

# Martwe i zamierające drzewa w ekosystemie leśnym – ilość, jakość i różnicowanie

Michał Ciach

**Abstrakt.** Obecność martwego drewna ma kluczowe znaczenie dla występowania licznej grupy gatunków wyspecjalizowanych. Jednak rola jakości (m.in. stopnia rozkładu), form występowania oraz jednostkowych wielkości martwego drewna poznana jest ciągle niedostatecznie. Wyniki szeregu prac dowodzą, że kluczowe znaczenie dla występowania poszczególnych gatunków ma nie sumaryczna ilość martwego drewna, ale jego jakość – stopień rozkładu oraz miąższość pojedynczych zamarłych drzew. Wycinanie drzew żywych o dużej pierśnicy oraz usuwanie drzew martwych i zamierających w ramach gospodarki leśnej wpływa negatywnie na występowanie gatunków uzależnionych od obecności zróżnicowanego jakościowo i wielkościowo martwego drewna. Dobrze rozpoznana rola gatunków stenotopowych, takich jak dzięcioł trójpalczasty i dzięcioł biało grzbiety, jako wskaźnikowych oraz parasolowych, sugeruje wykorzystanie ich preferencji siedliskowych jako narzędzia w planowaniu ochrony i użytkowania ekosystemów leśnych.

**Słowa kluczowe:** martwe drzewa, martwe drewno, zamierające drzewa, jakość martwego drewna, wybiórczość siedliskowa, gospodarka leśna, dzięcioły

**Abstract. Dead and dying trees in forest ecosystem – quantity, quality, and diversity.** The presence of dead wood is of key importance for the occurrence of a numerous group of specialist species. However, the significance of the quality (degree of decomposition), forms of occurrence, and unit size of dead wood is still known vaguely. The results of a number of studies demonstrate that the total quantity of dead wood is not of key importance for the occurrence of particular species, but its quality – the degree of decomposition and the volume of single dead trees – is. Cutting out live trees with a large diameter and removal of dead and dying trees as a part of forest management affects negatively the occurrence of species dependent on the presence of diversified with regard to quality and quantity dead wood. A well recognized role of specialist species, such as the Three-toed Woodpecker and the White-backed Woodpecker, as indicative species and umbrella species, suggests using their habitat preferences as tools in planning of protection and usage of forest ecosystems.

**Keywords:** dead trees, dead wood, decaying trees, dead wood quality, habitat selection, forest management, woodpeckers

## Wstęp

Ekologiczna rola zamierających, martwych i rozkładających się drzew zamyka się w czterech głównych obszarach: produktywności lasu, długoterminowej akumulacji węgla, kształtowaniu geomorfologii – zwłaszcza stoków oraz cieków wodnych, a także w tworzeniu siedlisk i struktur stanowiących miejsce występowania i rozwoju organizmów żywych (Stevens 1997). Do pojawiania się martwego drewna przyczyniają się liczne procesy i zjawiska zachodzące

w środowisku leśnym. Zamieranie drzew, a tym samym inicjowanie procesu ich rozkładu, jest efektem wiatrolomów i wiatrowałów, obfitych opadów śniegu, pożarów, osuwisk ziemi, powodzi i podtopień, susz, żeru zwierząt roślinożernych – zwłaszcza owadów, chorób biotycznych i skażeń środowiska, a także konkurencji między- i wewnątrzgatunkowej, naturalnej śmierci, jak również celowej działalności człowieka. Jednak poszczególne z wymienionych zjawisk mają odmienny charakter – zachodzą one w sposób ciągły lub występują jedynie okresowo. Ponadto, proces pojawiania się martwego drewna ma także różną skalę powierzchniową – od zjawisk lokalnych, dotyczących jednego drzewa, czy nawet jego części, po zjawiska wielkoskalowe, takie jak np. rozległe pożary lasów. W efekcie dynamika pojawu martwego drewna jest silnie zróżnicowana czasowo-przestrzennie (Kuuluvainen 2002).

