 132
Aves; ptaki 23, 25, 26, 27, 39, 40, 47, 68, 69–79, 82, 88, 98, 106, 117, 138, 161, 180, 182, 189, 195, 198, 199, 206, 213, 217, 235, 265

B

Bacteria = *Bacteriophyta*; bakterie 33, 57, 61, 63, 68, 95, 98, 129, 166, 174, 175, 185, 189, 198
Badhamia lilacina; groniana liliowa 168
Barbastella barbastellus; mopek zachodni 81, 82, 83, 205
Basidiomycota; grzyby podstawkowe 138, 142, 146, 147, 149, 150, 151, 159, 170
Batrachoseps wrighti 69
Batrisodes 23
Batrisodes adnexus 112
Batrisodes delaporti 112
Batrisodes hubenthali 108
Betula; brzoza 12, 25, 26, 33, 34, 61, 94, 100, 103, 134, 138, 147, 151, 152, 153, 154, 155, 172, 268
Betula pendula; brzoza brodawkowata 17, 152
Betula pubescens; brzoza omszona 17, 152
Bison bonasus; żubr 27, 29*, 41, 80, 180, 232
Bius thoracicus 110, 117, 118
Blarina carolinensis; blarina południowa 80
Blastocladiomycota 138
Blepharostoma trichophyllum; rzęsolistek włoskowaty 132
Boletus erythropus; borowik ceglastopory 139
Bolitochara lucida 108
Bolitochara pulchra; zbójek piękny 118
Bolitophagus interruptus 110
Bolitophagus reticulatus; grzybiec 112
Bondarzewia mesenterica; jodłownica górską 153*, 219
Boreostereum radiatum; ciemnoskórnik północny 160
Boridae; ponurkowate 103, 111, 118
Boros schneideri; ponurek Schneidera 103, 111, 118, 206, 209, 210*, 216
Bos primigenius; tur 40
Bostrichidae; kapturkowate 23, 98, 103, 110
Bothrioderes bipunctatus 118
Bothrioderidae 109, 118
Botrydiopsis arhiza 129
Brachygonus dubius 108, 113
Brachygonus megerlei 65, 113
Brachyopa dorsata; nakwiecień pniowy 102
Brachyopa panzeri; nakwiecień żółtawy 102
Brachyopa scutellaris; nakwiecień sokowiec 102
Brachythecium salebrosum; krótkosz rowowy 130
Braconidae; męczelkowate 63
Brefeldia maxima; siatecznica okazała 167*
Brillia modesta 103
Bryophyta; mchy 12, 39, 58, 59, 64, 126, 127, 129, 130–133, 134, 137, 149, 150, 158, 159, 175, 210, 213, 214, 215, 217, 262, 264
Bryoria fuscescens; włostka brązowa 165*
Bubo bubo; puchacz 77, 79*
Bucephala clangula; gągoł 76, 195
Buckiella undulata; płaszczoniec marszczony 133
Buellia schaeereri; brunatka Schaeerera 164
Bufo; ropucha 68
Bufo bufo; ropucha szara 69*
Buglossoporus quercinus; porojęzyk dębowy 153, 211*
Bulgaria inquinans; prószek brudzący 146, 147*
Buprestidae; bogatkowate 62, 63, 91, 92, 96, 99, 100, 103, 109, 118, 172, 207, 213
Buprestis haemorrhoidalis; bogatek spiżowy 118
Buprestis rustica; bogatek wiejski 62, 63*
Buprestis splendens; bogatek wspianiały (Iśniący) 109, 118, 206, 207*, 209, 213
Buteo buteo; myszołów 213
Buxbaumia aphylla; bezlist zwyczajny 210
Buxbaumia viridis; bezlist okrywowy 131, 132*, 210, 217

C

- Calamagrostis epigejos*; trzcinnik piaskowy 136
Calamagrostis villosa; trzcinnik owłosiony 136
Calicium glaucellum; pałecznik jasny 163, 164
Caliprobola speciosa 94
Calitys scabra; pawężnica chropawa 108
Callicladium haldanianum; gałązkowiec różnolistny 130
Callidium coriaceum; zagwoździk brunatny 91*, 118
Calopus serraticornis; pniakowiec piłkorożny 113
Calosoma; tęcznik 206
Calypogeia; przyziemka 133
Calypogeia neesiana; przyziemka Neesa 132, 133
Calypogeia suecica; przyziemka szwedzka 132
Camponotus; gmachówka 58, 70, 93*
Canis lupus; wilk 79, 80
Cantharidae; omomiłkowate 113
Capreolus capreolus; sarna 180
Carabidae; biegaczowate 62, 91, 93, 98, 106
Carabus; biegacz 206
Carabus intricatus; biegacz pomarszczony 93*
Carabus variolosus; biegacz urozmaicony 205
Cardamine amara; rzeżucha gorzka 268
Cardamine impatiens; rzeżucha niecierpkowa 136
Cardiophorus gramineus 108, 113
Carex; turzyca 268
Carex distans; turzyca odległokłosa 128
Carnivora; drapieżne 71, 79, 80, 82, 84, 85, 88, 181
Carpinus betulus; grab pospolity 12, 14, 17, 25, 26, 29, 30, 33, 34, 38, 61, 63, 73, 92, 100, 105, 129, 134, 147, 152, 183, 219, 265, 268
Castanea sativa; kasztan jadalny 16, 44
Castor fiber; bóbr 23, 27, 29, 31, 42, 48, 56, 57, 82, 86, 189, 190, 191
Casuarina; kazuaryna 14
Catops morio 112
Catops picipes 112
Cecidomyiidae; pryszczarkowate 84
Celtis; wiązowiec 14
Cephalcia falleni; zasnuja wysokogórska 222
Cephalozia; głowiak 130, 133
Cephalozia catenulata; głowiak łańcuszkowaty 132, 210
Cerambycidae; kózkowate 62, 90, 91, 92, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 111, 112, 113, 118, 208, 213
Cerambyx cerdo; kozioróg dębosz 27, 28*, 47, 103, 104*, 111, 206, 208*, 209
Cerambyx scopolii; kozioróg bukowiec 206
Ceratiomyxa fruticulosa; śluzek krzaczekowaty 166*, 168
Ceratocystis polonica 61
Ceratopogonidae; kuczmany 100
Cerophytidae 109
Cerophytum elateroides; kolcoszyjek sprężykowy 109
Certhia brachydactyla; pełzacz ogrodowy 76
Certhia familiaris; pełzacz leśny 76
Ceruchus chrysomelinus; wynurt lśniący 111, 118, 206, 216, 217
Cervus elaphus; jelen 29, 41, 79, 80, 180, 185, 269
Cerylon fagi 113
Cerylon histeroideis 113
Cerylonidae 109, 113
Cetonia aurata; kruszczyca złotawka 113
Cetoniinae 65
Chaenotheca brunneola; trzonecznica brunatnawa 164
Chaenotheca xyloxena; trzonecznica naga 164
Chaetura vauxi; kominiarczyk szarobrzuchy 75
Chalcididae; bleskotkowate 63
Chalcophora mariana; miedziak sosnowiec 62, 64
Chalcosyrphus eunotus 94
Chamaecyparis; cyprysik 17
Charopus flavipes 113
Chelidonium majus; glistnik jaskółcze ziele 134
Chilopoda; pareczniki 89

Chironomidae; ochotkowate 102, 103
 Chiroptera; nietoperze 12, 23, 40, 79, 81, 82, 83, 85, 88, 161, 206, 213
 Chlorociboria aeruginascens; chlorówka drobna 145*
 Chlorophyta; zielenice 129
 Choiromyces; piestrak 139
 Chondrostereum purpureum; ziarnoskórnik purpurowy 149
 Chromista; chromisty 129
 Chrysobothris chrysostigma 118, 213
 Chrysobothris igniventris; zrąbień sosnowiec 118
 Chrysophyta; chryzofity 129
 Chrysosplenium alternifolium; śledziennica skrętolistna 268
 Chytridiomycota; grzyby skoczkowe 138
 Ciconia nigra; bocian czarny 25, 28
 Ciidae; czerwikowate 103, 110, 118
 Cinnamomum camphora; drzewo kamforowe 15
 Circaea alpina; czartawa drobna 135, 136
 Cis dentatus 118
 Cis quadridens 118
 Cladonia; chrobotek 164, 165, 170, 204
 Cladonia arbuscula; chrobotek leśny 164
 Cladonia botrytes; chrobotek gronkowaty 165
 Cladonia cenotea; chrobotek otwarty 165
 Cladonia coniocraea; chrobotek szydlasty 165*
 Cladonia digitata; chrobotek palczasty 165
 Cladonia floerkeana; chrobotek Floerkego 165
 Cladonia macilenta; chrobotek cienki 164, 165
 Cladonia rangiferina; chrobotek reniferowy 164
 Cleridae; przekraskowate 99, 108
 Clethra barbinervis; orszelina szara 180
 Clethrionomys californicus; nornica kalifornijska 80
 Clethrionomys gapperi; nornica amerykańska 80
 Clethrionomys glareolus; nornica ruda 80, 81, 82*
 Climacodon septentrionalis; zębniczek północny 140
 Colaptes auratus; dzięcioł różowoszyi 75
 Coleoptera; chrząszcze 12, 23, 25, 28, 38, 41, 62, 63, 89, 90, 91, 92, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 105, 106, 107, 108-111, 112-113, 114, 116, 117, 118, 119, 162, 163, 171, 172, 173, 189, 206, 207, 208, 210, 213, 216, 217, 220, 223, 245
 Collembola; skoczogonki 62, 63, 89, 103, 112, 162, 183
 Columba oenas; siniak 47, 75, 76, 88
 Columba palumbus; grzywacz 213
 Colyidium filiforme; zagwozdnik nitkowaty 109
 Compositae; złożone 252
 Conopalpus testaceus 113
 Coprinus; czernidłak 148*
 Coracias garrulus; kraska 76, 77, 88
 Coriopsis gallica; włośchatka ciemna 149
 Cornumutilla lineata; paskówka tatrzańska 111
 Cornus; dereń 38
 Corticaria interstitialis 109, 118
 Corticaria lapponica 109
 Corticaria lateritia 109
 Corticaria longicornis 118
 Corticaria orbicollis 109
 Corticaria planula 98
 Corticeus bicoloroides 110
 Corticeus fasciatus 110
 Corticeus fraxini 111
 Corticeus longulus 118
 Corticeus suberis 111
 Corticeus suturalis 110, 118
 Corticeus versipellis 110
 Corvus monedula; kawka 76
 Corylus avellana; leszczyna 14, 17, 29, 268
 Corylus colurna; leszczyna turecka 17
 Cossidae; trociniarkowate 91
 Cossonus linearis; trzeń spłaszczony (krótkoryjkowy) 113

Cossus cossus; trociniarka czerwica 94*
Cotoneaster; irga 38
Crataegus; głóg 17
Crepidophorus mutilatus 108, 113
Crepidotus; ciżmówka 149
Criorhina floccosa; nieczuja słońcówka 94
Criorhina pachymera 94
Crossocalyx hellerianus 132
Crustacea; skorupiaki 89
Cryphalus saltuarius; wgryzoń północny 118
Cryptogamae; rośliny zarodnikowe 132, 138, 214
Cryptomycota 138
Cryptophagidae; zatęchlakowate 103, 109, 113, 118
Cryptophagus confusus 109, 113
Cryptophagus fuscicornis 113
Cryptophagus labilis 113
Cryptophagus micaceus 113
Cryptophagus pallidus 113
Cryptophagus quercinus 109, 113
Ctesias serra 113
Cucujidae; zgniotkowate 91, 109, 118
Cucujus cinnaberinus; zgniotek cynobrowy 118, 206, 209*
Cucujus haematodes; zgniotek szkarłatny 109, 118, 206, 209*, 216
Curculionidae; ryjkowcowate 91, 103, 111, 113, 118
Curtimorda maculosa 118
Cyanobacteria; sinice 129
Cyathus striatus; kubek prążkowany 151*
Cyphea curtula 118
Cyphelium notarisii; oczlik Notarisa 163
Cytisus; szczodrzeniec 92

D

Dacne notata 109
Dadobia immersa; płaskogłów borowy 118
Daedalea; gmatwek 150
Daedalea quercina; gmatwek dębowy 153
Daedaleopsis confragosa; gmatwica chropowata 149
Dalbergia; palisander 14
Dasytidae 113
Datronia mollis; jamczatka wielkopora 159
Deilus fugax; sudliś żarnowcowy 92*
Dendrocopos leucotos; dzięcioł biało-grzbiety 29*, 47, 70, 71*, 72, 73, 75, 76, 79, 88, 205, 213, 214, 218
Dendrocopos major; dzięcioł duży 70*, 71, 73, 75, 76, 265
Dendrocopos medius → p. *Dendrocoptes medius*
Dendrocopos minor → p. *Dryobates minor*
Dendrocopos syriacus; dzięcioł białoszyi 70, 76, 77
Dendrocoptes medius; dzięcioł średni 70, 71*, 72, 73, 75, 76
Dendroctonus ponderosae 35
Dendrolaelaps quadrisetus 98
Dendrophagus crenatus 217
Dendrophilus punctatus 112
Dendrophilus pygmaeus 112
Dentaria bulbifera; żywiec cebulkowy 136
Denticollis borealis 98, 108
Dentipellis fragilis; ząbczak kruchy 149
Dermaptera; skorki 62, 94
Dermestes bicolor; skórnik piórojad 23, 113
Dermestidae; skórnikowate 23, 113
Dermestoides sanguinicollis 108
Derodontidae 108
Derodontus macularis 108, 162
Deschampsia caespitosa; śmiałek darniowy 128
Diacanthous undulatus 64, 118, 217
Diatrype stigma 146
Diatrypella favacea 146

Dicerca aenea 109
Dicerca alni; poraj olchowiec 109
Dicerca berolinensis 109, 213
Dicerca furcata 109
Dicerca moesta 109, 206, 213
Dicranodontium denudatum; zwiesiniec długodzióbkowy 130, 133
Dicranum montanum; widłoząb górski 132
Dicranum tauricum; widłoząb tauryjski 133
Dicranum viride; widłoząb zielony 217
Diospyros; hebanowiec 14
Diospyros ebenum; hurma hebanowa 14
Diplura; widłogonki 89
Diptera; muchówki 23, 25, 62, 63, 94, 95, 100, 102, 103, 105, 112, 114, 162
Dircaea australis 110
Dircaea quadriguttata 110
Dirrhagofarsus attenuatus; goleńczyk szczupły 92*, 109
Ditylus laevis 110
Dolichocis laricinus 110, 118
Dorcatoma ambjoerni 110
Dorcatoma dresdensis 113
Dorcatoma flavicornis 113
Dorcus parallelipedus; ciółek matowy 113, 206
Drepscicia umbrina 108, 112
Dropephylla linearis 118
Dryobates minor; dzięciołek 70, 71*, 72, 73, 76
Dryocopus martius; dzięcioł czarny 28*, 47, 64, 70, 72, 73, 75, 76, 77, 265
Dryocopus pileatus; dzięcioł smugoszyi 75
Dryomys nitedula; koszatka leśna 80
Dryophthoridae 113
Dryophthorus corticalis 113
Dryopteris carthusiana; niecznica krótkoostna 128
Dryopteris filix-mas; niecznica samcza 268

E

Echinodontium tinctorium 82
Elaphomyces; jeleniak 139
Elater ferrugineus; tęgosz rdzawy 47, 108, 113, 206, 207*
Elateridae; sprężykowate 23, 62, 63, 64, 65, 91, 96, 97, 98, 103, 108, 111, 113, 118, 207, 216
Elateroides dermestoides; rytel pospolity 62
Elateroides flabellicornis; rytel grzebykoczulki 118
Eledonoprius armatus 28*, 110
Elmidae; osuszkowate 102, 103
Emys orbicularis; żółw błotny 69, 189
Enchytraeidae; wazonkowce 63
Endecatomidae 110
Endecatomus reticulatus 110
Endomychidae; wygłodkowate 103, 110, 118
Ennearthron palmi 110
Ensatina eschscholtzii 69
Ephemeroptera; jętki 94, 102, 189
Eptesicus nilssonii; mroczek pozłocisty 83
Eptesicus serotinus; mroczek późny 83
Epuraea angustula 118
Epuraea fussi 118
Epuraea muehli 118
Equisetum; skrzyp 183
Equisetum arvense; skrzyp polny 268
Ergates faber; borodziej próchnik 91*, 206
Erithacus rubecula; rudzik 75, 76, 77, 213
Ernobius explanatus 110
Ernobius kiesewetteri 110
Erotylidae; zadrzewkowate 103, 109
Etorofus pubescens; strangalia omszona (włochatka) 118, 213
Eucalyptus; eukaliptus 15, 218
Eucalyptus diversicolor; eukaliptus różnobarwny 15
Eucalyptus regnans; eukaliptus królewski 15

Eucnemidae; goleńczykowate 91, 92, 109, 111, 113, 118
Eucnemis capucinus 113
Euglenes oculatus 113
Euglenes pygmaeus 113
Euonymus; trzmielina 17, 268
Euplectus bescidicus 112
Euplectus brunneus 112
Euplectus frivaldszkyi 217
Euracmaeops angusticollis; rozpylak zielonkawy 111, 118, 213
Euracmaeops marginatus; rozpylak sosnowy 98, 111
Euracmaeops septentrionis; rozpylak świerkowy 118
Euryommatus mariae 111
Eurythyrea austriaca; pysznik jodłowy 109, 206, 216
Eurythyrea quercus; pysznik dębowy 103, 109, 206, 213
Euryusa castanoptera; próchnal kasztanokrywek 118
Euryusa sinuata; próchnal wykrojony 118
Euthiconus conicicollis 112
Evermia prunastri; mąkla tarniowa 164*
Evodinellus borealis; zgrubek zawilcowy 100*, 102*, 111, 118, 213
Exidia glandulosa; kisielnica trzoneczkowata 154*