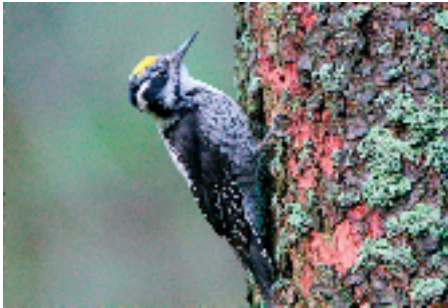
Martwe drewno stanowi istotny składnik ekosystemu, odgrywający kluczową rolę w dynamice i kształtowaniu środowiska leśnego (Harmon et al. 1986). Zamierające, martwe i rozkładające się drzewa mają wysokie znacznie siedliskotwórcze, tworząc miejsca do życia i rozwoju wielu grup organizmów żywych (Berg et al. 1994, Bobiec et al. 2005). W środowisku leśnym martwe i zamierające drzewa występują w wielu formach. Do głównych należą: pnie (stojące, połamane lub powalone), konary, gałęzie, gałązki, korzenie, kora, wykroty, pniaki. Do ważnych, bardziej specyficznych i rzadziej występujących form należą wnętrza dziupli (naturalnych lub wykutych przez ptaki), których ściany podlegają powolnemu procesowi rozkładu i powiększają się, próchnowiska, wypaleniska, czy też gleba bezpośrednio przylegająca i miesząca się z rozkładającą się nekromasą drzewną.

Powolny proces rozkładu drewna (Kruys et al. 2002) prowadzi do długotrwałej i dynamicznej sukcesji wysoce specyficznych warunków mikrosiedliskowych – od drewna twardego po mursz powstały w końcowych etapach rozkładu. Gatunki zasiedlające martwe i zamierające drzewa napotykać można bogactwo form i jakości nekromasy drzewnej. W efekcie saproksylobionty należą do gatunków wyspecjalizowanych, posiadających wąskie wymagania odnośnie form występowania, stadiów rozkładu oraz wielkości zasobów martwych drzew.

## Gatunki uzależnione lub powiązane z obecnością martwego drewna

Szacuje się, że blisko 60% organizmów żyjących w lesie korzysta w różnym stopniu z zasobów martwego drewna (Bunnell et al. 2002b), a więc rola nekromasy drzewnej jest nie do przecenienia. Do organizmów korzystających z zasobów martwego drewna należą: pierwotniaki, bakterie, grzyby, śluzowce, glony, wątrobowce, porosty, mchy, paprocie, rośliny nasienne, zwierzęta bezkręgowce (m.in. owady, ślimaki) oraz zwierzęta kręgowce (ryc. 1). Do grup najbardziej utożsamianych z obecnością martwego drewna należą niektóre ssaki oraz ptaki. Martwe i zamierające drzewa są wykorzystywane przez te kręgowce głównie jako miejsca rozrodu, schronienia lub żerowania. Jednak ich rola jest daleko większa – są wykorzystywane m.in. jako „punkty informacyjne” podczas znakowania terytoriów, szlaki migracji dla organizmów wilgociolubnych, miejsca ukrywania zapasów pokarmowych (spizarnie).

Ptaki wykorzystujące martwe i zamierające drzewa jako miejsca lęgowe dzielimy na dwie grupy. Są to dziuplaki pierwotne – gatunki zdolne do samodzielnego wykuwania dziupli oraz dziuplaki wtórne, zasiedlające istniejące już dziuple. Do grupy dziuplaków pierwotnych należą dzięcioły: dzięcioł czarny *Dryocopus martius*, dzięcioł zielony *Picus viridis*, dzięcioł zielonosiwy *Picus canus*, dzięciołek *Dendrocopos minor*, dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus*, dzięcioł średni *Dendrocopos medius*, dzięcioł białoszyi *Dendrocopos syriacus*, dzięcioł duży *Dendrocopos major* oraz dzięcioł białogrzbiety *Dendrocopos leucotos*. Grupa ta jest uzależniona od obecności martwych i zamierających drzew, ponieważ zazwyczaj rozłożone drewno stanowi dopiero substrat, w jakim mogą być wykuwane dziuple.