F

Fagus sylvatica; buk zwyczajny 12, 16, 17, 18, 22, 26, 27, 32, 35, 37, 38, 39, 43, 61, 95, 103, 112, 126, 127, 130, 132, 133, 136, 139, 140, 144, 147, 148, 152, 154, 158, 159, 172, 195, 202, 203, 204, 205, 211, 212, 216, 217, 219, 224, 225, 237, 239, 253, 258, 259
Ferdinandea nigrifrons 102
Ferdinandea ruficornis 102
Ficedula albicollis; muchołówka białoszyja 75, 76, 88, 195
Ficedula hypoleuca; muchołówka żałobna 75, 76, 195
Ficedula parva; muchołówka mała 75, 76, 77, 88, 195, 204*
Fistulina hepatica; ozorek dębowy 140, 142*, 150, 152, 153, 170
Fitzroya cupressoides; cyprys patagoński 16
Flagellata; wiciowce 129
Fomes fomentarius; hubiak pospolity 103, 112, 140, 142, 144*, 151, 154, 155*, 158*
Fomitopsis; pniarek 28, 150
Fomitopsis officinalis; pniarek (modrzewnik) lekarski 153, 211*, 219
Fomitopsis pinicola; pniarek obrzeżony 131*, 140, 141*, 144*, 151
Fomitopsis rosea; pniarek różowy 131, 153*, 170
Formicidae; mrówki 23, 58, 62, 63, 70, 73, 91, 93, 96, 136, 161
Frangula alnus; kruszyna pospolita 17
Fraxinus; jesion 12, 16, 61, 105, 119, 130, 140, 204, 224, 225, 268
Fraxinus excelsior; jesion wyniosły 16, 17, 35, 103, 265
Fuligo septica; wykwit zmienny 168
Fungi; grzyby 10, 11, 12, 14, 22, 23, 24, 26, 27, 29, 30, 31, 32, 33, 35, 37, 38, 39, 40, 41, 45, 52, 53, 56, 57, 58, 59, 61, 62, 63, 64, 66, 68, 73, 74, 80, 82, 89, 92, 95, 96, 98, 99, 102, 103, 106, 114, 116, 117, 125, 126, 129, 131, 138-162, 163-166, 168, 170, 171, 174, 175, 179, 180, 181, 182, 185, 189, 195, 198, 201, 202, 206, 210, 211, 214, 215, 216, 219, 223, 224, 232, 234, 235, 237, 250, 252, 263, 266, 267, 269

G

Ganoderma; lakownica 150
Ganoderma applanatum; lakownica spłaszczona 144*, 162*
Gasterocercus depressirostris; wyżłobik dębowiec 111
Gastropoda; ślimaki 89, 264
Gaylussacia brachycera 16
Geranium robertianum; bodziszek cuchnący 126, 127, 134, 135
Ginkgo biloba; miłorząb 17
Glaucidium passerinum; sóweczka 75*, 76, 88, 214, 265
Glaucomyx sabrinus; assapan północny 75
Glechoma hederacea; bluszcz kurdybanek 135
Gleditsia triacanthos; iglicznia (glediczja) trójcierniowa 17
Glis glis; popielica 80
Globicornis corticalis 113
Gloeophyllum; niszczyca 150
Gloeophyllum odoratum; niszczyca anyżkowa 153, 154*
Gnorimus nobilis; zacznik zielony (zdobny) 113

Gnorimus variabilis; zacznik kropkowany 47, 111, 113
Grifola frondosa; żagwica listkowata 140, 141*, 152, 211, 219
Grynocharis oblonga 108, 113
Guaiacum officinale; gwajakowiec 14
Gulo gulo; rosomak 82
Gyalecta ulmi; wglębniczek wiązowy 163
Gymnocarpium dryopteris; zachyłka trójkątna 135, 136, 268
Gyrophana minima 118
Gyrophana nitidula; lizak leśny 108, 118
Gyrophana pulchella 118
Gyrophana strictula 118

H

Haliaeetus albicilla; bielik 78
Hapalaraea pygmaea 112
Hapalopilus croceus; miękusz szafranowy 150
Harpalus (Pseudoophonus) rufipes; dzier włochatek 64
Harpanthus scutatus; płozikowiec tarczokowaty 132, 210
Hedera helix; bluszcz pospolity 14, 28*, 38, 135
Hemiptera; pluskwiaki 105
Hemitrichia; zapletka 167*
Hemitrichia abietina; zapletka drobna 168
Hepatica nobilis; przylaszczka 268
Heridium coralloides; sopłówka bukowa 149, 154, 170, 211, 212*, 219
Heridium erinaceus; sopłówka jeżowata 154, 170, 211*, 212
Heridium flagellum; sopłówka jodłowa 148*, 153, 170, 211, 219
Herzogiella seligeri; łukowiec śląski 130, 132
Hesperus rufipennis; krasnopróchniak długoczułki 23, 108
Heterobasidion annosum; korzeniowiec wieloletni 114, 142, 223
Heteroptera; pluskwiaki różnoskrzydłe 91
Heterotrix bristoliana 129
Hippophae rhamnoides; rokitnik zwyczajny 17
Histeridae; gniliłowate 23, 108, 112, 118
Holwaya mucida; lipnik lepki 146, 147, 153, 157*, 211
Homalia trichomanoides; gładysz paprociowaty 132, 210
Hookeria lucens; płaskolist lśniący 132, 217
Hylis procerulus 118
Hylochaeres cruentatus 111
Hylocomiastrum umbratum; leśniak cienisty 130
Hymenochaete; szczeciniak 150
Hymenophorus doublieri 110, 113, 118
Hymenoptera; błonkówki 63, 91, 100, 103, 105, 116
Hypholoma fasciculare; maślanka wiązkowa 155
Hypnum cupressiforme; rokieta cyprysowaty 130*, 132
Hypnum fertile; rokieta płodny 210
Hypogymnia physodes; pustułka pęcherzykowata 163, 164
Hypoxylon; drewniak 147
Hypoxylon fragiforme; drewniak szkarłatny 146, 147*
Hypoxylon howeanum; drewniak pierzasty 146
Hypoxylon multiforme 147
Hypoxylon rubiginosum 147
Hypoxylon serpens 147
Hypulus bifasciatus 113
Hypulus quercinus 113

I

Ichneumonidae; gąsienicznikowate 63, 97
Icmadophila ericetorum; czasznik modrozielony 163, 170
Impatiens noli-tangere; niecierpek pospolity 126, 135
Imshaugia aleurites; popielak pylasty 164
Insecta; owady 10, 12, 14, 22, 23, 24, 27, 31, 32, 33, 35, 37, 39, 41, 42, 44, 45, 53, 54, 56, 57, 59, 61, 62, 63, 66, 70, 73, 78, 89, 91, 94, 95, 96, 98, 99, 100, 102, 103, 105, 106, 107, 112, 114, 115, 116, 117, 125, 126, 138, 156, 158, 171, 174, 181, 182, 194, 198, 199, 212, 217, 218, 219, 220, 221, 222, 224, 235, 239, 247, 250, 251, 252, 263, 264, 269
Insectivora; owadożerne 79, 88
Invertebrata; bezkręgowce 11, 22, 23, 38, 39, 41, 45, 46, 47, 48, 57, 59, 61, 62, 63, 65, 68, 80, 89-125, 129, 138, 162, 173, 174, 189, 202, 210, 216, 218, 226, 252, 263, 264

Ips acuminatus; kornik ostrozębny 117, 199
Ips typographus; kornik drukarz 35, 53, 61, 78, 79, 98, 114, 115, 116*, 117, 120, 125, 220, 221, 222, 223, 224, 225, 239, 269
Ischnoderma benzoinum; smolucha świerkowa 154, 162, 163*
Ischnoderma resinosum; smolucha bukowa 162
Ischnodes sanguinicollis 108, 113
Ischnoglossa prolixa 118
Ischnomera caerulea 113
Ischnomera sanguinicollis 113
Isoptera; termity 94, 96, 100

J

Juglans; orzech 17
Julidae; krocionogi 89
Juncus effusus; sit rozpierzchły 128
Jungermannia; meszek 130
Jungermannia leiantha; meszek językolistny 131
Juniperus communis; jałowiec pospolity 17
Jynx torquilla; krętogłów 70, 73, 76, 77

K

Kaloterms flavicollis 94
Kretzschmaria deusta; zgliszczak pospolity 149, 150
Kuehneromyces mutabilis; łuszczak zmienny 154, 159*

L

Lacerta; jaszczurka 69, 206
Lacon lepidopterus; kowalina łuskoskrzydła 108, 113, 118, 216, 217
Lacon querceus; kowalina dębowa 23, 103, 108, 113
Lactarius camphoratus; mleczaj kamforowy 151
Lactarius deliciosus; mleczaj rydz 138
Lactarius deterrimus; mleczaj świerkowy 139
Laemophloeidae 98, 109
Laemophloeus muticus 98, 109
Laetiporus sulphureus; żółciak siarkowy 65, 140*, 142
Lamiastrum galeobdolon; gajowiec żółty 128, 268
Laphria ephippium; wierzchołówka borealna 95*
Larix; modrzew 17, 138, 153, 165, 211, 219
Larix decidua; modrzew europejski 16
Larix occidentalis; modrzew zachodni 75
Larrea tridentata; kreozotowy krzew 16
Lasconotus jelskii; łąda Jelskiego 109, 117, 118
Lasionycteris noctivagans; srebronocek kosmaty 82
Lasius brunneus; hurtnica wstydliva 23
Lasius fuliginosus; kartonówka zwyczajna 23
Lasius niger; hurtnica pospolita 62, 64
Lathraea squamaria; łuskiewnik różowy 268
Lathyrus vernus; groszek wiosenny 268
Latridiidae; wymiecinkowate 98, 103, 109, 118
Latridius brevicollis 109
Lecanora saligna; misecznica wierzbową 164
Leccinum; koźlarz 138
Lecidea granulosa; krążniczka gruzełkowata 164, 165
Lecidella elaeochroma; amyłka oliwkowa 164
Leiestes seminiger 110
Leioderes kollari; dereniak klonowy 91*
Leiodidae; grzybinkowate 103, 108, 112, 118
Leiopus punctulatus; capoń osikowy 100*
Lentinellus; twardówka 149
Lentinus tigrinus; twardziak tygrysi 189
Lepidoptera; motyle 91, 94, 103, 180
Lepidozia; łuskolist 130
Leptinus testaceus 112
Leptura thoracica; zmorsznik olbrzymi 111, 206, 213
Lepturalia nigripes; zmorsznik brzożowy 111, 213
Lepturobosca virens; zmorsznik zielony 118

Leptusa fumida; wałecznicza długokrywka 118
Leptusa ruficollis; wałecznicza czerwonoopleca 118
Leucorrhinia pectoralis; zalotka większa 189, 190
Lichenes; porosty (grzyby zlichenizowane) 12, 25, 46, 48, 62, 126, 129, 131, 132, 158, 163-166,
 170, 175, 198, 213, 214, 215, 216, 264
Lichenophanes varius 110
Lilium martagon; lilia złotogłów 268
Limoniscus violaceus; pilnicznik fiołkowy 23, 108, 209
Liriodendron; tulipanowiec 17
Lissotriton montandoni; traszka karpacka 68, 206
Lissotriton vulgaris; traszka zwyczajna 68, 206
Lobaria pulmonaria; granicznik płucnik 163, 217
Lobaria scrobiculata; granicznik tarczownicowy 163, 170
Lopheros lineatus 108, 119*
Lophocateridae 113
Lophocolea; płozik 130
Lophocolea heterophylla; płozik różnolistny 132, 133
Lophozia; czubek 130
Lophozia ascendens; czubek wzniesiony 131
Lophozia longidens; czubek długozębny 132, 210
Lordithon pulchellus 108
Lordithon speciosus; grzybotocz wielopunktowy 108
Lucanidae; jelonkowate 23, 63, 91, 100, 111, 113, 118
Lucanus cervus; jelonek rogacz 206, 209
Lumbricidae; dżdżownice 62, 63, 64, 89, 183, 264
Lutra lutra; wydra 189
Lycidae; karmazynkowate 108, 113, 118, 119
Lycogala epidendrum; rulik nadrzewny 168
Lycoperdon pyriforme; purchawka gruszkowata 154, 157*
Lycopodiaceae; widłaki 183
Lycopodium annotinum; widłak jałowcowaty 131*
Lyctus; miazgowiec 23
Lymantria monacha; brudnica mniszka 133
Lymexylidae; drwionkowate 62, 91, 100, 103, 118
Lynx lynx; ryś 82, 83*
Lype phaeopa 103

M

Magnolia acuminata; magnolia drzewiasta 17
Maianthemum bifolium; konwalijka dwulistna 128, 268
Mallota cimbiciformis 94
Malthinus frontalis 113
Malthodes pumilus 113
Malus; jabłoń 17, 38, 152, 198
Mammalia; ssaki 23, 25, 26, 27, 39, 56, 68, 69, 71, 79-85, 88, 98, 106, 180, 181, 185, 198, 206, 213
Marasmius; twardzioszek 145
Marasmius rotula; twardzioszek obrożowy 145*
Marchantiophyta; wątrobowce 12, 58, 59, 64, 127, 130-133, 137, 158, 159, 175, 210, 213, 214, 217
Martes americana; kuna amerykańska 82, 85
Martes martes; kuna leśna 82, 84, 85, 213
Melandryidae; śniadkowate 103, 110, 113, 118
Melanerpes carolinus; dzięciur czerwono brzuchy 75
Melanerpes lewis; dzięciur różowobrzuchy 72
Melanophila acuminata; ciemnik czarny 98, 172
Melanotus villosus 97*
Melica uniflora; perlówka jednokwiatowa 136
Menegazzia terebrata; tarczynka dziurkowana 217
Mergus merganser; nurogęś (tracz nurogęś) 76, 77
Meripilus giganteus; wachlarzowiec (flagowiec) olbrzymi 211
Mesosa myops; średzinka syberyjska 206, 209
Mesotriton alpestris; traszka góraska 68, 206
Metrosideros; żelazowiec 14
Micarea elachista; krużynka gronkowata 163
Micarea melaena; krużynka czarniawa 164
Micrambe longitarsis 118
Microscydumus nanus 112

Microsporidia 138
Microtus subterraneus; darniówka zwyczajna 80
Milesia crabroniformis 95*
Milium effusum; prosownica rozpięzchła 268
Mollusca; mięczaki 89, 125, 189, 198, 218
Monochamus galloprovincialis; żerdzianka sosnowka 90*
Monochamus saltuarius; żerdzianka plamista 118
Monochamus sartor urussovii; żerdzianka Urussowa 101*
Monotomidae; obumierkowate 113, 118
Mordellidae; schylikowate 99, 118
Morimus asper funereus 96*, 112, 210
Mucoromycota; grzyby pleśniakowe 138
Muscardinus avellanarius; orzesznica 80, 81
Muscicapa striata; muchołówka szara 75, 76, 77, 195
Mustela erminea; gronostaj 84
Mustela nivalis; łasica 82, 84, 85*, 213
Mustela putorius; tchórz 84, 213
Mustela vison; norka amerykańska 84
Mycena; grzybówka 145, 151
Mycena stipata; grzybówka alkaliczna 146*
Mycetochara axillaris 113
Mycetochara flavipes; grzybomirek żółtoplam 113
Mycetochara obscura; grzybomirek ciemny 110, 118
Mycetochara roubali 111
Mycetoma suturale 110, 118, 162, 163*
Mycetophagidae; ścierowate 23, 103, 109, 113
Mycetophagus ater 109
Mycetophagus decempunctatus 109
Mycetophagus piceus 23
Mycetophagus populi; ścier topolowy 113
Mylia taylorii; mylia Taylora 133
Myotis alcaethoe; nocek Alkatoe 83
Myotis brandtii; nocek Brandta 83, 213
Myotis dasycneme; nocek łydkowłosy 83
Myotis daubentonii; nocek rudy 83
Myotis nattereri; nocek Natterera 82, 83
Myoxidae; popielicowate (pilchy) 80, 85, 206
Myriapoda; wije 62, 63, 64, 89, 105, 125, 183, 264
Myrmex paykulli 112
Myxomycota; śluzowce 62, 166–168, 170, 195

N

Nacerdes melanura; palotocz mostowy (wierciel nadmorski) 103, 113
Natrix natrix; zaskroniec 69
Neatus picipes 110, 113
Neckera besseri; miechera Bessera 132, 210
Neckera complanata; miechera spłaszczona 132, 210
Neckera crispa; miechera kędzierzawa 132, 210
Neckera pennata; miechera pierzasta 132, 210
Neckera pumila; miechera wysmukła 132, 210
Nectria cinnabarina; gruzełek cynobrowy 146
Necydalis ulmi; kusokrywka wiązowa 111
Nemadus colonoides 112
Nematoda; nicienie 89, 98, 117, 125, 129, 218
Nematodes filum 109
Neuroptera; sieciarki 94
Nitidulidae; łyszczynkowate 23, 91, 103, 118
Nivellia sanguinosa; kwiatówka karminowa 111
Nosodendridae; skałubnikowate 102
Nosodendron fasciculare 102
Nothorhina muricata; kruchniczka sosnowa 103, 111
Nowellia curvifolia; nowellia krzywolistna 132, 133, 210, 217
Nyctalus lasiopterus; borowiec olbrzymi 83
Nyctalus leisleri; borowiec leśny (borowiaczek) 23, 81, 83
Nyctalus noctula; borowiec wielki 23, 81, 83
Nyctereutes procyonoides; jenot 82, 213

O

Ochroma pyramidale; balsa (ogorzałka wełnista) 14
Odonata; ważki 189
Odontschisma denudatum; natorfek nagi 210
Oedemeridae; zalęszczycowate 91, 103, 110, 113
Olea europaea; oliwka europejska 16
Oligomerus ptilinoides 113
Olisthaerus substriatus; podkorowiec świerkowiec 108, 118
Onthophilus punctatus 112
Onychophora; pazurnice 89
Ophiostoma 102
Orthotomicus starki; korniczek Starka 117, 118
Orthotrichum lyellii; szurpek porosły 132, 210
Oryctes nasicornis; rohatyniec nosorożec 97*
Osmoderma barnabita; pachnica próchniczka 41, 47, 103, 111, 112, 113, 206*, 207, 209, 213, 219, 239
Osmoderma eremita → p. *Osmoderma barnabita*
Ostrya; ostria 14
Otho sphondylioides 109
Otus scops; syczek 76
Oxalis acetosella; szczawik zajęczy 128, 134*, 135, 136, 268
Oxylaemus variolosus 109