**Ryc. 1.** Przykłady organizmów korzystających z zasobów martwego drewna: grzyby i mchy porastające kłodę jodły *Abies alba* – widoczne także ślady obecności ślimaków (ryc. lewa górna); salamandra plamista *Salamandra salamandra* poruszająca się po silnie zmuszalej kłodzie (ryc. prawa górna); dzięcioł trójpalczasty *Picoides tridactylus* – samiec żerujący na zamierającym świerku *Picea abies* porośniętym przez liczne porosty (ryc. lewa dolna); nadobnica alpejska *Rosalia alpina* – para kopulująca na zamarych bukach *Fagus sylvatica* (ryc. prawa dolna) (fot. M. Ciach)

*Fig. 1. Examples of organisms using resources of dead wood: fungi and mosses covering a log of Fir *Abies alba* – visible also marks of the presence of snails (the upper left-hand figure); the Fire Salamander *Salamandra salamandra* moving on a strong rotted log (the upper right-hand figure); the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* – male preying on a nearly dead Spruce *Picea abies* covered by numerous lichens (the lower left-hand figure); the *Rosalia longicorn* *Rosalia alpina* – a pair copulating on a dead Beech *Fagus sylvatica* (the lower right-hand figure)*

Do grupy dziuplaków wtórnych należą: krętogłów *Jynx torquilla*, puszczyk *Strix aluco*, pójdzka *Athene noctua*, włochatka *Aegolius funereus*, sóweczka *Glaucidium passerinum*, sianiak *Columba oenas*, jerzyk *Apus apus*, kraska *Coracias garrulus*, dudek *Upupa epops*, pleszka *Phoenicurus phoenicurus*, muchołówka białoszyja *Ficedula albicollis*, muchołówka żałobna *Ficedula hypoleuca*, muchołówka mała *Ficedula parva*, muchołówka szara *Muscicapa striata*, bogatka *Parus major*, modraszka *Cyanistes caeruleus*, sosnowka *Periparus ater*, czubatka *Lophophanes cristatus*, czarnogłówka *Poecile montanus*, sikora uboga *Poecile palustris*, kowalik *Sitta europaea*, pełzacz leśny *Certhia familiaris*, pełzacz ogrodowy *Certhia brachydactyla*, kawka *Corvus monedula*, szpak *Sturnus vulgaris*, gągoł *Bucephala clangula*, nurogęś *Mergus merganser*. Ponadto niektóre gatunki budujące gniazda otwarte mogą sporadycznie korzystać

z dziupli i umieszczać w nich swoje gniazda (np. pokrzywnica *Prunella modularis*, strzyżyk *Troglodytes troglodytes*, rudzik *Erithacus rubecula*, kopciuszek *Phoenicurus ochruros*, kos *Turdus merula*, śpiewak *Turdus philomelos*, drożdżik *Turdus iliacus*). Niektóre duże gatunki (np. puszczyk uralski *Strix uralensis*) wykorzystują w znacznym stopniu wypróchniałe kominy powstałe w złomach lub dziuple pochodzenia naturalnego. Miejsca takie są w ekosystemach leśnych dużo rzadsze niż dziuple wykute przez dziuplaki pierwotne, a sam proces powstawania dziupli naturalnej jest niezwykle długotrwały.