P

Pachyta lamed; kwiatomir boreusz 111
Pachyta quadrimaculata; kwiatomir czteroplamy 102*
Padus avium; czeremcha zwyczajna 17, 152
Paranopleta inhabilis 98
Paris quadrifolia; czworolist 268
Parmelia sulcata; tarczownica bruzdkowana 163, 164
Parmeliopsis ambigua; płaskotka rozlana 164
Parmotrema arnoldii; kobiernik Arnolda 217
Parrotia; parrocja 14
Parus ater; sosnówka (sikora sosnówka) 76
Parus caeruleus; modraszka 75, 76
Parus cristatus; czubatka (sikora czubatka) 76, 77, 219
Parus major; bogatka 75, 76
Parus montanus; czarnogłówka (sikora czarnogłówka) 75, 76
Parus palustris; sikora uboga 75, 76
Passer montanus; mazurek 76
Pedostrangalia revestita; strangalia czereśniowa 111
Pelecotoma fennica 23
Peltidae; pawężnikowate 103, 113, 118
Peltigera canina; pawężnica psia 164
Peltis ferruginea; pawężnik rdzawy 113
Peltis grossa; pawężnik kniejak 108, 118, 216, 217
Pentaphyllus testaceus 23, 113
Perichaena chrysosperma; dorzutka złotawa 168
Perichaena vermicularis; dorzutka robakowata 168
Peromyscus gossypinus; myszak bawełniany 81
Peziza micropus; kustrzebka drobnotrzonowa 149
Phaenops cyanea; przyplaszczek granatek 98
Phaenops formaneki; przyplaszczek Formanka 98
Phaenops knoteki; przyplaszczek jodłowy 95*
Phascolarctos cinereus; koala 218
Phellinus; czyreń 142
Phellinus ferrugineofuscus; czyreń ciemnordzawy 154
Phellinus igniarius; czyreń ogniowy 112, 139
Phellinus nigrolimitatus; czyreń czarnoliniowy 131
Phellinus pini; czyreń sosnowy 139, 142, 153
Phellinus robustus; czyreń dębowy 139*, 153, 161
Philothermus evanescens 109
Phlebia centrifuga; żylak wielobarwny 131
Phlebia radiata; żylak promienisty 131
Phleogena faginea; suchogłówka korowa 214*
Phloeophagus lignarius 113

Phloeophagus thomsoni 113
Phloeophagus turbatus 113
Phloeopora angustiformis 118
Phloeopora nitidiventris 118
Phloeostiba lapponica 118
Phoenicurus phoenicurus; pleszka 64, 76, 77, 79
Pholiota; łuskwiak 149
Pholiota heteroclita; łuskwiak włóknistołuskowaty 211
Pholiota squarrosa; łuskwiak nastroszony 149*
Phryganophilus auritus 110
Phryganophilus ruficollis; konarek tajgowy 110, 118, 206, 207*, 209
Phymatodes pusillus; płaskowiak dębowy 102*
Phymatura brevicollis; rowczyk krótkoplecy 108, 118
Physarum sulphureum; maworek siarkowy 168
Picea abies; świerk pospolity 12, 13, 15, 16, 17, 30, 35, 36, 37, 39, 58, 59, 60, 61, 70, 71, 73, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 89, 91, 93, 98, 100, 101, 103, 105, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 125, 127, 128, 130, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 139, 141, 143, 148, 151, 152, 153, 154, 172, 177, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 185, 197, 206, 210, 220, 221, 222, 224, 225, 239, 251, 253, 258, 268, 269
Picea engelmannii; świerk Engelmana 180
Picea sitchensis; świerk sitkajski 15
Picidae; dzięcioły 12, 22, 23, 24, 27, 39, 58, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 78, 79, 80, 81, 88, 98, 116, 117, 196, 206, 217, 235, 265, 266
Picoides tridactylus; dzięcioł trójpalczasty 39, 70, 71*, 72, 73, 75, 76, 78*, 79, 88, 214, 218, 222
Picus canus; dzięcioł zielonosiwy 70*, 72, 76
Picus viridis; dzięcioł zielony 70, 73, 76, 77
Pinus aristata; sosna oścista 16
Pinus banksiana; sosna Banksa 17, 171
Pinus cembra; sosna limba 17
Pinus contorta; sosna wydmowa 35
Pinus heldreichii; sosna bośniacka 16, 19*
Pinus longaeva; sosna długowieczna 16
Pinus nigra; sosna czarna 17
Pinus strobus; sosna wejmutka 17
Pinus sylvestris; sosna zwyczajna 12, 14, 16, 17, 18, 25, 30, 33, 35, 37, 39, 44, 62, 65, 75, 77, 78, 80, 96, 103, 105, 106, 116, 117, 130, 132, 133, 138, 139, 152, 165, 171, 172, 173, 174, 197, 206, 210, 224, 245, 258, 268
Pipistrellus nathusii; karlik większy 81, 82, 83
Pipistrellus pipistrellus; karlik malutki 83
Pipistrellus pygmaeus; karlik drobny 81, 82, 83
Piptoporus betulinus; białoporek brzoźowy 140, 142, 153
Pisces; ryby 68, 189, 190, 227, 239
Pityogenes saalasi; rytownik Saalasa 117, 118
Pityophthorus morosovi; bruzdkowiec Morozowa 118
Placusa atrata 118
Placusa depressa; szczelinówka plecobrzeżek 118
Placusa incompleta 118
Plagiochila asplenioides; skosatka zanokcicowa 132
Plagionotus detritus; paśnik niszczyciel 62
Plagiothecium curvifolium; dwustronek zgiętoolistny 132
Plagiothecium laetum; dwustronek jasny 132
Platanus orientalis; platan wschodni 14, 15, 17
Platismatia glauca; płucnik modry 163, 164
Platycis minuta 113, 118
Platydema dejeanii; zakłęsek dwurożek 110
Platylomalus complanatus 108
Platypodinae; wyrzyniki 62
Platyrhinus resinosus 98
Platysoma deplanatum 108, 118
Platysoma elongatum 118
Platysoma ferrugineum 118
Plecoptera; widelnice 94, 103
Plecotus auritus; gacek brunatny 81, 82, 83
Plecotus austriacus; gacek szary 83
Plegaderus caesus 112

Plegaderus dissectus 112
Plegaderus saucius 118
Pleurotus ostreatus; bocznik ostrygowaty 140*, 142
Pluteus; drobnoluszczyk 149
Poa nemoralis; wiechlina gajowa 135
Pocota personata 94
Podeonius acuticornis; płatkostopek ostrorogi 108, 113
Poecile rufescens; sikora brunatna 77
Pogonocherus hispidus; kozulka kolcokrywka 91*
Pohlia nutans; knotnik zwisły 133
Polygonatum multiflorum; kokoryczka wielokwiatowa 268
Polygraphus punctifrons; czterooczek leżaninowiec 118
Polypodiopsida; paprocie 58, 59, 175, 183
Polypodium vulgare; paprotka zwyczajna 134, 135
Polyporus squamosus; żagiew łuskowata 151, 154
Polytrichum juniperinum; płonnik jałowcowaty 133
Populus; topola 17, 25, 38, 39, 61, 187, 244
Populus alba; topola biała 14, 17
Populus nigra; topola czarna 14
Populus tremula; osika 12, 17, 29, 33, 34, 72, 92, 100, 138, 268
Populus tremuloides; topola osikowa 16
Porella platyphylla; parzoch szerokolistny 217
Postia minusculoides; miękoporek najmniejszy 154
Potamophilus acuminatus 103
Prionocyphon serricornis 23, 28*, 113
Prionus coriarius; dyląg garbarz 101*
Prionychus ater 113
Prionychus melanarius; drzeworodek próchniczak 110
Prokaryota; prokaryoty (organizmy bezjądrowe) 23
Procraerus tibialis 113
Prostomidae 110, 118
Prostomis mandibularis 110, 118
Protaetia marmorata; wepa marmurkowa 113
Protaetia metallica; kwietnica różówka 113
Protaetia speciosissima (aeruginosa); kwietnica okazała 47, 103, 113, 206, 207*
Protista; protisty 129
Protozoa; pierwotniaki 68, 95, 98, 117, 129, 166, 170
Protura; pierwogonki 89
Prunella modularis; pokrzywnica 75, 76, 77, 213
Prunus; czereśnia 17, 140, 198
Prunus cerasifera; śliwa ałycza 140, 152, 198
Pseudevernia furfuracea; mąklik otrębiasty 163, 164
Pseudocistela ceramboides 113
Pseudogaurotina excellens; sichrawa karpacka 38, 105, 111, 206, 209
Pseudohydnum gelatinosum; galaretek kolczasty 153
Pseudoscorpionida; zaleszczotki 89, 112
Pseudotsuga menziesii; dagleżja zielona 15, 17, 59, 75, 77, 172, 173
Psocoptera; gryzki 94
Ptenidium gressneri 112
Ptenidium turgidum 112
Pteridophyta; paprotniki 12, 183
Pterostichus quadrifoveolatus 98
Pteryngium crenatum 118
Ptiliidae; piórkoskrzydłe 103, 112
Ptilinus 23
Ptinidae; kołatkowate 23, 91, 92, 100, 103, 110, 113
Puma concolor; puma 82
Pycnomerus terebrans 23, 110, 113
Pycnoporellus alboluteus; pomarańczowiec bladeżółty 154, 160*, 170, 210, 215, 235*
Pycnoporellus fulgens; pomarańczowiec błyszczący 160*
Pyrus; grusza 17, 38, 134, 198
Pythidae; rozmiarogowate 118
Pytho abieticola; rozmiaróg świerkowy 110, 118
Pytho kolwensis; rozmiaróg kolweński 110, 117, 118, 119*, 206, 209*

Q

- Quedius brevicornis* 23
Quedius dilatatus; marga szerszeniówka 23, 112
Quedius infuscatus 108, 112
Quedius invreae 23
Quedius microps; marga krótkooka 113
Quedius ochripennis 23
Quedius truncicola 108, 113
Quedius xanthopus 23
Quercus; dąb 12, 14, 15, 16, 17, 22, 23, 26, 28, 33, 37, 38, 39, 40, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 58, 61, 62, 65, 70, 72, 73, 80, 90, 100, 102, 103, 104, 105, 112, 130, 132, 139, 140, 141, 142, 147, 150, 152, 153, 154, 161, 172, 173, 190, 195, 206, 219, 224, 232, 237, 244, 268
Quercus petraea; dąb bezszypułkowy 16, 17
Quercus robur; dąb szypułkowy 14, 16, 17, 72, 80, 152, 265

R

- Rana arvalis*; żaba moczarowa 68
Ranunculus ficaria; ziarnopłon wiosenny 268
Ranunculus lanuginosus; jaskier kosmaty 268
Ranunculus repens; jaskier rozłogowy 268
Raphidioptera; wielbłądki 94
Reptilia; gady 68–69, 106, 198, 206
Rhagium bifasciatum; rębacz dwupaskowy 92*
Rhamnus cathartica; szakłak pospolity 17
Rhamnusium bicolor; szczyrolotek dwubarwny 47, 111, 113
Rhaphuma gracilipes; tryk długoczułki 91*
Rhizophagidae 109
Rhizophagus brancsiki 109
Rhizophagus cribratus 113
Rhizophagus grandis 118
Rhodotus palmatus; żyłkowiec różowawy 211, 212*, 215
Rhopalocerus rondanii 110, 113
Rhyncolus reflexus 111
Rhyncolus sculpturatus; krócieniec urzeźbiony 118
Rhysodes sulcatus; zagłębek bruzdkowany 108, 118, 119*, 205, 206, 209, 216
Rhysodidae; zagłębkowate 108, 118
Rhysotritia duplicata 89
Ribes; porzeczka 38
Riccardia; lśniątka 130, 132
Riccardia latifrons; lśniątka szerokoplechowa 132
Riccardia palmata; lśniątka dłoniasta 132
Ripiphoridae; wachlarzykowate 23
Rodentia; gryzonie 75, 79, 80, 88, 139
Ropalopus ungaricus; węglarek klonowy 111
Rosaceae; różowate 252
Rosalia alpina; nadobnica alpejska 111, 206, 209, 239, 245, 247
Rotifera; wrotki 129
Rubus; malina 128, 134

S

- Salamandra salamandra*; salamandra plamista 68*, 69, 206
Salix; wierzba 22, 25, 38, 39, 46, 77, 103, 115, 129, 134, 139, 140, 172, 187, 244
Salix alba; wierzba biała 17
Salix caprea; wierzba iwa 17, 33, 72, 128
Salix fragilis; wierzba krucha 17
Salix pentandra; wierzba pięciopręcikowa 17
Salmo trutta m. *fario*; pstrąg potokowy 189, 190
Salmo trutta m. *lacustris*; troć jeziorowa 190, 191
Salmonidae; łososiowate 189, 190
Salpingidae; trąbiki 98
Sambucus nigra; bez czarny 17, 38, 152
Sambucus racemosa; bez koralowy 17, 38
Saperda punctata; rzemlik kropkowany 111
Sarcoporia polyspora; kruchomięsak ciemniejszy 154
Sarcoscypha austriaca; czarka austriacka 145, 146*, 211
Sarcoscypha coccinea; czarka szkarłatna 211

Saulcyella schmidtii 113
Scapania; skapanka 130
Scapania apiculata; skapanka spiczasta 132, 210
Scarabaeidae; poświętnikowate 65, 91, 92, 99, 103, 111, 112, 113, 207
Schizophyllum commune; rozszczepka pospolita 158*
Sciaridae; ziemiórkowate 63
Scirtidae; wyślizgowate 113
Sciurus vulgaris; wiewiórka 80, 161, 206
Scleroderma citrinum; tęgoskór cytrynowy 151
Scolytinae; korniki 39, 62, 91, 100, 113, 118, 239, 269
Scorpionida; skorpiony 89
Scraptia fuscula 113
Scraptiidae 103, 113
Scutellinia scutellata; włośniczka tarczowata 149*
Scydmaenus 23
Scydmaenus hellwigii 113
Scydmaenus perrisi 113
Segestria florentina 89
Semanotus undatus; tomanek świerkowy 118
Sepedophilus binotatus 108
Sequoia sempervirens; sekwoja wieczniezielona 15, 82
Sequoiadendron giganteum; mamutowiec olbrzymi 15, 16, 172
Serpentes; węże 206
Sesiidae; przeziernikowate 91
Sicista betulina; smużka leśna 81*
Sideroxylon; żelaznik 14
Sinodendron cylindricum; kostrzeń baryłkowaty 63
Siricidae; trzpiennikowate 91, 100
Sitta europaea; kowalik 75, 76, 180, 265
Sophora japonica; perełkowiec japoński 17
Sorbus aucuparia; jarząb pospolity 17, 134, 136, 152, 182, 222
Sorbus intermedia; jarząb szwedzki 17
Sorex araneus; ryjówka aksamitna 80
Sorex caecutiens; ryjówka średnia (białowieska) 80
Sorex longirostris; ryjówka mokradłowa 80
Sorex minutus; ryjówka malutka 80
Sorex trowbridgii; ryjówka dagleżjowa 80
Soricidae; ryjówkowate 80, 81
Soricini; ryjówki 80, 206
Sparassis crispa; siedzeń sosnowy (szmaciak gałęzisty) 211
Sparassis laminosa; siedzeń dębowy 140
Spermatophyta; rośliny nasienne 12
Sphaeriestes stockmanni 98
Sphecomyia vittata 94
Staphylinidae; kusakowate 23, 62, 91, 98, 103, 108, 112, 118
Staphylinus caesareus; kusak cesarek 64
Steganacarus carinatus 89
Stellaria holostea; gwiazdnica wielkokwiatowa 268
Stellaria nemorum; gwiazdnica gajowa 127, 128, 268
Stemonaria irregularis; paździolec zmienny 168
Stemonaria longa; paździolec wydłużony 168
Stephanopachys linearis 98*, 110
Stephanopachys substriatus 98, 110
Stephostethus alternans 118
Stephostethus pandellei 118
Stereocorynes truncorum 113
Stereum; skórniki 149, 155, 158
Stereum rugosum; skórniki pomarszczone 159
Stereum sanguinolentum; skórniki krwawiące 155
Sternodea baudii 217
Stictoleptura rubra; zmorsznik czerwony 62
Stictoleptura variicornis; zmorsznik białowieski 103, 111, 118, 206, 208*, 213
Strangalia attenuata; strangalia wysmukła 99*
Strangospora moriformis; stuziarnka guzkowata 163
Stratiomyidae; zmrózkowate 94
Strigiformes; sowy 75, 77, 88, 206, 265

Strix aluco; puszczyk 28*, 75, 76
Strix nebulosa; puszczyk mszarny 64, 75, 76, 213
Strix uralensis; puszczyk uralski 75, 76
Sturnus vulgaris; szpak 75, 76
Suillus grevillei; maślak żółty 138
Surnia ulula; sowa jarzębata 75
Sus scrofa; dzik 56, 58, 59, 80, 82, 86
Swietenia mahagoni; mahoniowiec właściwy 14
Symbiotes latus 118
Synchita separanda 110
Synchita variegata 113
Syrphidae; bzygowate 94, 95, 99, 100, 102

T

Tachyusida gracilis; hubczak pniakowy 108, 217
Tamiasciurus hudsonicus; sosnowiórka czerwona 75
Taxodium mucronatum; cypryśnik meksykański 15
Taxus baccata; cis pospolity 16, 17, 38
Tectona grandis; teczyna wyniosła 14
Temnostoma vespiforme; morsznica osowata 94*
Tenebrio opacus; mącznik ciemny 110, 113
Tenebrionidae; czarnuchowate 23, 62, 91, 103, 110, 111, 112, 113, 118
Tenebroides mauritanicus; ukrytek mauretański 113
Teredus cylindricus 109
Teredus opacus 109
Teretrius fabricii 23
Termes lucifugus 94
Tetrao urogallus; guszec 64, 222
Tetrapihis pellucida; czterożab przezroczysty 130, 132
Tetrastes bonasia; jarząbek 79
Tetratomidae 103, 110, 118
Thelocarpon laureri; siarczynka Laurera 163
Thelotrema lepadinum; puchlinka ząbkowana 217
Thoraxophorus corticinus; walgierz mrówkodrzewny 23, 108, 113
Thuja occidentalis; żywotnik zachodni 17
Thuja plicata; żywotnik olbrzymi 17
Thymalus limbatus 217
Thysanoptera; wciornastki 94
Tilia; lipa 12, 14, 16, 17, 33, 34, 61, 63, 103, 105, 112, 134, 153, 157, 245, 268
Tilia cordata; lipa drobnolistna 14, 265
Tilia platyphyllos; lipa szerokolistna 16
Tipula; koziulka 62
Tipulidae; koziulkowate 94, 100, 102
Tomentella; kutnerka 151
Tomentella bryophila; kutnerka jasnordzawa 139, 152*
Tomicus minor; cetyniec mniejszy 64
Tomicus piniperda; cetyniec większy 62
Tragosoma depsarium; gracz borowy 103, 111, 118, 206, 213
Trametes; wrośniak 149
Trametes pubescens; wrośniak miękkowłosy 160, 161*
Trametes suaveolens; wrośniak pachnący 149
Trametes versicolor; wrośniak różnobarwny 150*
Trapeliopsis flexuosa; szarek pogięty 163
Trapeliopsis glaucolepidea; krążniczka humusowa 165
Trapeliopsis granulosa; szarek gruzełkowany 163, 164
Tremella; trzęsak 155
Tremella aurantia; trzęsak pomarańczowy 155
Tremella encephala; trzęsak mózgowaty 155
Tremella foliacea; trzęsak listkowany 155, 158*
Trentepohlia; trentepolia 129*
Trichoferus pallidus; skrytoń dębowy 102*, 103
Trichoptera; chruściki 94, 102, 103, 189
Trinodes hirtus 113
Triplax collaris 109
Triplax elongata 109
Tritoma subbasalis 109