Spośród licznych gatunków ptaków związanych z martwymi i zamierającymi drzewami pierwszoplanową rolę odgrywają dzięcioły, a zwłaszcza dzięcioł trójpalczasty oraz dzięcioł białogrzbiety, które uważane są za ikony ochrony przyrody i indykatory naturalności ekosystemów leśnych. Jako gatunki o wąskich wymaganiach siedliskowych (gatunki stenotopowe) są one ściśle związane ze starymi lasami naturalnymi z dużą ilością martwego drewna (Aulén i Lundberg 1991, Hogstad i Stenberg 1994, Wesołowski 1995, Mikusiński i Angelstam 1998, Mikusiński et al. 2001, Imbeau i Desrochers 2002a, b, Pakkala et al. 2002, Angelstam et al. 2003, 2004, Pechacek i d'Oleire-Oltmanns 2004, Gjerde et al. 2005, Wesołowski et al. 2005, Garmedia et al. 2006, Virkkala 2006, Sjöberg et al. 2007, Roberge et al. 2008). Dzięki zdolności samodzielnie tworzenia dziupli dzięcioły te dostarczają miejsc odpoczynku i gniazdowania dla licznej grupy dziuplaków wtórnych. Ponadto obecność dzięcioła trójpalczastego oraz dzięcioła białogrzbiatego silnie koreluje z ogólnym poziomem bioróżnorodności gatunkowej zwierząt (Mikusiński et al. 2001, Nilsson et al. 2001, Angelstam et al. 2003, 2004). W efekcie dzięcioły te są uznawane za gatunki parasolowe (Franc et al. 2001), których ochrona korzystnie oddziałuje na znaczną liczbę naturalnie współwystępujących taksonów (Fleishman et al. 2000). Zatem wiedza o funkcjonowaniu populacji tych gatunków może być punktem wyjścia do zrozumienia funkcjonowania i wypracowania sposobów ochrony całego zespołu saproksylobiontów.

## Gospodarka leśna a zasoby martwego drewna

Gospodarka leśna prowadzi do systematycznego usuwania drzew o niskiej wartości ekonomicznej lub stanowiących domniemane zagrożenie dla stabilności i zdrowotności lasów gospodarczych. Zachowanie właściwego stanu sanitarnego lasu odbywa się poprzez usuwanie martwych, zamierających i rozkładających się drzew, co prowadzi w konsekwencji do silnego zubożenia zasobów przyrodniczych lasów gospodarczych. Ponadto użytkowanie rębne drzewostanów prowadzi do pozyskiwania drzew o dużych rozmiarach, a tym samym eliminuje niemal całkowicie możliwość naturalnego pojawu wielkogabarytowych objętości nekromasy drzewnej (Marage i Lemperiere 2005). Obecność martwych drzew, umożliwiających rozwój gatunków kambio- i ksylofagicznych oraz zapewniających potencjalne miejsca do gniazdowania, ma dla dzięcioła trójpalczastego i dzięcioła białogrzbiatego znaczenie kluczowe. Brak martwego drewna jest uważany za najważniejszy czynnik limitujący występowanie tych gatunków (Carlson 1998, Imbeau i Desrochers 2002a, b, Bütler et al. 2004a, b, Pechacek i Kristin 2004, Pechacek i d'Oleire-Oltmanns 2004, Wesołowski et al. 2005, Czeszczewik i Walankiewicz 2006, Stachura-Skierczyńska et al. 2009). Praktyki gospodarki leśnej prowadzące do pozostawiania znikomej ilości martwego drewna powodują, że najbardziej zagrożoną grupę organizmów w ekosystemie leśnym stanowią właśnie gatunki, których rozwój jest ściśle związany z martwymi, zamierającymi i rozkładającymi się drzewami (Berg et al. 1994).

Szerokie zainteresowanie rolą i znaczeniem martwego drewna doprowadziło jednak w ostatnich latach do postawienia tezy, że nie sama sumaryczna ilość nekromasy drzewnej, ale jej forma i jakość mają większe znaczenie dla występowania poszczególnych gatunków grzybów, roślin, czy bezkręgowców (Ódor et al. 2006, Tikkanen et al. 2006, Lassaue et al. 2011). Jednak mimo częstego zainteresowania relacjami między obecnością martwego drewna a występowania-

niem saproksylobiontów, w odniesieniu do wielu z nich dotychczas nie analizowano szczegółowo roli jakości (formy występowania i stopnia rozkładu) oraz jednostkowych wielkości drzew martwych. Wysoce specyficzne wymagania organizmów stenotopowych pozwalają na przypuszczenie, że w przypadku licznych gatunków, nie tyle sumaryczna ilość nekromasy drzewnej, ale przede wszystkim forma jej występowania oraz jakość odgrywają rolę najistotniejszą.

## Formy występowania martwego drewna

Martwe drewno jest nieodłącznym składnikiem naturalnego ekosystemu leśnego (Christensen et al. 2005). Obecność nekromasy drzewnej jest najistotniejszą cechą odróżniającą lasy o dominujących funkcjach produkcyjnych od lasów przyrodniczo cennych (ryc. 2). Choć w lasach gospodarczych spotykane są obecnie zauważalne objętości martwego drewna, to najczęściej składają się na nią pniaki, będące efektem minionego użytkowania gospodarczego oraz małogabarytowe lub silnie rozłożone drzewa, będące efektem naturalnego wydzielania się lub planowego pozostawiania pojedynczych tzw. drzew ekologicznych. W efekcie lasy gospodarcze pozbawione są wielkogabarytowych drzew w zróżnicowanych stadiach rozkładu.

Drzewa są silnie zróżnicowaną przestrzennie strukturą biologiczną składającą się z wielu elementów, które tworzą szereg mikrosiedlisk – od pączków, liści i igieł, poprzez gałęzie, konary i pnie, aż po korzenie (Evans i Jukes 2000). Na przykładzie grzybów wykazano, że obumieranie niemal każdego z elementów drzewa jest potencjalnym źródłem nekromasy wykorzystywanej przez poszczególne gatunki (Heilmann-Clausen i Christensen 2004). Jednak z punktu wymagań siedliskowych szerokiej grupy saproksylobiontów najważniejsze znaczenie mają wielkogabarytowe fragmenty drzewa, głównie pnie i grube konary. Powolny proces ich rozkładu zapewnia długotrwałą ciągłość siedlisk, a tym samym pozwala na występowanie gatunków o długim okresie rozwoju lub powolnym tempie zasiedlenia. Pnie i konary zamarłych drzew mogą występować w środowisku leśnym w kilku formach – w całości, jako zamarłe i rozkładające się drzewa stojące, w całości lub części, jako leżące kłody, a także jako połamane drzewa stojące – tzw. złomy.

Wiedza o wymaganiach poszczególnych gatunków odnośnie form występowania martwego drewna jest ciągle niewystarczająca. Jednak różne taksony lub całe grupy taksonów wykazują pewne ogólne preferencje względem form martwego drewna (Tikkanen et al. 2006). Grzyby, mchy, wątrobowce licznie występują na drewnie leżącym, co zapewne związane jest z większą jego wilgotnością, porosty (np. brodaczki *Usnea*) związane są głównie z martwymi drzewami stojącymi. Wśród ptaków wyraźna jest preferencja martwych drzew stojących (Hogstad 1977, Bütler et al. 2004a, b, Pechacek i d'Oleire-Oltmanns 2004, Pechacek 2006, Wesołowski et al. 2005). Drzewa takie są miejscem występowania larw ksylo- i kambiofagów z rodzin kózkowate *Cerambycidae* i ogódkowate *Scolytidae* (Pechacek i Kristin 2004), które stanowią główny pokarm ptaków. Jednocześnie martwe drzewa stojące stanowią potencjalne miejsce do wykuwania dziupli i zakładania lęgów.