Triturus cristatus; traszka grzebieniasta 68, 206
Trogidae; modzelatkowate 23, 113
Troglodytes troglodytes; strzyżyk 76, 77*
Trogossitidae 103, 108, 113
Trox scaber 23, 113
Trypodendron lineatum; drwalnik paskowany 62
Tsuga; choina 17
Tsuga canadensis; choina kanadyjska 172, 180
Tubaria; trąbka 145
Tuber; trufla 139
Turdus; drozd 77
Turdus iliacus; drożdżik 76
Turdus merula; kos 75, 76, 213
Turdus philomelos; śpiewak 76
Tylopilus felleus; goryczak żółciowy 159

U

Ulmus; wiąz 44, 100, 102, 154
Ulmus glabra; wiąz górski 16, 17
Ulmus laevis; wiąz szypułkowy 14, 17
Ulmus minor; wiąz polny 17, 268
Uloma culinaris; czarnuch kuchenny 113
Umbelliferae; baldaszkowate 252
Upis ceramboides 171*
Upupa epops; dudek 76, 77
Urobovella ipidis 98
Ursus americanus; niedźwiedź czarny (baribal) 82
Ursus arctos; niedźwiedź brunatny 28, 82, 85
Urtica dioica; pokrzywa zwyczajna 127, 128, 135, 136, 268
Usnea; brodaczka 165

V

Vaccinium myrtillus; borówka czernica 14
Valgus hemipterus; krzywonóg półskrzydlak 113
Velleius dilatatus → p. *Quedius dilatatus*
Vespa; osa 23, 96
Vespa crabro; szerszeń 23, 46, 161, 226
Vespertilio murinus; mroczak posrebrzany 83
Viola reichenbachiana; fiołek leśny 134*, 268
Vipera berus; żmija zygzakowata 69
Viscum album; jemiola 199
Volvariella bombycina; pochwiak jedwabnikowy 154, 156*
Vulpes vulpes; lis 84

X

Xanthophyceae; różnowiciowce 129
Xerocomus badius; podgrzybek brunatny 151
Xeromphalina campanella; pniakówka dzwonekowata 152, 153
Xestobium austriacum 110
Xestobium rufovillosum; tykotek pstry (rudowłos) 113
Xorides alpestris 97*
Xylaria hypoxylon; próchnilec gałęzisty 150, 151*
Xylaria longipes; próchnilec długotrzonkowy 147, 150*
Xylaria polymorpha; próchnilec maczugowaty 150
Xyleborus; rozwiertek 62
Xylechinus pilosus; oszczecik jasny 118
Xylobolus frustulatus; drewnowiec popękany 150, 160, 161*, 170
Xylocopa valga; zadrzechnia czarnoroga 206
Xylophagus 95*
Xylophilus testaceus 109
Xylotrechus ibex; drzeworadek syberyjski 111

Z

Zamenis longissimus; wąż Eskulapa 69
Zoopagomycota; grzyby zwierzmorkowe 138
Zopheridae; gwozdnikowate 23, 103, 109, 113, 118

Skorowidz polskich nazw organizmów

Gwiazdką * oznaczono strony zawierające ilustrację danego taksonu.

A

abek zielonokrywek; *Abemus chloropterus* 108

amyłka oliwkowa; *Lecidella elaeochroma* 164

assapan północny; *Glaucomys sabrinus* 75

astrowate (d. złożone); *Asteraceae* 252

B

bakterie; *Bacteria* = *Bacteriophyta* 33, 57, 61, 63, 68, 95, 98, 129, 166, 174, 175, 185, 189, 198

baldaszkowate; *Umbelliferae* 252

balsa (ogorzałka wełnista); *Ochroma pyramidale* 14

baobab afrykański; *Adansonia digitata* 15

baribal → p. niedźwiedź czarny

bez czarny; *Sambucus nigra* 17, 38, 152

bez koralowy; *Sambucus racemosa* 17, 38

bezkregowce; *Invertebrata* 11, 22, 23, 38, 39, 41, 45, 46, 47, 48, 57, 59, 61, 62, 63, 65, 68, 80, 89-125, 129, 138, 162, 173, 174, 189, 202, 210, 216, 218, 226, 252, 263, 264

bezzlist okrywowy; *Buxbaumia viridis* 131, 132*, 210, 217

bezzlist zwyczajny; *Buxbaumia aphylla* 210

białoporek brzoźowy; *Piptoporus betulinus* 140, 142, 153

biegacz; *Carabus* 206

biegacz pomarszczony; *Carabus intricatus* 93*

biegacz urozmaicony; *Carabus variolosus* 205

biegaczowate; *Carabidae* 62, 91, 93, 98, 106

bielik; *Haliaeetus albicilla* 78

blarina południowa; *Blarina carolinensis* 80

bleskotkowate; *Chalcididae* 63

bluszcz pospolity; *Hedera helix* 14, 28*, 38, 135

bluszcz kurdybanek; *Glechoma hederacea* 135

blonkówki; *Hymenoptera* 63, 91, 100, 103, 105, 116

bocian czarny; *Ciconia nigra* 25, 28

boczniak ostrygowaty; *Pleurotus ostreatus* 140*, 142

bodziszek cuchnący; *Geranium robertianum* 126, 127, 134, 135

bogatek spiżowy; *Buprestis haemorrhoidalis* 118

bogatek wiejski; *Buprestis rustica* 62, 63*

bogatek wspianiały (Iśniący); *Buprestis splendens* 109, 118, 206, 207*, 209, 213

bogatka; *Parus major* 75, 76

bogatkowate; *Buprestidae* 62, 63, 91, 92, 96, 99, 100, 103, 109, 118, 172, 207, 213

borodziej próchnik; *Ergates faber* 91*, 206

borowiec leśny (borowiaczek); *Nyctalus leisleri* 23, 81, 83

borowiec olbrzymi; *Nyctalus lasiopterus* 83

borowiec wielki; *Nyctalus noctula* 23, 81, 83

borowik ceglastopory; *Boletus erythropus* 139

borówka czernica; *Vaccinium myrtillus* 14

bóbr; *Castor fiber* 23, 27, 29, 31, 42, 48, 56, 57, 82, 86, 189, 190, 191

brodaczka; *Usnea* 165

brudnica mniszka; *Lymantria monacha* 133

brunatka Schaerera; *Buellia schaereri* 164

brzdkowiec Morozowa; *Pityophthorus morosovi* 118
brzoza; *Betula* 12, 25, 26, 33, 34, 61, 94, 100, 103, 134, 138, 147, 151, 152, 153, 154, 155, 172, 268
brzoza brodawkowata; *Betula pendula* 17, 152
brzoza omszona; *Betula pubescens* 17, 152
buk zwyczajny; *Fagus sylvatica* 12, 16, 17, 18, 22, 26, 27, 32, 35, 37, 38, 39, 43, 61, 95, 103, 112, 126, 127, 130, 132, 133, 136, 139, 140, 144, 147, 148, 152, 154, 158, 159, 172, 195, 202, 203, 204, 205, 211, 212, 216, 217, 219, 224, 225, 237, 239, 253, 258, 259
bzygowate; *Syrphidae* 94, 95, 99, 100, 102

C

capoń osikowy; *Leiopus punctulatus* 100*
cetyniec mniejszy; *Tomicus minor* 64
cetyniec większy; *Tomicus piniperda* 62
chlorówka drobna; *Chlorociboria aeruginascens* 145*
choina; *Tsuga* 17
choina kanadyjska; *Tsuga canadensis* 172, 180
chrobotek; *Cladonia* 164, 165, 170, 204
chrobotek cienki; *Cladonia macilenta* 164, 165
chrobotek Floerkego; *Cladonia floerkeana* 165
chrobotek gronkowaty; *Cladonia botrytes* 165
chrobotek leśny; *Cladonia arbuscula* 164
chrobotek otwarty; *Cladonia cenotea* 165
chrobotek palczasty; *Cladonia digitata* 165
chrobotek reniferowy; *Cladonia rangiferina* 164
chrobotek szydlasty; *Cladonia coniocraea* 165*
chromisty; *Chromista* 129
chruściki; *Trichoptera* 94, 102, 103, 189
chryzofity; *Chrysophyta* 129
chrząszcze; *Coleoptera* 12, 23, 25, 28, 38, 41, 62, 63, 89, 90, 91, 92, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 105, 106, 107, 108-111, 112-113, 114, 116, 117, 118, 119, 162, 163, 171, 172, 173, 189, 206, 207, 208, 210, 213, 216, 217, 220, 223, 245
ciemnik czarny; *Melanophila acuminata* 98, 172
ciemnoskórnik północny; *Boreostereum radiatum* 160
ciołek matowy; *Dorcus parallelipipedus* 113, 206
cis pospolity; *Taxus baccata* 16, 17, 38
cisawkowate; *Alleculinae* 91
ciżmówka; *Crepidotus* 149
cyprys patagoński; *Fitzroya cupressoides* 16
cyprysik; *Chamaecyparis* 17
cypryśnik meksykański; *Taxodium mucronatum* 15
czarka austriacka; *Sarcoscypha austriaca* 145, 146*, 211
czarka szkarłatna; *Sarcoscypha coccinea* 211
czarna jagoda → p. borówka czernica
czarnogłówka (sikora czarnogłówka); *Parus montanus* 75, 76
czarnuch kuchenny; *Uloma culinaris* 113
czarnuchowate; *Tenebrionidae* 23, 62, 91, 103, 110, 111, 112, 113, 118
czartawa drobna; *Circaea alpina* 135, 136
czasznik modrozielony; *Icmadophila ericetorum* 163, 170
czeremcha zwyczajna; *Padus avium* 17, 152
czereśnia; *Prunus* 17, 140, 198
czernidłak; *Coprinus* 148*
czerwikowate; *Ciidae* 103, 110, 118
czosnek niedźwiedzi; *Allium ursinum* 183
czteroooczek leżaninowiec; *Polygraphus punctifrons* 118
czteroząb przezroczysty; *Tetraxis pellucida* 130, 132
czubatka (sikora czubatka); *Parus cristatus* 76, 77, 219
czubek; *Lophozia* 130
czubek długozębny; *Lophozia longidens* 132, 210
czubek wzniesiony; *Lophozia ascendens* 131
czworolist; *Paris quadrifolia* 268
czyreń; *Phellinus* 142
czyreń czarnoliniowy; *Phellinus nigrolimitatus* 131
czyreń ciemnordzawy; *Phellinus ferrugineofuscus* 154
czyreń dębowy; *Phellinus robustus* 139*, 153, 161
czyreń ogniowy; *Phellinus igniarius* 112, 139
czyreń sosnowy; *Phellinus pini* 139, 142, 153

D

- daglezja zielona; *Pseudotsuga menziesii* 15, 17, 59, 75, 77, 172, 173
darniówka zwyczajna; *Microtus subterraneus* 80
dąb; *Quercus* 12, 14, 15, 16, 17, 22, 23, 26, 28, 33, 37, 38, 39, 40, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 58, 61, 62, 65, 70, 72, 73, 80, 90, 100, 102, 103, 104, 105, 112, 130, 132, 139, 140, 141, 142, 147, 150, 152, 153, 154, 161, 172, 173, 190, 195, 206, 219, 224, 232, 237, 244, 268
dąb bezszypułkowy; *Quercus petraea* 16, 17
dąb szypułkowy; *Quercus robur* 14, 16, 17, 72, 80, 152, 265
dąbrowiec samotnik; *Akimerus schaefferi* 90*, 111, 206
dąbrówka rozłogowa; *Ajuja reptans* 268
dereniak klonowy; *Leioderes kollari* 91*
dereń; *Cornus* 38
dębosz żukowaty; *Aesalus scarabaeoides* 23, 63, 111
dorzutka robakowata; *Perichaena vermicularis* 168
dorzutka złotawa; *Perichaena chrysosperma* 168
drapieżne; *Carnivora* 71, 79, 80, 82, 84, 85, 88, 181
drewniak; *Hypoxylon* 147
drewniak pierzasty; *Hypoxylon howeanum* 146
drewniak szkarłatny; *Hypoxylon fragiforme* 146, 147*
drewnowiec popękany; *Xylobolus frustulatus* 150, 160, 161*, 170
drobnołuszczak; *Pluteus* 149
drozd; *Turdus* 77
drozd śpiewak → p. śpiewak
drożdżik; *Turdus iliacus* 76
drwalnik paskowany; *Trypodendron lineatum* 62
drwionkowate; *Lymexylidae* 62, 91, 100, 103, 118
drzewo kamforowe; *Cinnamomum camphora* 15
drzeworadek syberyjski; *Xylotrechus ibex* 111
drzeworodek próchniczak; *Prionychus melanarius* 110
dudek; *Upupa epops* 76, 77
dwustronek jasny; *Plagiothecium laetum* 132
dwustronek zgęstolisty; *Plagiothecium curvifolium* 132
dyląg garbarz; *Prionus coriarius* 101*
dzier włochatek; *Harpalus (Pseudoophonus) rufipes* 64
dzięcioł biało grzbiety; *Dendrocopos leucotos* 29*, 47, 70, 71*, 72, 73, 75, 76, 79, 88, 205, 213, 214, 218
dzięcioł białoszyi; *Dendrocopos syriacus* 70, 76, 77
dzięcioł czarny; *Dryocopus martius* 28*, 47, 64, 70, 72, 73, 75, 76, 77, 265
dzięcioł duży; *Dendrocopos major* 70*, 71, 73, 75, 76, 265
dzięcioł różowoszyi; *Colaptes auratus* 75
dzięcioł smugoszyi; *Dryocopus pileatus* 75
dzięcioł średni; *Dendrocoptes medius* 70, 71*, 72, 73, 75, 76
dzięcioł trójpalczasty; *Picoides tridactylus* 39, 70, 71*, 72, 73, 75, 76, 78*, 79, 88, 214, 218, 222
dzięcioł zielonosiwy; *Picus canus* 70*, 72, 76
dzięcioł zielony; *Picus viridis* 70, 73, 76, 77
dzięciołek; *Dryobates minor* 70, 71*, 72, 73, 76
dzięcioły; *Picidae* 12, 22, 23, 24, 27, 39, 58, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 78, 79, 80, 81, 88, 98, 116, 117, 196, 206, 217, 235, 265, 266
dzięciur czerwono brzuchy; *Melanerpes carolinus* 75
dzięciur różowo brzuchy; *Melanerpes lewis* 72
dzik; *Sus scrofa* 56, 58, 59, 80, 82, 86
dżdżownice; *Lumbricidae* 62, 63, 64, 89, 183, 264

E

- eukaliptus; *Eucalyptus* 15, 218
eukaliptus królewski; *Eucalyptus regnans* 15
eukaliptus różnobarwny; *Eucalyptus diversicolor* 15

F

- fiołek leśny; *Viola reichenbachiana* 134*, 268
flagowiec olbrzymi → p. wachlarzowiec olbrzymi

G

- gacek brunatny; *Plecotus auritus* 81, 82, 83
gacek szary; *Plecotus austriacus* 83
gady; *Reptilia* 68-69, 106, 198, 206

gajowiec żółty; *Lamiastrum galeobdolon* 128, 268
 galaretek kolczasty; *Pseudohydnum gelatinosum* 153
 gałązkowiec różnolistny; *Callicladium haldanianum* 130
 gągoł; *Bucephala clangula* 76, 195
 gąsienicznikowate; *Ichneumonidae* 63, 97
 glediczya → p. iglicznia
 glewiki; *Anthocerotophyta* 12
 glistnik jaskółcze ziele; *Chelidonium majus* 134
 glony; *Algae* 126, 129, 198
 gładysz paprociowaty; *Homalia trichomanoides* 132, 210
 głowiak; *Cephalozia* 130, 133
 głowiak łańcuszkowaty; *Cephalozia catenulata* 132, 210
 głóg; *Crataegus* 17
 głuszec; *Tetrao urogallus* 64, 222
 gmachówka; *Camponotus* 58, 70, 93*
 gmatwek; *Daedalea* 150
 gmatwek dębowy; *Daedalea quercina* 153
 gmatwica chropowata; *Daedaleopsis confragosa* 149
 gniliłowate; *Histeridae* 23, 108, 112, 118
 goleńczyk szczupły; *Dirrhagofarsus attenuatus* 92*, 109
 goleńczykowate; *Eucnemidae* 91, 92, 109, 111, 113, 118
 goryczak żółciowy; *Tylopilus felleus* 159
 grab pospolity; *Carpinus betulus* 12, 14, 17, 25, 26, 29, 30, 33, 34, 38, 61, 63, 73, 92, 100, 105, 129, 134, 147, 152, 183, 219, 265, 268
 gracz borowy; *Tragosoma depsarium* 103, 111, 118, 206, 213
 granicznik płucnik; *Lobaria pulmonaria* 163, 217
 granicznik tarczownicowy; *Lobaria scrobiculata* 163, 170
 gronianka liliowa; *Badhamia lilacina* 168
 gronostaj; *Mustela erminea* 84
 groszek wiosenny; *Lathyrus vernus* 268
 grusza; *Pyrus* 17, 38, 134, 198
 gruzełek cynobrowy; *Nectria cinnabarina* 146
 gryzki; *Psocoptera* 94
 gryzonie; *Rodentia* 75, 79, 80, 88, 139
 grzybiec; *Bolitophagus reticulatus* 112
 grzybinkowate; *Leiodidae* 103, 108, 112, 118
 grzybomirek ciemny; *Mycetochara obscura* 110, 118
 grzybomirek żółtopłam; *Mycetochara flavipes* 113
 grzybotocz wielopunktowy; *Lordithon speciosus* 108
 grzybówka; *Mycena* 145, 151
 grzybówka alkaliczna; *Mycena stipata* 146*
 grzyby; *Fungi* 10, 11, 12, 14, 22, 23, 24, 26, 27, 29, 30, 31, 32, 33, 35, 37, 38, 39, 40, 41, 45, 52, 53, 56, 57, 58, 59, 61, 62, 63, 64, 66, 68, 73, 74, 80, 82, 89, 92, 95, 96, 98, 99, 102, 103, 106, 114, 116, 117, 125, 126, 129, 131, 138-162, 163-166, 168, 170, 171, 174, 175, 179, 180, 181, 182, 185, 189, 195, 198, 201, 202, 206, 210, 211, 214, 215, 216, 219, 223, 224, 232, 234, 235, 237, 250, 252, 263, 266, 267, 269
 grzyby pleśniakowe; *Mucoromycota* 138
 grzyby podstawkowe; *Basidiomycota* 138, 142, 146, 147, 149, 150, 151, 159, 170
 grzyby skoczkowe; *Chytridiomycota* 138
 grzyby workowe; *Ascomycota* 138, 142, 146, 147, 150, 151
 grzyby zlichenizowane → p. porosty
 grzyby zwierzmorkowe; *Zoopagomycota* 138
 grzywacz; *Columba palumbus* 213
 gwajakowiec; *Guaiacum officinale* 14
 gwiazdnica gajowa; *Stellaria nemorum* 127, 128, 268
 gwiazdnica wielkokwiatowa; *Stellaria holostea* 268
 gwiazdoząb rdzawy; *Asterodon ferruginosus* 154
 gwoźdnikowate; *Zopheridae* 23, 103, 109, 113, 118