## Jakość (stopień rozkładu) drzew martwych

Do cech martwego drewna mających znaczenie dla występowania na nim organizmów żywych należą gatunek drzewa, stopień rozkładu, jednostkowa wielkość oraz rozmieszczenie przestrzenne (Söderström 1988, Samuelsson et al. 1994). Jednak dotychczas stosunkowo niewiele miejsca poświęca się zagadnieniu jakości (stopnia rozkładu) martwego drewna dla występowania i rozwoju poszczególnych organizmów żywych. Brakuje danych mogących stanowić podstawę do planowania gospodarowania zróżnicowanymi jakościowo zasobami martwego drewna. Prace amerykańskie wskazują na bardzo silne i odmienne preferencje ptaków gniazdujących w drzewach o różnym stopniu rozkładu (Bunnell et al. 2002b). Selekcja miejsca lęgowego zależy u dzięciołów od stopnia rozkładu drewna, przy czym preferowany



**Ryc. 2.** Martwe drewno w ekosystemie leśnym na przykładzie obszarów podlegających ochronie ścisłej w Babiogórskim Parku Narodowym: górnoregłowy bór świerkowy *Plagiothecio-Piceetum* (ryc. górna) oraz buczyna karpacka *Dentario glandulosae-Fagetum* (ryc. dolna) (fot. M. Ciach)

*Fig. 2. Dead wood in a forest ecosystem based on the example of areas subject to strict protection in Babia Góra National Park: mountain spruce forest *Plagiothecio-Piceetum* (the upper figure) and carpathian beech forest *Dentario glandulosae-Fagetum* (the lower figure)*

stopień rozkładu może być różny w zależności od gatunku drzewa gniazdowego. Podobna sytuacja ma miejsce w przypadku ssaków wykorzystujących martwe drzewa – wybór miejsc rozrodu zależy od stopnia rozkładu drewna oraz zmienia się w zależności od gatunku drzewa. Wśród niższych grup taksonów wyraźne są preferencje względem stopnia rozkładu martwego drewna (Tikkanen et al. 2006) i zależnie od gatunku wybierane są drzewa w różnych stadiach rozkładu.

Znaczenie jakości martwego drewna (stopnia rozkładu) jest również wyraźne w odniesieniu do wybiórczości żerowiskowej ptaków. Dzięcioły oraz ptaki z grupy dziuplaków wtórnych wykazują zróżnicowane preferencje względem drzew, na jakich żerują w zależności od gatunku drzewa oraz stopnia rozkładu drewna (Bunnell et al. 2002b). Jednocześnie w preferencjach gniazdowych i żerowiskowych znaczenie ma wielkość drzewa – wyraźnie wybierane są drzewa o dużych rozmiarach (Bunnell et al. 2002b).

Dzięciół trójpalczasty wykorzystuje drzewa świerkowe jako podstawowe miejsce żerowania (Angelstam i Mikusiński 1994). Dieta gatunku zmienia się w zależności od pory roku. Owady z rodziny kózkowatych stanowią główny pokarm dorosłych ptaków w okresie lęgowym, podczas gdy imago oraz larwy różnych gatunków korników są podstawowym pożywieniem poza sezonem lęgowym (Fayt 2003, Pechacek i Kristin 2004). Jednak informacje o jakości wykorzystywanych drzew żerowiskowych są dość skąpe, gdyż w badaniach nad ekologią żerowania stopień rozkładu martwych drzew zwykle był nieuwzględniany lub traktowany dość ogólnikowo (Hogstad 1977, Pechacek i d'Oleire-Oltmanns 2004, Pechacek 2006).

Kluczową rolę w występowaniu dzięcioła trójpalczastego odgrywa obecność osłabionych i świeżo zamierających drzew, które stanowią miejsce liczego występowania i dynamicznego rozwoju owadów stanowiących główny składnik diety gatunku (Farris i Zack 2005). Jednocześnie sumaryczna ilość nekromasy drzewnej, w tym obecność dawno zamarych oraz silnie rozłożonych drzew nie odgrywa już znaczącej roli w preferencjach siedliskowych tego gatunku (Ciach et al. 2011). Drzewa we wczesnych stadiach rozkładu, będące w 2-3 roku zamierania najsilniej wpływają na występowanie dzięcioła trójpalczastego (Fayt 2003).