H

hebanowiec; *Diospyros* 14
 hubczak pniakowy; *Tachyusida gracilis* 108, 217
 hubiak pospolity; *Fomes fomentarius* 103, 112, 140, 142, 144*, 151, 154, 155*, 158*
 hurma hebanowa; *Diospyros ebenum* 14
 hurtnica pospolita; *Lasius niger* 62, 64
 hurtnica wstydliva; *Lasius brunneus* 23

I

iglicznia (gledicja) trójcierniowa; *Gleditsia triacanthos* 17
irga; *Cotoneaster* 38
iwa → p. wierzba iwa

J

jabłoń; *Malus* 17, 38, 152, 198
jałowiec pospolity; *Juniperus communis* 17
jamczatka wielkopora; *Datronia mollis* 159
jamkóweczka blaszkowoząbkowa; *Antrodiella foliaceodentata* 160
jamkówka bawełniana; *Antrodia gossypium* 150
jamkówka białobrzazowa; *Antrodia albobrunnea* 210, 215
jarząb pospolity; *Sorbus aucuparia* 17, 134, 136, 152, 182, 222
jarząb szwedzki; *Sorbus intermedia* 17
jarząbek; *Tetrastes bonasia* 79
jarzębina → p. jarząb pospolity
jaskier kosmaty; *Ranunculus lanuginosus* 268
jaskier rozłogowy; *Ranunculus repens* 268
jaszczurka; *Lacerta* 69, 206
jawor; *Acer pseudoplatanus* 12, 16, 17, 205
jeleniak; *Elaphomyces* 139
jeleń; *Cervus elaphus* 29, 41, 79, 80, 180, 185, 269
jelonek rogacz; *Lucanus cervus* 206, 209
jelonkowate; *Lucanidae* 23, 63, 91, 100, 111, 113, 118
jemioła; *Viscum album* 199
jenot; *Nyctereutes procyonoides* 82, 84, 213
jerzyk; *Apus apus* 75, 76, 213, 265
jesion; *Fraxinus* 12, 16, 61, 105, 119, 130, 140, 204, 224, 225, 268
jesion wyniosły; *Fraxinus excelsior* 16, 17, 35, 103, 265
jeżolist zwyczajny; *Antitrichia curtispindula* 129*, 132, 210
jętki; *Ephemeroptera* 94, 102, 189
jodła górską; *Abies lasiocarpa* 180
jodła olbrzymia; *Abies grandis* 82
jodła pospolita; *Abies alba* 15, 16, 17, 18, 27, 28, 35, 82, 85, 148, 153, 172, 176, 206, 219, 258
jodłownica górską; *Bondarzewia mesenterica* 153*, 219

K

kapturkowate; *Bostrichidae* 23, 98, 103, 110
karlik drobny; *Pipistrellus pygmaeus* 81, 82, 83
karlik malutki; *Pipistrellus pipistrellus* 83
karlik większy; *Pipistrellus nathusii* 81, 82, 83
karmazynkowate; *Lycidae* 108, 113, 118, 119
kartonówka zwyczajna; *Lasius fuliginosus* 23
kasztan jadalny; *Castanea sativa* 16, 44
kasztanowiec zwyczajny; *Aesculus hippocastanum* 17, 100
kawka; *Corvus monedula* 76
kazuaryna; *Casuarina* 14
kisielnica trzoneczkowata; *Exidia glandulosa* 154*
klon; *Acer* 12, 17, 61, 91, 134, 140, 154, 167, 173, 268
klon polny; *Acer campestre* 17
klon zwyczajny; *Acer platanoides* 17, 45, 46
knotnik zwisty; *Pohlia nutans* 133
koala; *Phascolarctos cinereus* 218
kobielatkowate; *Anthrribidae* 91, 98, 103
kobiernik Arnolda; *Parmotrema arnoldii* 217
kokoryczka wielokwiatowa; *Polygonatum multiflorum* 268
kolcoszyjek sprężykowy; *Cerophytum elateroides* 109
kołatkowate; *Ptinidae* 23, 91, 92, 100, 103, 110, 113
kominiarczyk szarobrzuchy; *Chaetura vauxi* 75
konarek tajgowy; *Phryganophilus ruficollis* 110, 118, 206, 207*, 209
konwalijska dwulistna; *Maianthemum bifolium* 128, 268
kopytnik pospolity; *Asarum europaeum* 268
korniczek Starka; *Orthotomicus starki* 117, 118
kornik drukarz; *Ips typographus* 35, 53, 61, 78, 79, 98, 114, 115, 116*, 117, 120, 125, 220, 221, 222, 223, 224, 225, 239, 269
kornik ostrozębny; *Ips acuminatus* 117, 199

korniki; *Scolytinae* 39, 62, 91, 100, 113, 118, 239, 269
 korowcowate; *Aradidae* 91
 korzeniowiec wieloletni; *Heterobasidion annosum* 114, 142, 223
 kos; *Turdus merula* 75, 76, 213
 kostrzeń barylkwaty; *Sinodendron cylindricum* 63
 kosztatka leśna; *Dryomys nitedula* 80
 kowalik; *Sitta europaea* 75, 76, 180, 265
 kowalina dębowa; *Lacon querceus* 23, 103, 108, 113
 kowalina łuskoskrzydła; *Lacon lepidopterus* 108, 113, 118, 216, 217
 kozioróg bukowiec; *Cerambyx scopolii* 206
 kozioróg dębosz; *Cerambyx cerdo* 27, 28*, 47, 103, 104*, 111, 206, 208*, 209
 koziołka; *Tipula* 62
 koziołkowate; *Tipulidae* 94, 100, 102
 kozulka kolcokrywka; *Pogonocherus hispidus* 91*
 koźlarz; *Leccinum* 138
 kózkowate; *Cerambycidae* 62, 90, 91, 92, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 111, 112, 113, 118, 208, 213
 kraska; *Coracias garrulus* 76, 77, 88
 krasnopróchniak długoczułki; *Hesperus rufipennis* 23, 108
 krążniczka gruzelkowata; *Lecidea granulosa* 164, 165
 krążniczka humusowa; *Trapeliopsis glaucolepidea* 165
 kreozotowy krzew; *Larrea tridentata* 16
 krętogłów; *Jynx torquilla* 70, 73, 76, 77
 krocionogi; *Julidae* 89
 krócień urzeźbiony; *Rhyncolus sculpturatus* 118
 krótkosz rowowy; *Brachytheceium salebrosum* 130
 kruchniczka sosnowa; *Nothorhina muricata* 103, 111
 kruchomięsak ciemniejszy; *Sarcoporia polyspora* 154
 kruszczyca złotawka; *Cetonia aurata* 113
 kruszyna pospolita; *Frangula alnus* 17
 krużynka czarniawa; *Micarea melaena* 164
 krużynka gronkowata; *Micarea elachista* 163
 krzywonóg półskrzydlak; *Valgus hemipterus* 113
 krzywoząb podsadnikowy; *Anacamptodon splachnoides* 132, 210
 kubek prążkowany; *Cyathus striatus* 151*
 kuczmany; *Ceratopogonidae* 100
 kuna amerykańska; *Martes americana* 82, 85
 kuna leśna; *Martes martes* 82, 84, 85, 213
 kusak cezarek; *Staphylinus caesareus* 64
 kusakowate; *Staphylinidae* 23, 62, 91, 98, 103, 108, 112, 118
 kusokrywka wiązowa; *Necydalis ulmi* 111
 kustrzebka drobnotrzonowa; *Peziza micropus* 149
 kutnerka; *Tomentella* 151
 kutnerka jasnordzawa; *Tomentella bryophila* 139, 152*
 kwiatomir boreusz; *Pachyta lamed* 111
 kwiatomir czteroplamy; *Pachyta quadrimaculata* 102*
 kwiatówka karminowa; *Nivellia sanguinosa* 111
 kwietnica okazała; *Protaetia speciosissima (aeruginosa)* 47, 103, 113, 206, 207*
 kwietnica różówka; *Protaetia metallica* 113

L

lakownica; *Ganoderma* 150
 lakownica spłaszczona; *Ganoderma applanatum* 144*, 162*
 leszczyna; *Corylus avellana* 14, 17, 29, 268
 leszczyna turecka; *Corylus colurna* 17
 leśniak cienisty; *Hylociastrium umbratum* 130
 lilia złotogłów; *Lilium martagon* 268
 limba; *Pinus cembra* 17
 lipa; *Tilia* 12, 14, 16, 17, 33, 34, 61, 63, 103, 105, 112, 134, 153, 157, 245, 268
 lipa drobnolistna; *Tilia cordata* 14, 265
 lipa szerokolistna; *Tilia platyphyllos* 16
 lipnik lepki; *Holwaya mucida* 146, 147, 153, 157*, 211
 lis; *Vulpes vulpes* 84
 lizak leśny; *Gyrophana nitidula* 108, 118
 lśniątka; *Riccardia* 130, 132
 lśniątka dłoniasta; *Riccardia palmata* 132
 lśniątka szerokoplechowa; *Riccardia latifrons* 132

Ł

łada Jelskiego; *Lasconotus jelskii* 109, 117, 118
łasica; *Mustela nivalis* 82, 84, 85*, 213
łososiowate; *Salmonidae* 189, 190
łoś; *Alces alces* 27, 180
łowikowate; *Asilidae* 62, 94, 95
łukowiec śląski; *Herzogiella seligeri* 130, 132
łuskiewnik różowy; *Lathraea squamaria* 268
łuskolist; *Lepidozia* 130
łuskwiak; *Pholiota* 149
łuskwiak nastroszony; *Pholiota squarrosa* 149*
łuskwiak włóknistołuskowaty; *Pholiota heteroclita* 211
łuszczak zmienny; *Kuehneromyces mutabilis* 154, 159*
łyszczynkowate; *Nitidulidae* 23, 91, 103, 118

M

magnolia drzewiasta; *Magnolia acuminata* 17
mahoniowiec właściwy; *Swietenia mahagoni* 14
malina; *Rubus* 128, 134
mamutowiec olbrzymi; *Sequoiadendron giganteum* 15, 16, 172
marga krótkooka; *Quedius microps* 113
marga szerszeniówka; *Quedius dilatatus* 23, 112
maślak żółty; *Suillus grevillei* 138
maślanka wiązkowa; *Hypholoma fasciculare* 155
maworek siarkowy; *Physarum sulphureum* 168
mazurek; *Passer montanus* 76
mącznik ciemny; *Tenebrio opacus* 110, 113
mąkla tarniowa; *Evernia prunastri* 164*
mąklik otrębiasty; *Pseudevernia furfuracea* 163, 164
mchy; *Bryophyta* 12, 39, 58, 59, 64, 126, 127, 129, 130–133, 134, 137, 149, 150, 158, 159, 175, 210, 213, 214, 215, 217, 262, 264
meszek; *Jungermannia* 130
meszek językolistny; *Jungermannia leiantha* 131
męszelkowate; *Braconidae* 63
miazgowiec; *Lyctus* 23
miechera Bessera; *Neckera besseri* 132, 210
miechera kędzierzawa; *Neckera crispa* 132, 210
miechera pierzasta; *Neckera pennata* 132, 210
miechera spłaszczona; *Neckera complanata* 132, 210
miechera wysmukła; *Neckera pumila* 132, 213
miedziak sosnowiec; *Chalcophora mariana* 62, 64
mięczaki; *Mollusca* 89, 125, 189, 198, 218
miękkoporek najmniejszy; *Postia minusculoides* 154
miękuszcza szafrańowy; *Hapalopilus croceus* 150
miłorząb; *Ginkgo biloba* 17
misecznica wierzbowia; *Lecanora saligna* 164
mleczaj kamforowy; *Lactarius camphoratus* 151
mleczaj rydz; *Lactarius deliciosus* 138
mleczaj świerkowy; *Lactarius deterrimus* 139
modraszka; *Parus caeruleus* 75, 76
modrzew; *Larix* 17, 138, 153, 165, 211, 219
modrzew europejski; *Larix decidua* 16
modrzew zachodni; *Larix occidentalis* 75
modrzewnik → p. pniarek lekarski
modzelatkowate; *Trogidae* 23, 113
mopek zachodni; *Barbastella barbastellus* 81, 82, 83, 205
morsznica osowata; *Temnostoma vespiforme* 94*
motyle; *Lepidoptera* 91, 94, 103, 180
mroczak posrebrzany; *Vespertilio murinus* 83
mroczek pozłocisty; *Eptesicus nilssonii* 83
mroczek późny; *Eptesicus serotinus* 83
mrówki; *Formicidae* 23, 58, 62, 63, 70, 73, 91, 93, 96, 136, 161
mszaki 58, 59, 126, 130, 132, 133, 137, 163, 217
muchołówka białoszyja; *Ficedula albicollis* 75, 76, 88, 195
muchołówka mała; *Ficedula parva* 75, 76, 77, 88, 195, 204*
muchołówka szara; *Muscicapa striata* 75, 76, 77, 195

muchołówka żałobna; *Ficedula hypoleuca* 75, 76, 195
muchomor; *Amanita* 139
muchówki; *Diptera* 23, 25, 62, 63, 94, 95, 100, 102, 103, 105, 112, 114, 162
mylia Taylora; *Mylia taylorii* 133
mysz leśna; *Apodemus flavicollis* 81*
myszak bawełniany; *Peromyscus gossypinus* 81
myszołów; *Buteo buteo* 213

N

nadobnica alpejska; *Rosalia alpina* 111, 206, 209, 239, 245, 247
nakwiecień pniowy; *Brachyopa dorsata* 102
nakwiecień sokowiec; *Brachyopa scutellaris* 102
nakwiecień żółtawy; *Brachyopa panzeri* 102
natorfek nagi; *Odontoschisma denudatum* 210
nerecznica krótkoostna; *Dryopteris carthusiana* 128
nerecznica samcza; *Dryopteris filix-mas* 268
nicienie; *Nematoda* 89, 98, 117, 125, 129, 218
niecierpek pospolity; *Impatiens noli-tangere* 126, 135
nieczuja słońcówka; *Criorhina floccosa* 94
niedźwiedź brunatny; *Ursus arctos* 28, 82, 85
niedźwiedź czarny (baribal); *Ursus americanus* 82
nietoperze; *Chiroptera* 12, 23, 40, 79, 81, 82, 83, 85, 88, 161, 206, 213
niszczyca; *Gloeophyllum* 150
niszczyca anyżkowa; *Gloeophyllum odoratum* 153, 154*
nocek Alkatoe; *Myotis alcathoe* 83
nocek Brandta; *Myotis brandtii* 83, 213
nocek łydkowłosy; *Myotis dasycneme* 83
nocek Natterera; *Myotis nattereri* 82, 83
nocek rudy; *Myotis daubentonii* 83
norka amerykańska; *Mustela vison* 84
nornica amerykańska; *Clethrionomys gapperi* 80
nornica kalifornijska; *Clethrionomys californicus* 80
nornica ruda; *Clethrionomys glareolus* 80, 81, 82*
nowellia krzywolistna; *Nowellia curvifolia* 132, 133, 210, 217
nurogęś (tracz nurogęś); *Mergus merganser* 76, 77

O

obumierkowate; *Monotomidae* 113, 118
ochotkowate; *Chironomidae* 102, 103
oczlik Notarisa; *Cyphelium notarisii* 163
ogorzalka wełnista → p. balsa
olcha → p. olsza
oliwka europejska; *Olea europaea* 16
olsza; *Alnus* 12, 25, 26, 73, 92, 94, 103, 132, 151, 175, 176, 204, 205, 244, 258, 268
olsza czarna; *Alnus glutinosa* 17, 152, 265
olsza szara; *Alnus incana* 17
omomiłkowate; *Cantharidae* 113
opieńka; *Armillaria* 80, 114, 155*, 156
opieńka ciemna; *Armillaria ostoyae* 155, 156*
opiętek białowieski; *Agrilus pseudocyaneus* 92*, 213
opiętek dwuplamkowy; *Agrilus biguttatus* 63
orszelina szara; *Clethra barbinervis* 180
orzech; *Juglans* 17
orzeł przedni; *Aquila chrysaetos* 64
orzysznicza; *Muscardinus avellanarius* 80, 81
osa; *Vespa* 23, 96
osika; *Populus tremula* 12, 17, 29, 33, 34, 72, 92, 100, 138, 268
ostria; *Ostrya* 14
osuszkowate; *Elmidae* 102, 103
oszczecik jasny; *Xylechinus pilosus* 118
owadożerne; *Insectivora* 79, 88
owady; *Insecta* 10, 12, 14, 22, 23, 24, 27, 31, 32, 33, 35, 37, 39, 41, 42, 44, 45, 53, 54, 56, 57, 59, 61, 62, 63, 66, 70, 73, 78, 89, 91, 94, 95, 96, 98, 99, 100, 102, 103, 105, 106, 107, 112, 114, 115, 116, 117, 125, 126, 138, 156, 158, 171, 174, 181, 182, 194, 198, 199, 212, 217, 218, 219, 220, 221, 222, 224, 235, 239, 247, 250, 251, 252, 263, 264, 269
ozorek dębowy; *Fistulina hepatica* 140, 142*, 150, 152, 153, 170

P

- pacznica próchniczka; *Osmoderma barnabita* 41, 47, 103, 111, 112, 113, 206*, 207, 209, 213, 219, 239
- padalec; *Anguis fragilis* 69
- pająki; *Araneae* 89, 161, 264
- pajęczaki; *Arachnida* 62, 89, 117, 125, 218
- palisander; *Dalbergia* 14
- palotocz mostowy (wierciel nadmorski); *Nacerdes melanura* 103, 113
- pałecznik jasny; *Calicium glaucellum* 163, 164
- paprocie; *Polypodiopsida* 58, 59, 175, 183
- paprotka zwyczajna; *Polypodium vulgare* 134, 135
- paprotniki; *Pteridophyta* 12, 183
- pareczniki; *Chilopoda* 89
- parrocja; *Parrotia* 14
- parzoch szerokolistny; *Porella platyphylla* 217
- paskówka tatrzańska; *Cornumutila lineata* 111
- paśnik niszczyciel; *Plagionotus detritus* 62
- pawężnica chropawa; *Calitys scabra* 108
- pawężnica psia; *Peltigera canina* 164
- pawężnik kniejak; *Peltis grossa* 108, 118, 216, 217
- pawężnik rdzawy; *Peltis ferruginea* 113
- pawężnikowate; *Peltidae* 103, 113, 118
- pazurnice; *Onychophora* 89
- paździorecznik wydłużony; *Stemonaria longa* 168
- paździorecznik zmienny; *Stemonaria irregularis* 168
- pełzacz leśny; *Certhia familiaris* 76
- pełzacz ogrodowy; *Certhia brachydactyla* 76
- perłkowiec japoński; *Sophora japonica* 17
- perłówka jednokwiatowa; *Melica uniflora* 136
- piersienice; *Annelida* 89, 125
- pierwogonki; *Protura* 89
- pierwotniaki; *Protozoa* 68, 95, 98, 117, 129, 166, 170
- piestrak; *Choireomyces* 139
- pilchy → p. popielicowate
- pilnicznik fiołkowy; *Limoniscus violaceus* 23, 108, 209
- piórkoskrzydłe; *Ptiliidae* 103, 112
- platan wschodni; *Platanus orientalis* 14, 15, 17
- pleszka; *Phoenicurus phoenicurus* 64, 76, 77, 79
- pluskwiaki; *Hemiptera* 105
- pluskwiaki różnoskrzydłe; *Heteroptera* 91
- plaskogłów borowy; *Dadobia immersa* 118
- plaskolist lśniący; *Hookeria lucens* 132, 217
- plaskotka rozlana; *Parmeliopsis ambigua* 164
- plaskowiak dębowy; *Phymatodes pusillus* 102*
- plaszczeniec marszczony; *Buckiella undulata* 133
- płatkostopek ostrorogi; *Podeonius acuticornis* 108, 113
- plazy; *Amphibia* 68–69, 106, 189, 198, 206, 218
- plonnik jałowcowaty; *Polytrichum juniperinum* 133
- plózik różnolistny; *Lophocolea heterophylla* 132, 133
- plóziki; *Lophocolea* 130
- plózikowiec tarczkaty; *Harpanthus scutatus* 132, 210
- plucnik modry; *Platismatia glauca* 163, 164
- pniańkowiec piłkorożny; *Calopus serraticornis* 113
- pniańkówka dzwonkowata; *Xeromphalina campanella* 152, 153
- pniańrek; *Fomitopsis* 28, 150
- pniańrek (modrzewnik) lekarski; *Fomitopsis officinalis* 153, 211*, 219
- pniańrek obrzeżony; *Fomitopsis pinicola* 131*, 140, 141*, 144*, 151
- pniańrek różowy; *Fomitopsis rosea* 131, 153*, 170
- pochwiak jedwabnikowy; *Volvariella bombycina* 154, 156*
- podagrycznik pospolity; *Aegopodium podagraria* 268
- podgrzybek brunatny; *Xerocomus badius* 151
- podkorowiec świerkowiec; *Olisthaerus substriatus* 108, 118
- pokrzywa zwyczajna; *Urtica dioica* 127, 128, 135, 136, 268
- pokrzywnica; *Prunella modularis* 75, 76, 77, 213
- pomarańczowiec bladożółty; *Pycnoporellus alboluteus* 154, 160*, 170, 210, 215, 235*
- pomarańczowiec błyszczący; *Pycnoporellus fulgens* 160*

ponurek Schneidera; *Boros schneideri* 103, 111, 118, 206, 209, 210*, 216
ponurkowate; *Boridae* 103, 111, 118
popielak pylasty; *Imshaugia aleurites* 164
popielica; *Glis glis* 80
popielicowate (pilchy); *Myoxidae* 80, 85, 206
poraj olchowiec; *Dicerca alni* 109
porobnica; *Anthophora* 96
porożęzyk dębowy; *Buglossoporus quercinus* 153, 211*
porosty (grzyby zlichenizowane); *Lichenes* 12, 25, 46, 48, 62, 126, 129, 131, 132, 158, 163-166,
170, 175, 198, 213, 214, 215, 216, 264
porzeczka; *Ribes* 38
poświętnikowate; *Scarabaeidae* 65, 91, 92, 99, 103, 111, 112, 113, 207
pójdźka; *Athene noctua* 76, 77, 78*
późnoporka czerwieniejąca; *Amylocystis lapponica* 154, 210, 214*, 215
prokaryoty (organizmy bezjądrowe); *Procaryota* 23
promieniowce; *Actinobacteria* 174
prosownica rozpierzchła; *Milium effusum* 268
protisty; *Protista* 129
próchnal kasztanokrywek; *Euryusa castanoptera* 118
próchnal wykrojony; *Euryusa sinuata* 118
próchniczek wąskolistny; *Aulacomnium androgynum* 132
próchnilec długotrzonkowy; *Xylaria longipes* 147, 150*
próchnilec gałęzisty; *Xylaria hypoxylon* 150, 151*
próchnilec maczugowaty; *Xylaria polymorpha* 150
prószyk brudzący; *Bulgaria inquinans* 146, 147*
pryszczarkowate; *Cecidomyiidae* 84
przekraskowate; *Cleridae* 99, 108
przeziernikowate; *Sesiidae* 91
przyłaszczka; *Hepatica nobilis* 268
przyplaszczek Formanka; *Phaenops formaneki* 98
przyplaszczek granatek; *Phaenops cyanea* 98
przyplaszczek jodłowy; *Phaenops knoteki* 95*
przyziemka; *Calypogeia* 133
przyziemka Neesa; *Calypogeia neesiana* 132, 133
przyziemka szwedzka; *Calypogeia suecica* 132
pstrąg potokowy; *Salmo trutta* m. *fario* 189, 190
pszczola miodna; *Apis mellifera* 105
pszczoły; *Apiformes* 103, 105, 206, 246
ptaki; *Aves* 23, 25, 26, 27, 39, 40, 47, 68, 69-79, 82, 88, 98, 106, 117, 138, 161, 180, 182, 189, 195,
198, 199, 206, 213, 217, 235, 265
puchacz; *Bubo bubo* 77, 79*
puchlinka ząbkowana; *Thelotrema lepadinum* 217
puma; *Puma concolor* 82
purchawka gruszkowata; *Lycoperdon pyriforme* 154, 157*
pustułka pęcherzykowata; *Hypogymnia physodes* 163, 164
puszczyk; *Strix aluco* 28*, 75, 76
puszczyk mszarny; *Strix nebulosa* 64, 75, 76, 213
puszczyk uralski; *Strix uralensis* 75, 76
pysznik dębowy; *Eurythyrea quercus* 103, 109, 206, 213
pysznik jodłowy; *Eurythyrea austriaca* 109, 206, 216

R

rębacz dwupaskowy; *Rhagium bifasciatum* 92*
rohatyniec nosorożec; *Oryctes nasicornis* 97*
rokiet cyprysowaty; *Hypnum cupressiforme* 130*, 132
rokiet płodny; *Hypnum fertile* 210
rokitnik zwyczajny; *Hippophae rhamnoides* 17
ropucha; *Bufo* 68
ropucha szara; *Bufo bufo* 69*
rosomak; *Gulo gulo* 82
rośliny nasienne; *Spermatophyta* 12
rośliny zarodnikowe; *Cryptogamae* 132, 138, 214
rowczyk krótkoplecy; *Phymatura brevicollis* 108, 118
rozmiarz kolweński; *Pytho kolwensis* 110, 117, 118, 119*, 206, 209*
rozmiarz świerkowy; *Pytho abieticola* 110, 118
rozmiarzowate; *Pythidae* 118

rozpylak sosnowy; *Euracmaeops marginatus* 98, 111
rozpylak świerkowy; *Euracmaeops septentrionis* 118
rozpylak zielonkawy; *Euracmaeops angusticollis* 111, 118, 213
rozszczepka pospolita; *Schizophyllum commune* 158*
roztocze; *Acarina* 63, 89, 98, 103, 112, 117, 162, 183
rozwirotek; *Xyleborus* 62
różnowiciowce; *Xanthophyceae* 129
różowate; *Rosaceae* 252
rudzik; *Erithacus rubecula* 75, 76, 77, 213
rulik nadrzewny; *Lycogala epidendrum* 168
ryby; *Pisces* 68, 189, 190, 227, 239
ryjkowcowate; *Curculionidae* 91, 103, 111, 113, 118
ryjówka aksamitna; *Sorex araneus* 80
ryjówka dagleżjowa; *Sorex trowbridgii* 80
ryjówka malutka; *Sorex minutus* 80
ryjówka mokradłowa; *Sorex longirostris* 80
ryjówka średnia (białowieska); *Sorex caecutiens* 80
ryjówki; *Soricini* 80, 206
ryjówkowate; *Soricidae* 80, 81
ryś; *Lynx lynx* 82, 83*
rytel grzebykoczułki; *Elateroides flabellicornis* 118
rytel pospolity; *Elateroides dermestoides* 62
rytownik Saalasa; *Pityogenes saalasi* 117, 118
rzemlik kropkowany; *Saperda punctata* 111
rzeżucha gorzka; *Cardamine amara* 268
rzeżucha niecierpkowa; *Cardamine impatiens* 136
rzęsolistek włoskowany; *Blepharostoma trichophyllum* 132

S

salamandra plamista; *Salamandra salamandra* 68*, 69, 206
sarna; *Capreolus capreolus* 180
schylikowate; *Mordellidae* 99, 118
sekwoja wieczniezielona; *Sequoia sempervirens* 15, 82
selerowate (d. baldaszkowate); *Apiaceae* 252
siarczynka Laurera; *Thelocarpon laureri* 163
siatecznica okazała; *Brefeldia maxima* 167*
sichrawa karpacka; *Pseudogaurotina excellens* 38, 105, 111, 206, 209
sieciarki; *Neuroptera* 94
siedzuń dębowy; *Sparassis laminosa* 140
siedzuń sosnowy (szmaciak gałęzisty); *Sparassis crispa* 211
sikora brunatna; *Poecile rufescens* 77
sikora czarnogłówek → p. czarnogłówek
sikora czubotka → p. czubotka
sikora sosnowka → p. sosnowka
sikora uboga; *Parus palustris* 75, 76
siniak; *Columba oenas* 47, 75, 76, 88
sinice; *Cyanobacteria* 129
sit rozpierzchły; *Juncus effusus* 128
skałubnikowate; *Nosodendridae* 102
skapanka; *Scapania* 130
skapanka spiczasta; *Scapania apiculata* 132, 210
skoczogonki; *Collembola* 62, 63, 89, 103, 112, 162, 183
skorki; *Dermaptera* 62, 94
skorpiony; *Scorpionida* 89
skorupiaki; *Crustacea* 89
skosatka zanokcicowa; *Plagiochila asplenioides* 132
skórnik; *Stereum* 149, 155, 158
skórnik krwawiący; *Stereum sanguinolentum* 155
skórnik piórojad; *Dermestes bicolor* 23, 113
skórnik pomarszczony; *Stereum rugosum* 159
skórnikowate; *Dermestidae* 23, 113
skrytoń dębowy; *Trichoferus pallidus* 102*, 103
skrzyp; *Equisetum* 183
skrzyp polny; *Equisetum arvense* 268
smolucha bukowa; *Ischnoderma resinosum* 162
smolucha świerkowa; *Ischnoderma benzoinum* 154, 162, 163*
smużka leśna; *Sicista betulina* 81*

soplówka bukowa; *Hericium coralloides* 149, 154, 170, 211, 212*, 219
soplówka jeżowata; *Hericium erinaceus* 154, 170, 211*, 212
soplówka jodłowa; *Hericium flagellum* 148*, 153, 170, 211, 219
sosna Banksa; *Pinus banksiana* 17, 171
sosna bośniacka; *Pinus heldreichii* 16, 19*
sosna czarna; *Pinus nigra* 17
sosna długowieczna; *Pinus longaeva* 16
sosna limba → p. limba
sosna oścista; *Pinus aristata* 16
sosna wejmutka; *Pinus strobus* 17
sosna wydmowa; *Pinus contorta* 35
sosna zwyczajna; *Pinus sylvestris* 12, 14, 16, 17, 18, 25, 30, 33, 35, 37, 39, 44, 62, 65, 75, 77, 78, 80, 96, 103, 105, 106, 116, 117, 130, 132, 133, 138, 139, 152, 165, 171, 172, 173, 174, 197, 206, 210, 224, 245, 258, 268
sosnowiórka czerwona; *Tamiasciurus hudsonicus* 75
sosnówka (sikora sosnówka); *Parus ater* 76
sowa jarzębata; *Surnia ulula* 75
sowy; *Strigiformes* 75, 77, 88, 206, 265
sóweczka; *Glaucidium passerinum* 75*, 76, 88, 214, 265
sprężykowate; *Elateridae* 23, 62, 63, 64, 65, 91, 96, 97, 98, 103, 108, 111, 113, 118, 207, 216
srebronocek kosmaty; *Lasionycteris noctivagans* 82
ssaki; *Mammalia* 23, 25, 26, 27, 39, 56, 68, 69, 71, 79-85, 88, 98, 106, 180, 181, 185, 198, 206, 213
stawonogi; *Arthropoda* 89, 103, 195
strangalia czereśniowa; *Pedostrangalia revestita* 111
strangalia omszona (włochatka); *Etorofus pubescens* 118, 213
strangalia wysmukła; *Strangalia attenuata* 99*
strzyżyk; *Troglodytes troglodytes* 76, 77*
stuziarnka guzkowata; *Strangospora moriformis* 163
suchogłówka korowa; *Phleogena faginea* 214*
sudliś żarnowcowy; *Deilus fugax* 92*
syczek; *Otus scops* 76
szakłak pospolity; *Rhamnus cathartica* 17
szarek gruzelkowaty; *Trapeliopsis granulosa* 163, 164
szarek pogięty; *Trapeliopsis flexuosa* 163
szczapówka; *Asemum* 98
szczapówka bruzdkowana; *Asemum striatum* 64
szczawik zajęczy; *Oxalis acetosella* 128, 134*, 135, 136, 268
szczeciniak; *Hymenochaete* 150
szczelinówka plecobreżek; *Placusa depressa* 118
szczerołotek dwubarwny; *Rhamnusium bicolor* 47, 111, 113
szczodrzeniec; *Cytisus* 92
szerszeń; *Vespa crabro* 23, 46, 161, 226
szmaciak gałęzisty → p. siedziun sosnowy
szpak; *Sturnus vulgaris* 75, 76
szponiaste; *Accipitriformes* 25
szubak punktowany; *Attagenus punctatus* 113
szurpek porosły; *Orthotrichum lyellii* 132, 210

Ś

ścier topolowy; *Mycetophagus populi* 113
ścierowate; *Mycetophagidae* 23, 103, 109, 113
śledziennica skrętolistna; *Chrysosplenium alternifolium* 268
ślimaki; *Gastropoda* 89, 264
śliwa ałycza; *Prunus cerasifera* 140, 152, 198
śluzek krzaczkowy; *Ceratiomyxa fruticulosa* 166*, 168
śluzowce; *Myxomycota* 62, 166-168, 170, 195
śmiałek darniowy; *Deschampsia caespitosa* 128
śniadkowate; *Melandryidae* 103, 110, 113, 118
śpiewak; *Turdus philomelos* 76
średzinka syberyjska; *Mesosa myops* 206, 209
świergotek drzewny; *Anthus trivialis* 79
świerk Engelmanna; *Picea engelmannii* 180
świerk pospolity; *Picea abies* 12, 13, 15, 16, 17, 30, 35, 36, 37, 39, 58, 59, 60, 61, 70, 71, 73, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 89, 91, 93, 98, 100, 101, 103, 105, 114, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 125, 127, 128, 130, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 139, 141, 143, 148, 151, 152, 153, 154, 172, 177, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 185, 197, 206, 210, 220, 221, 222, 224, 225, 239, 251, 253, 258, 268, 269
świerk sitkajski; *Picea sitchensis* 15

T

tarczownica bruzdkowana; *Parmelia sulcata* 163, 164
tarczynka dziurkowana; *Menegazzia terebrata* 217
tchórz; *Mustela putorius* 84, 213
teczyna wyniosła; *Tectona grandis* 14
termity; *Isoptera* 94, 96, 100
tęcznik; *Calosoma* 206
tęguskór cytrynowy; *Scleroderma citrinum* 151
tęgosz rdzawy; *Elater ferrugineus* 47, 108, 113, 206, 207*
tomanek świerkowy; *Semanotus undatus* 118
topola; *Populus* 17, 25, 38, 39, 61, 187, 244
topola biała; *Populus alba* 14, 17
topola czarna; *Populus nigra* 14
topola osika → p. osika
topola osikowa; *Populus tremuloides* 16
tracz nurogęs → p. nurogęs
traszka góraska; *Mesotrilon alpestris* 68, 206
traszka grzebieniasta; *Triturus cristatus* 68, 206
traszka karpaska; *Lissotrilon montandoni* 68, 206
traszka zwyczajna; *Lissotrilon vulgaris* 68, 206
trąbiki; *Salpingidae* 98
trąbka; *Tubaria* 145
trentepolia; *Trentepohlia* 129*
trociniarka czerwica; *Cossus cossus* 94*
trociniarkowate; *Cossidae* 91
troć jeziorowa; *Salmo trutta* m. *lacustris* 190, 191
trufła; *Tuber* 139
tryk długoczułki; *Rhaphuma gracilipes* 91*
trzcinnik owłosiony; *Calamagrostis villosa* 136
trzcinnik piaskowy; *Calamagrostis epigejos* 136
trzeń spłaszczony (krótkokoryjkowy); *Cossonus linearis* 113
trzęsak; *Tremella* 155
trzęsak listkowaty; *Tremella foliacea* 155, 158*
trzęsak mózgowaty; *Tremella encephala* 155
trzęsak pomarańczowy; *Tremella aurantia* 155
trzmielina; *Euonymus* 17, 268
trzonecznica brunatnawa; *Chaenotheca brunneola* 164
trzonecznica naga; *Chaenotheca xyloxena* 164
trziennikowate; *Siricidae* 91, 100
tulipanowiec; *Liriodendron* 17
tur; *Bos primigenius* 40
turzyca; *Carex* 268
turzyca odległokłosa; *Carex distans* 128
twardówka; *Lentinellus* 149
twardziak tygrysi; *Lentinus tigrinus* 189
twardzioszek; *Marasmius* 145
twardzioszek obrożowy; *Marasmius rotula* 145*
tycz cieśla; *Acanthocinus aedilis* 62, 64
tykotek pstry (rudowłos); *Xestobium rufovillosum* 113

U

ukrytek mauretański; *Tenebroides mauritanicus* 113

W

wachlarzowiec olbrzymi; *Meripilus giganteus* 211
wachlarzykowate; *Rhiphoridae* 23
wałgierz mrówkodrzewny; *Thoraxophorus corticinus* 23, 108, 113
wałecznicza czerwionopleca; *Leptusa ruficollis* 118
wałecznicza długokrywka; *Leptusa fumida* 118
wazonkowce; *Enchytraeidae* 63
ważki; *Odonata* 189
wątrobowce; *Marchantiophyta* 12, 58, 59, 64, 127, 130-133, 137, 158, 159, 175, 210, 213, 214, 217
wąż Eskulapa; *Zamenis longissimus* 69
wciornastki; *Thysanoptera* 94
wepa marmurkowa; *Protactia marmorata* 113
węglarek klonowy; *Ropalopus ungaricus* 111

węże; *Serpentes* 206
wglębniczek wiązowy; *Gyalecta ulmi* 163
wgrzyźń północny; *Cryphalus saltuarius* 118
wiąz; *Ulmus* 44, 100, 102, 154
wiąz górski; *Ulmus glabra* 16, 17
wiąz polny; *Ulmus minor* 17, 268
wiąz szypułkowy; *Ulmus laevis* 14, 17
wiązowiec; *Celtis* 14
wiciowce; *Flagellata* 129
widelnice; *Plecoptera* 94, 103
widłak jałowcowaty; *Lycopodium annotinum* 131*
widłaki; *Lycopodiaceae* 183
widłogonki; *Diplura* 89
widłoząb górski; *Dicranum montanum* 132
widłoząb tauryjski; *Dicranum tauricum* 133
widłoząb zielony; *Dicranum viride* 217
wiecheć białowieski; *Alosterna ingrca* 99*, 111, 213
wiecheć próchnowy; *Alosterna tabacicolor* 113
wiechlina gajowa; *Poa nemoralis* 135
wielbłądki; *Raphidioptera* 94
wierciel nadmorski → p. palotocz mostowy
wierzba; *Salix* 22, 25, 38, 39, 46, 77, 103, 115, 129, 134, 139, 140, 172, 187, 244
wierzba biała; *Salix alba* 17
wierzba iwa; *Salix caprea* 17, 33, 72, 128
wierzba krucha; *Salix fragilis* 17
wierzba pięciopręcikowa; *Salix pentandra* 17
wierzchołówka borealna; *Laphria ephippium* 95*
wieliczka samicza; *Athyrium filix-femina* 128
wiewiórka; *Sciurus vulgaris* 80, 161, 206
wije; *Myriapoda* 62, 63, 64, 89, 105, 125, 183, 264
wilk; *Canis lupus* 79, 80
włochatek brodaty (kasztaniak); *Anisarthron barbipes* 111, 113
włochatka; *Aegolius funereus* 28*, 75, 76, 88, 222, 265
włochatka ciemna; *Coriolopsis gallica* 149
włochatka mała; *Aegolius acadicus* 75
włostka brązowa; *Bryoria fuscescens* 165*
włośniczka tarczowata; *Scutellinia scutellata* 149*
wonnica piżmówka; *Aromia moschata* 115*
wrośniak; *Trametes* 149
wrośniak miękkołosy; *Trametes pubescens* 160, 161*
wrośniak pachnący; *Trametes suaveolens* 149
wrośniak różnobarwny; *Trametes versicolor* 150*
wrotki; *Rotifera* 129
wydra; *Lutra lutra* 189
wygłodkowate; *Endomychidae* 103, 110, 118
wykarczak sosnowiec; *Arhopalus rusticus* 62
wykwit zmienny; *Fuligo septica* 168
wymiecinkowate; *Latridiidae* 98, 103, 109, 118
wynurt lśniący; *Ceruchus chrysomelinus* 111, 118, 206, 216, 217
wyrzyniki; *Platypodinae* 62
wyślizgowate; *Scirtidae* 113
wyżłobik dębowiec; *Gasterocercus depressirostris* 111

Z

zachyłka trójkątna; *Gymnocarpium dryopteris* 135, 136, 268
zacnik kropkowy; *Gnorimus variabilis* 47, 111, 113
zacnik zielony (zdobny); *Gnorimus nobilis* 113
zadrzechnia czarnoroga; *Xylocopa valga* 206
zadrzewkowate; *Erotylidae* 103, 109
zagłębek bruzdkowany; *Rhysodes sulcatus* 108, 118, 119*, 205, 206, 209, 216
zagłębkowate; *Rhysodidae* 108, 118
zagwozdnik nitkowaty; *Colydium filiforme* 109
zagwoździk brunatny; *Callidium coriaceum* 91*, 118
zakłęsek dwurożek; *Platyedema dejeanii* 110
zaleszczotki; *Pseudoscorpionida* 89, 112
zaleszczowate; *Oedemeridae* 91, 103, 110, 113

zalatka większa; *Leucorrhinia pectoralis* 189, 190
zapletka; *Hemitrichia* 167*
zapletka drobna; *Hemitrichia abietina* 168
zaskroniec; *Natrix natrix* 69
zasnuja wysokogórska; *Cephalcia falleni* 222
zatęchłakowate; *Cryptophagidae* 103, 109, 113, 118
zawilec gajowy; *Anemone nemorosa* 100, 268
ząbczak kruchy; *Dentipellis fragilis* 149
zbojek piękny; *Bolitochara pulchra* 118
zębiczek północny; *Climacodon septentrionalis* 140
zgiętolist Michauxa; *Anastrophyllum michauxii* 132, 214
zgiętolist nadrzewny; *Anastrophyllum hellerianum* 210
zgliścizak pospolity; *Kretzschmaria deusta* 149, 150
zgniotek cynobrowy; *Cucujus cinnaberinus* 118, 206, 209*
zgniotek szkarłatny; *Cucujus haematodes* 109, 118, 206, 209*, 216
zgniotkowate; *Cucujidae* 91, 109, 118
zgrubek zawilcowy; *Evodinellus borealis* 100*, 102*, 111, 118, 213
ziarnopłon wiosenny; *Ranunculus ficaria* 268
ziarnoskórnik purpurowy; *Chondrostereum purpureum* 149
zielenice; *Chlorophyta* 129
ziemiórkowate; *Sciaridae* 63
zimoredek; *Alcedo atthis* 77, 78, 189, 239
złożone; *Compositae* 252
zmorsznik białowieski; *Stictoleptura variicornis* 103, 111, 118, 206, 208*, 213
zmorsznik brzozowy; *Lepturalia nigripes* 111, 213
zmorsznik czerwony; *Stictoleptura rubra* 62
zmorsznik olbrzymi; *Leptura thoracica* 111, 206, 213
zmorsznik zielony; *Lepturobosca virens* 118
zmrózkowate; *Stratiomyidae* 94
zrąbień sosnowiec; *Chrysobothris igniventris* 118
zwiesieniec długodzióbkowy; *Dicranodontium denudatum* 130, 133
zwiślik długolistny; *Anomodon longifolius* 132, 210
zwiślik krótkokończysty; *Anomodon rugelii* 132, 210
zwiślik maczugowaty; *Anomodon attenuatus* 132, 210
zwiślik wiciowy; *Anomodon viticulosus* 132, 210

Ż

żaba moczarowa; *Rana arvalis* 68
żagiew łuskowata; *Polyporus squamosus* 151, 154
żagwica listkowata; *Grifola frondosa* 140, 141*, 152, 211, 219
żelazowiec; *Metrosideros* 14
żelaznik; *Sideroxylon* 14
żerdzianka plamista; *Monochamus saltuarius* 118
żerdzianka sosnowka; *Monochamus galloprovincialis* 90*
żerdzianka Urussowa; *Monochamus sartor urussovii* 101*
żmija zygzakowata; *Vipera berus* 69
żółciak siarkowy; *Laetiporus sulphureus* 65, 140*, 142
żółw błotny; *Emys orbicularis* 69, 189
żubr; *Bison bonasus* 27, 29*, 41, 80, 180, 232
żylak promienisty; *Phlebia radiata* 131
żylak wielobarwny; *Phlebia centrifuga* 131
żyłkowiec różowawy; *Rhodotus palmatus* 211, 212*, 215
żywiec cebulkowy; *Dentaria bulbifera* 136
żywotnik olbrzymi; *Thuja plicata* 17
żywotnik zachodni; *Thuja occidentalis* 17

Skorowidz haseł tematycznych

A

abiotyczne czynniki 23, 32, **33**, 42, 53, 192, 230, 262, 268
afyloforoidalne grzyby 152
agroleśnictwo 44
ambrozjowe chrząszcze **62**
analiza ryzyka 46, 224, 225, 226, 227
Ancient Tree Forum (ATF) 44

B

babrzysko 58
bagna 35, 42, 48, 54, 77, 92, 126, 127, 136, 176, 178, 246, 251, 253
barć 105, 106
bezpieczeństwo ludzi 10, 29, 45, 46, 47, 48, 190, 199, 202, 222, 224–227, 236, 238, 252, 253
bezpieczeństwo powodziowe 176, 187, 190, 226, 227
bębnienie 74, 265
biel 12, 13, 57, 62, 156, 259
biocenotyczne drzewa 27, **29**, 35, 44, 48, 53, 46, 195, 197, 198, 199, 200, 201, 203, 204, 205, 225, 234, 252, 253, 259
biocenoza 11, 32, 33, 202
biogrupy 205
bioindykator 163
bioróżnorodność **11**, 36, 37, 53, 54, 103, 105, 117, 171, 218, 230
biotyczne czynniki 23, **33**, 42, 53, 117, 192, 230, 262
borealne lasy 37, 68, 77, 117, 171, **172**, 203, 219
bryoflora (brioflora) 130, **133**
butwina **183**, 185

C

certyfikacja FSC **195**, 197
chronione gatunki 88, 112, 129, 131, 132, 133, 140, 146, 148, 149, 150, 152, 153, 154, 157, 160, 165, 170, 204, 206–212, 214, 215, 217, 219, 239, 245, 247
ciężar drewna 14, **172**, 173
CRYPTO, program badawczy 117, **138**, 146, 147, 150, 151, 152, 163, 164, 168, 214
czarny dąb 190
czerwona księga 23, **108**, 201, 210, 217
czerwona lista 44, 107, **108**, 109, 110, 111, 132, 159, 160, 168, 201, 210, 214, 217, 221
czyszczenia **32**, 33, 173

D

deflektor **190**, 191
dendrotelmy 22, **23**, 24, 28
disturbance legacy (dziedzictwo zaburzenia) 36, 37, 220
drapieżce 23, 62, 89, 95, **96**, 97, 106, 116, 117, 125, 207, 264
drapieżniki 39, 69, 71, 79, 80, 82, 84, 85, 88, 114, 181
drewno późne 13
drewno wczesne 13
drzewa kornikowe 115

Czcionką **pogrubioną** oznaczono strony, na których została zamieszczona definicja lub uszczegółowienie hasła.

drzewa niebezpieczne 10, 199, 224, 227, 252
drzewa trocinkowe 114
drzewa biocenotyczne → p. biocenotyczne drzewa
dyrektywa siedliskowa 131, 196, 202, 203, 209, **210**
dziedzictwo zaburzenia 36, 37, 220
dziupla 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 39, 40, 43, 44, 46, 47, 48, 53, 54, 63, 65, 69, 70, 71, 72, 73,
75, 76, 77, 78, 80, 81, 82, 83, 85, 88, 89, 96, 98, 103, 112, 114, 125, 129, 134, 139, 156, 161, 195, 197,
198, 199, 204, 206, 207, 213, 219, 224, 226, 232, 234, 245, 250, 252, 253, 259, 265, 268, 269
dziuplaki pierwotne 40, **70**, 76, 98
dziuplaki wtórne **70**, 75, 76, 77

E

efemeryczne środowisko 100
ekoarborystyka 219, 225
ekosystemy referencyjne 27, 112, 195, 197, 205, **222**, 223, 251, 253
ekoton 38, 41, 43-45
epifity 22, 23, 24, **126**, 129, 130, 132, 164, 170, 210
epiksylity (epiksyle) **132**, 133, 152, 156, 158, 159, 163, 213
epiksylizm **132**
eurytopowy gatunek 40, **42**

F

faza rozwoju drzewostanu **32**, 33, 133, 172, 232
fazy rozkładu drewna 59, 62, **63**, 65, 80, 89, 95, 98, 198, 233
fear landscape (krajobraz strachu) 79, **80**, 88, 181
fitofagi **98**, 198
Forest Service **247**
Forestry Commission 195
foreza 98
FSC **195**, 197
funga 10, **26**, 35, 37, 138, 156, 161, 180, 186, 212, 216, 218

G

geotropizm 143
gnykowe kości 70, 265
gradacja 31, 35, 37, 42, 49, 78, 79, **114**, 115, 116, 117, 133, 174, 198, 199, 220, 221, 222, 223, 224, 239
grąd 27, **33**, 34, 38, 54, 115, 116, 128, 132, 133, 135, 152, 156, 176, 179, 181, 183, 204, 205, 215, 253,
265, 268
gromady grzybów **138**
gutacja 141

H

hibernacja 96
higiena lasu 103, 194, 197
higrofilne gatunki **127**, 132, 189
higroskopijność **13**, 176, 226
hiperforeza 98
hodowla lasu 114, 197, 198, 199, 252
humifikacja 63, 183, 195
hyporeiczna strefa 187

I

indykator 133, 163, 170
inhibitor 142
Instrukcja Ochrony Lasu 29, 174, 195, 197, **198**, 201
Instrukcja Urządzania Lasu **197**, 199, 258

K

kajakarstwo zwałkowe 277, 239, 240
kambiofagi 23, 37, 39, 40, **95**, 96, 115, 117, 195, 251
kambiofagiczny gatunek **37**
kambium 11, 23, 37, 52, 62, **63**
kariofagi 95
keystone species (zwornikowy gatunek) 114, 196, 220
klon **16**
kluczowy gatunek → p. zwornikowy gatunek
kłody „piastunki” 175, 176-180, 185
kominy 25
koprofagi **96**, 98

koryto ulgi 176
krajobraz strachu 79, **80**, 88, 181
ksylem 12
ksylobionty 48, **107**, 132, 175, 197, 199, 201, 205, 219, 222, 232, 237, 239, 247, 253
ksylobionty fakultatywne **107**
ksylobionty obligatoryjne **107**
ksylofagi 23, 39, 62, **63**, 95, 103, 251

L

las pastwiskowy 22, 27, 41, 43–45, 47, 54
leczenie drzew 46, 252
leżanina 38, 41, 251, 259
lichenobiota **163**, 215, 223
lignofol 14
lignoston 14
linii siecznych metoda 259

Ł

łapacz rumoszu 226, 227
łęg 27, 115, 132, 176, 178, 185, 187, 204, 205, 215, 251, 253, 268
łyko 29, 37, 52, 57, 63, 95, 112, 145, 159, 170, 180

M

martwica boczna **23**, 43, 46, 96, 103
metaanalizy 10, **232**
metapopulacja 32, **112**
miazga 11, 23, 37, 52, 62, **63**
miąższość **11**, 30, 32, 41, 53, 172, 173, 174, 183, 197, 203, 251, 252, 253, 258, 259
migracja 107, 190
mikrocysty 168
mikrosiedlisko nadrzewne 12, **22**, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 36, 37, 41, 43, 44, 46, 47, 48, 52, 53, 54, 61, 99, 101, 112, 114, 126, 127, 130, 133, 136, 138, 139, 162, 171, 177, 179, 180, 183, 189, 197, 199, 201, 202, 204, 205, 210, 212, 218, 219, 222, 225, 226, 235, 238, 252, 253, 259
Ministerialna Konferencja Ochrony Lasów w Europie (MCPFE) 195
moder 183
monitoring siedlisk przyrodniczych 196, 204, 259
monofagi 38, 105, **106**, 107
mor 183
mszaki 58, 59, 126, 130, 132, **133**, 137, 163, 217
mull 183
mykobiota 10, **26**, 35, 37, 138, 156, 161, 180, 186, 212, 216, 218
mykofagi **95**
mykoryza **138**, 139, 151, 152, 159, 170, 174, 179, 223
myrmekochoria **136**

N

najgrubsze drzewa 14, 15, 16, 18
najstarsze drzewa 16, 17, 19
najwyższe drzewa 15, 16
Natura 2000 27, 131, 187, 196, 199, 202, 203, 204, 209, 210, 217, 222, 224, 225, 253
nekrofagi **96**, 99
nisza ekologiczna 30, 62, 79, 126, 127

O

ochrona gatunkowa → p. chronione gatunki
ochrona lasu 29, 114, 125, 174, 180, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 201, 202, 203, 205, 218, 220, 221, 222, 224, 230, 251, 269
odnowienie drzewostanu 32, 33, 79, 88, 102, 136, 175, 176, 177, 178, 179, 180, 181, 185, 197, 199, 220, 221, 222, 223, 239
ogień (→ p. też pożar) 23, 35, 98, 171, 172
okiść 23, 31, 56
optymalna faza rozwoju drzewostanu 32, 53
organizm klonalny **16**
osmykiwanie 180

P

palinologiczna analiza 115
parazytoid 62, **63**, **96**, 97, 114, 116, 117
parki 10, 14, 43, 44, 45–47, 48, 54, 71, 77, 100, 107, 138, 144, 152, 153, 213, 219, 252

parki narodowe 15, 16, 17, 18, 25, 26, 27, 32, 49, 73, 84, 94, 105, 106, 112, 114, 116, 132, 133, 136, 138, 147, 150, 156, 163, 168, 180, 188, 201, 202, 203, 205, 209, 210, 213, 214, 215, 216, 218, 218, 219, 220, 221, 222, 223, 224, 225, 226, 227, 230, 232, 235, 236, 237, 239, 245, 246, 250, 251, 253, 262, 263, 264, 265

patogen 31, 32, 41, 52, **117**, 138, 180, 182, 194, 195, 198, 223

pierśnica **14**, 26, 40, 73, 75, 204, 258, 259, 260, 265, 266, 269

pionierskie drzewostany 33, 38

pirofile 28, 98, **171**, 172, 174

płosa 189

podrost 43, **79**, 88, 177, 178, 179, 185, 268

podział zgnilizn drewna **142**

polifagi 38, 105, **106**, 209

poliporoidalne grzyby 160

pomnik przyrody 16, 17, 18, 35, 46, 54, 165, 166

populacja 10, 11, 32, 79, 106, 107, **112**, 114, 115, 116, 117, 135, 137, 138, 152, 159, 170, 172, 210, 211, 213, 215, 218, 219

posusz **41**, 116, 133, 197, 198, 199, 201, 205, 220, 222, 246, 251, 258

posusz czynny **41**, 197, 222

posusz jałowy **41**, 197

powierzchnie próbne 196, 199, 205, 256, 257, 258, 259, 260, 265

pożar 14, 23, 25, 31, 32, 33, 35, 36, 37, 56, 81, 98, 114, 115, 116, 156, 171, 172, 173, 174, 185, 202, 220, 226, 251, 259

procesy korytowe 176, 187, 188, 189, 226

próchnica 37, 126, 128, **183**

próchnica nadkładowa 183

próchnowiska 22, **23**, 27, 29, 41, 43, 46, 47, 48, 53, 54, 63, 92, 112, 125, 134, 139, 195, 197, 198, 199, 204, 206, 213, 252, 259

przepływ ponadkorytowy 187, **189**

R

ramety **16**

referencyjne ekosystemy → p. ekosystemy referencyjne

relaskopowe metody 260

reliktowe gatunki 12, 89, 92, 107, 108–111, 119, 133, 207, 212–218

relikty puszczańskie 207, 212, 213, 214, 216, 217, 218

retencja 171, **176**, 183, 189, 227, 250, 253

rębnia **199**

rębnia częściowa 199

rębnia gniazdowa 199

rębnia przerębowa (ciągła) 77, 199

rębnia stopniowa 199

rębnia zupełna **199**, 252

rębnie złożone **199**, 205, 252

rośliny naczyniowe **12**, 14, 20, 126, 127, 132, 133, 134, 135, 136, 137, 158, 163, 198

rozkład → p. zgnilizna

różnorodność biologiczna 10, **11**, 23, 26, 27, 29, 37, 38, 39, 42, 53, 98, 114, 125, 153, 173, 189, 195, 196, 198, 201, 202, 205, 210, 218, 219, 220, 222, 223, 224, 232, 237, 239, 246, 248, 250, 251, 253, 263, 269

S

saprobiont **37**

saprobiontyczny gatunek **37**, 38, 39, 41, 42

saproksyliczne organizmy 28, 32, 37, 38, 39, 42, 45, 46, 47, 61, 89, 95, 96, 102, 105, 106, 107, 114, 117, 125, 173, 174, 195, 210, 212, 215, 216, 250, 264

saproksyliczne owady 39, 44, 89, 91, 94, 96, 98, 99, 100, 103, 105, 106, 107, 116, 173, 212, 220, 252

saproksyliczny gatunek **37**, 40, 41, 42, 44, 89, 99, 103, 106, 125, 173, 212

saproksylobiont 12, 23, **37**, 38, 40, 42, **95**, 103, 107, 108, 111, 112, 210, 216, 217, 218

saproksylofagi **95**, 96

saproksylofile **95**

saprotroficzne grzyby 99, 138, **139**, 142–151, 155, 158, 159, 170, 267

saprotrofy 151, 158, 159

siedlisko przyrodnicze 35, 187, 196, 199, 202, 203, 204, 210, 253, 259

sinizna drewna 61, **62**

sklerenchyma **14**

skleroty 168

sorpcyjna zdolność gleby **183**

spalowanie 29, 180, 269

stan sanitarny lasu **114**, 195
stenotopowy gatunek **42**, 46, 103, 106, 132, 252
sterówki 70
strefa hyporeiczna → p. hyporeiczna strefa
subpopulacja 32, 107, **112**
sukcesja 37, 46, 58, 63, 65, 66, 130, 135, 156, 158, 159, 165, 205, 264, 268
szyja korzeniowa 16, 127, 128, 219

Ś

ślužnie 166, 167, 170
śniegołom 31, 56
Światowe Dziedzictwo Ludzkości 216, 217, 224, 225

T

tarcza korzeniowa 127, 128, 133, 147, 182, 183, 191
terminalna faza rozwoju drzewostanu 32, 53
troficzna grupa 96
trzebieże **32**, 33, 173
twardzica **14**
twardziel 11, 12, 14, 57, 61, 62, 65
typy rozkładu drewna **142**

U

ul kłodowy 105, 246
urządzanie lasu **197**, 199, 224, 258, 259
usługi ekosystemów 10, 106, 250
ustawa o ochronie przyrody 17

W

wątrobowce 12, **58**, 59, 64, 127, 130-133, 137, 158, 159, 175, 210, 213, 214, 217
wcistki 12, **13**
weteranizacja drzew 29, 43, 44, 45, 53, 54, 114, 156, 195, 219, 224
wiatrołom 31, 35, 37, 42, 49, 53, 56, 116, 147, 185, 199, 205, 220, 222, 223
wiatrował 56, 58, 116, 183, 220
wichura 14, 16, 31, 32, 33, 35, 36, 56, 78, 114, 115, 173, 182, 199, 202, 205, 220, 222, 223, 251
wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasu 196, 199, 204, 205, 258, 259
wielkoobszarowy rozpad drzewostanów 32, 35, 36, 37, 199, 202, 220, 222
wielkowymiarowe martwe drewno 33, 40, 96, 159, 161, 204, 205
właściwy stan ochrony 202, 203, 204, 205, 253
wyciek soku 22, 23, 25, 26, 96, 100, 102, 125
wykrot 12, 22, 29, 38, 56, 76, 77, 88, 96, 101, 114, 125, 127, 128, 133, 182-183, 185, 186, 199, 201, 204, 205, 213, 219, 251, 259, 268
wymiary pomnikowe drzew 17
wypadek w Ojcowskim Parku Narodowym 225
wystawa terenu **59**
wytrzymałość drewna 13, 14, 61

Z

zaburzenie ekologiczne 10, **32**, 33, 35, 36, 37, 38, 41, 42, 53, 79, 112, 114, 115, 173, 183, 205, 220-224, 234, 250
zadrzewienia 43, 46, **47-48**, 49, 54, 71, 77, 100, 105, 129, 138, 144, 152, 160, 206, 213, 219, 252
zapas (zasobność, masa) **11**, 15, 30, 53, 61, 133, 142, 172, 173, 174, 185, 197, 198, 258, 260
Zasady Hodowli Lasu 197
zawartość pierwiastków w drewnie 37, 38, 61, **173**
zbiorowisko roślinne 11, 22, 126, 130, 132, 133, 161, 171, 173, 178, 215, 262, 268
zgnilizna 105, 142, 143, 198
zgnilizna biała 105, **142**
zgnilizna biała jamkowata (pstra, kieszonkowa) 105, **142**
zgnilizna brunatna (czerwona) 65, 105, **142**, 143
zielona infrastruktura 10, 160, 250
złom 11, 27, 38, 59, 62, 63, 69, 76, 89, 91, 92, 93, 96, 114, 125, 178, 198, 201, 205, 220, 250, 251, 258, 260
zrębkowanie 174, 197, 251
zwrnikowy (kluczowy) gatunek **114**, 196, 220

dr hab. Andrzej Bobiec

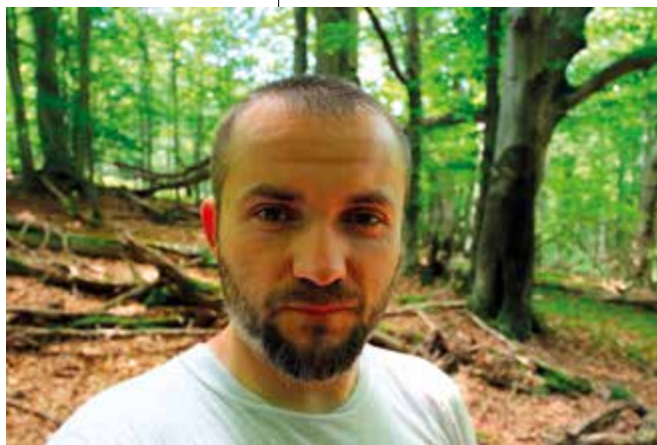
Instytut Nauk Rolniczych,
Ochrony i Kształtowania
Środowiska, Kolegium Nauk
Przyrodniczych
Uniwersytet Rzeszowski
ul. Zelwerowicza 4
35-601 Rzeszów



Leśnik, biolog, profesor Uniwersytetu Rzeszowskiego. W 1995 r. współzałożyciel Towarzystwa Ochrony Puszczy Białowieskiej, promującego ochronę naturalnych procesów (i związanego z nimi martwego drewna) w Puszczy Białowieskiej. Autor rekonstrukcji dendrochronologicznej historii drzewostanów dębowych Białowieskiego Parku Narodowego, badacz wieloletnich zmian mozaikowej struktury roślinności runa leśnego białowieskich łąk.

Fascynuje go pozaleśne życie dębów – od tysięcy wiernych towarzyszy pasterzy i rolników. Uważa, że najważniejszą odpowiedzią Polski i Europy na obecne wyzwania klimatyczne i ekologiczne, zamiast dalszego zwiększania lesistości, powinno być ekstensywne, różnorodne użytkowanie krajobrazów wiejskich, nawiązujące do tradycyjnych form rolnictwa.

dr hab. Michał Ciach

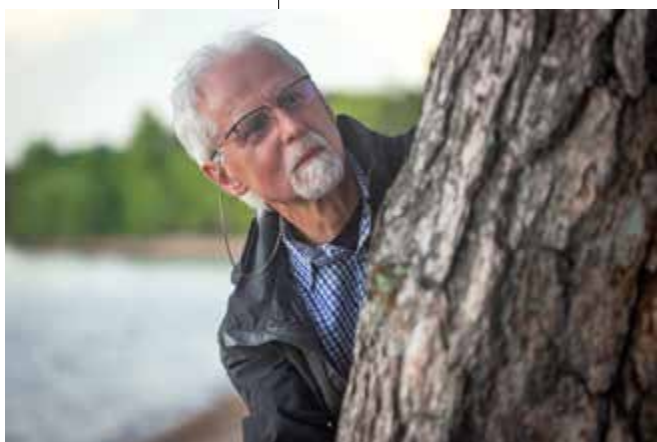


Katedra Bioróżnorodności
Leśnej, Uniwersytet Rolniczy
al. 29 Listopada 46
31-425 Kraków

Profesor Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, pracownik naukowo-dydaktyczny w Katedrze Bioróżnorodności Leśnej Wydziału Leśnego. Doktor habilitowany nauk leśnych. Jego zainteresowania naukowe obejmują głównie ekologię zwierząt. Prowadzi kursy z zakresu zoologii, ekologii i ochrony przyrody. Współpracownik instytucji międzynarodowych i rządowych oraz organizacji pozarządowych zajmujących się środowiskiem i ochroną zasobów naturalnych.

Autor kilkuset publikacji naukowych, ekspertyz oraz wystąpień konferencyjnych. Doświadczenie naukowe zdobywał między innymi w Kanadzie, Wenezueli i Tanzanii. Zaangażowany w działania na rzecz ochrony przyrody oraz racjonalnej gospodarki leśnej.

prof. dr hab. Jerzy M. Gutowski



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

W 1985 r. uzyskał stopień doktora nauk leśnych; w 1996 r. doktora habilitowanego, a w 2005 r. otrzymał tytuł profesora. Pracuje w Instytucie Badawczym Leśnictwa w Białowieży, przez kilka lat również na Politechnice Białostockiej. Zajmuje się entomologią, ekologią lasu oraz ochroną przyrody. Znanca owadów związanych z martwym drewnem.

Angażuje się w działania na rzecz ochrony Puszczy Białowieskiej. Ma na swoim koncie około 200 publikacji naukowych i popularnonaukowych, prowadzi wykłady, zajmuje się pracami redakcyjnymi. Jest m.in. redaktorem i współautorem książek: „Katalog fauny Puszczy Białowieskiej” (2001), „Drugie życie drzewa” (2004), „Chrzęszcz (Coleoptera) Suwalskiego Parku Krajobrazowego. Monografia” (2019).

dr Anna Kujawa

Botaniczka i mykolożka. Od ponad 30 lat związana z Instytutem Środowiska Rolniczego i Leśnego Polskiej Akademii Nauk w Poznaniu. Zajmuje się badaniami nad różnorodnością, rozmieszczeniem i zagrożeniami grzybów w Polsce. Prowadzi badania w parkach narodowych i w krajobrazie rolniczym.

Autorka około 200 publikacji naukowych i popularnonaukowych oraz operatów ochrony grzybów do planów ochrony parków narodowych: Bieszczadzkiego, Białowieskiego oraz Ujście Warty. Vice-przewodnicząca Sekcji Różnorodność i Ochrona Grzybów Polskiego Towarzystwa Mykologicznego.

Wieloletnia opiekunka merytoryczna corocznej wystawy „Grzyby Puszczy Białowieskiej” organizowanej od 1993 roku przez Białowieski Park Narodowy. Współtwórczyni i kustoszka Rejestru gatunków grzybów chronionych i zagrożonych.



Polskie Towarzystwo
Mykologiczne
Al. Ujazdowskie 4
00-478 Warszawa
www.ptmyk.pl

Paweł Pawlaczyk

Pracuje w Klubie Przyrodników – organizacji pozarządowej zajmującej się ochroną przyrody. Zajmował się naukowo biologią drzew leśnych i ekologią lasu, a obecnie zajmuje się m.in. tworzeniem i planowaniem ochrony przyrodniczych obszarów chronionych oraz integracją elementów ochrony przyrody z leśnictwem.

Znawca zagadnień związanych z europejskim prawem ochrony przyrody, m.in. z siecią Natura 2000. Angażuje się w działania na rzecz ochrony cennych obiektów przyrodniczych w Polsce. Ma na swoim koncie około 200 publikacji naukowych i popularnonaukowych. Jest m.in. współautorem książek: „Poradnik lokalnej ochrony przyrody” (4 wydania, ostatnie w 2008), „Natura 2000 i inne wymagania europejskiej ochrony przyrody – niezbędny leśnik” (2009, 2012) oraz autorem metodyk monitoringu leśnych siedlisk przyrodniczych (2010-2015).



Klub Przyrodników
ul. 1 Maja 22
66-200 Świebodzin

dr hab. Karol Zub

Doktor nauk biologicznych, profesor Instytutu Biologii Ssaków Polskiej Akademii Nauk w Białowieży. Autor licznych publikacji naukowych i popularnonaukowych z zakresu ekologii ptaków i ssaków. Tematyka jego prac badawczych dotyczy głównie zależności pomiędzy drapieżnikami i ich ofiarami, wpływu warunków środowiskowych na śmiertelność zwierząt oraz zarządzania populacjami inwazyjnych gatunków ssaków.

Poza Puszcza Białowieską związany zawodowo i emocjonalnie z Bagnami Biebrzańskimi oraz Orkadami (Szkocja). Pełni funkcję redaktora naczelnego czasopism „Mammal Research” oraz „Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody”.



Instytut Biologii Ssaków PAN
Stoczek 1, 17-230 Białowieża

WWF jest międzynarodową organizacją działającą na rzecz środowiska naturalnego już od ponad 60 lat. Przez ten czas zainicjowaliśmy, przeprowadziliśmy lub pomogliśmy w realizacji kilkunastu tysięcy przedsięwzięć na rzecz ochrony przyrody, przyczyniając się m.in. do powstania ponad 270 parków narodowych.

Naszą misją jest powstrzymanie degradacji środowiska naturalnego naszej planety i kształtowanie przyszłości, gdzie ludzie żyją w zgodzie z naturą. Doświadczenie pokazuje nam, że dobro ludzi, przyrody i środowiska są ze sobą ściśle powiązane, niezależnie od tego, w jakim miejscu na świecie się znajdujemy. Nasze działania są innowacyjne, oparte na współpracy i bazujące na dowodach naukowych. Dzięki temu chcemy w pełni uwzględniać i odpowiadać na potrzeby środowiska i społeczeństwa w podejmowanych działaniach. Wierzymy, że dialog i otwartość na różnorodność jest siłą, z której możemy czerpać energię i inspirację.

Od 2001 roku WWF chroni przyrodę w Polsce. Ratujemy zagrożone gatunki. Prowadzimy działania na rzecz ochrony nie tylko największych polskich drapieżników – wilka, rysia i niedźwiedzia oraz ssaków bałtyckich – foki i morświna, ale też miejsc ich występowania. Poprzez edukację, prowadzenie dialogu z biznesem, decydentami, samorządami i różnymi grupami interesariuszy, promujemy zrównoważone rybołówstwo i rolnictwo oraz działamy na rzecz powstrzymania zmian klimatu. Walczymy z nielegalnym handlem ginącymi gatunkami roślin i zwierząt. Staramy się o to, aby morza i rzeki były pełne życia.

Wszystko co robimy zawdzięczamy zwykłym ludziom. Bez Waszej pomocy, skuteczna realizacja działań na rzecz ochrony przyrody nie byłaby możliwa.

Tym, którzy już nam pomogli – dziękujemy! Pozostałych zapraszamy do wsparcia naszej organizacji. **Razem możemy więcej!**

W 2004 r., w ramach projektu prowadzonego przez WWF Polska w Puszczy Białowieskiej, ukazała się książka pt. *Drugie życie drzewa*. Jej publikacja związana była z potrzebą edukacji społeczeństwa nt. ochrony pozostałości naturalnych, nizinnych lasów w Puszczy Białowieskiej oraz zachodzących tam procesów przyrodniczych. Ostatecznie książka ta uzyskała jednak bardziej uniwersalny charakter, ponieważ odnosiła się do potrzeby zachowania różnorodności przyrodniczej w ogóle.

Drugie życie drzewa było pierwszym wydawnictwem w Polsce tak szeroko opisującym zjawisko zamierania drzew oraz ich „życia po śmierci”. Książka cieszyła się dużym zainteresowaniem zarówno wśród specjalistów zajmujących się nauką, ochroną przyrody, edukacją przyrodniczą, jak i miłośników przyrody. Po wyczerpaniu nakładu wiele osób zachęcało nas do kolejnego wydania tej pozycji. Ponownie oddajemy więc w ręce Czytelników, mamy nadzieję, potrzebną i ważną książkę, która będzie zachęcać do innego patrzenia na las oraz inspirować do ochrony tego, co w nim najcenniejsze. Pod względem koncepcji i układu treści, drugie wydanie książki bazuje w dużej mierze na swoich pierwowzorze. Znacznie rozszerzono jednak zakres materiału oraz zaktualizowano treści zawarte w pierwszym wydaniu.

Stefan Jakimiuk
WWF Polska

ISBN 978-83-60757-96-3

Fundacja WWF Polska

Warszawa 2022



Naszą misją jest powstrzymanie degradacji środowiska naturalnego i budowanie przyszłości, w której ludzie będą żyć w harmonii z naturą.

razem możemy więcej

wwf.pl

WESPRZYJ DZIAŁANIA FUNDACJI WWF POLSKA
PRZEKAŻ DAROWIZNĘ NA POMAGAM.WWF.PL