## **Wielkość ma znaczenie – rola drzew martwych o dużych rozmiarach**

Grube drzewa wolniej ulegają rozkładowi w efekcie korzystnego stosunku objętości do powierzchni (Stevens 1997). Dzięki temu mogą one służyć przez dłuższy czas jako substrat dla gatunków o długim czasie rozwoju. Obecność dużych jednostkowych objętości martwego drewna wpływa na bioróżnorodność grzybów (Heilmann-Clausen i Christensen 2004), mchów (Andersson i Hytteborn 1991) oraz owadów saproksylobiotycznych (Grove i Meggs 2003, Similä et al. 2003, Johansson 2006). Obecności wielkogabarytowych martwych drzew ma także kluczowe znaczenie dla występowania ptaków z grupy dziuplaków pierwotnych, które częściej wybierają drzewa o dużej pierśnicy jako miejsca lęgowe (Mannan et al. 1980, Spiering i Knight 2005). Również nietoperze preferują jako miejsca odpoczynku dziuple wykute w drzewach o dużych rozmiarach (Bunnell et al. 2002a).

Fakt silnej preferencji przez dzięcioła trójpalczastego dojrzałych drzewostanów złożonych z drzew o dużej pierśnicy był już wcześniej podkreślany (Imbeau i Desrochers 2002b, Angelstam et al. 2004, Bütler et al. 2004a, Pechacek i Oleire – d'Oltmanns 2004, Wesołowski et al. 2005). Jednak aktualne wyniki (Ciach et al. 2011) wskazują na dużą selektywność dzięcioła trójpalczastego względem rozmiarów pojedynczych drzew martwych i zamierających. Gatunek wybiera miejsca z zasobami pokarmowymi skupionymi na małej przestrzeni. Odpowiednie warunki do dynamicznego rozwoju kambiofagów stwarza obecność drzew o dużych rozmiarach. W efekcie dzięciół trójpalczasty preferuje drzewostany z obecnością osłabionych i świeżo zamierających drzew o dużych rozmiarach (Ciach et al. 2011).



**Ryc. 3a.** Drzewa o dużych rozmiarach pozostawione w lesie do ich naturalnej śmierci są kluczowym składnikiem ekosystemu (fot. M. Ciach)

*Fig. 3a. Large size trees left in the forest until their natural death are the key component of the ecosystem*





**Ryc. 3b.** Drzewa niewielkich rozmiarów pozostawiane w postaci tzw. drzew ekologicznych nie są wystarczającą formą martwego drewna w lesie (fot. M. Ciach)

*Fig. 3b. Small size trees left in the form of so-called ecological trees are not sufficient form of dead wood in the forest*

Kluczowe znaczenie przy wyborze terytorium lęgowego mają rozmiary drzew osłabionych i świeżo zamierających. W takich warunkach mogą licznie rozwijać się owady stanowiące pokarm dzięciołów (Pechacek i Kristin 2004, Fayt et al. 2005). Ponadto możliwość użytkowania skupionych przestrzennie zasobów pokarmowych (kilka dużych drzew na małej powierzchni vs. wiele drobnych drzew rozproszonych na znacznym obszarze) wpływa korzystnie na wielkość terytorium, budżet czasowy i wysiłek energetyczny przeznaczony na żerowanie i utrzymanie terytorium. W efekcie obecność dużych drzew skraca czas przeznaczony na efektywne żerowanie oraz optymalizuje całkowity bilans energetyczny, co wpływa na przeżywalność i reprodukcję gatunku.

Kluczowe znaczenie dla występowania szerokiej gamy gatunków ma średnia miąższość pojedynczego martwego drzewa, a nie bezwzględna suma niewielkich jego fragmentów (ryc. 3). Dotychczas wykazano znaczenie jakości (stopnia rozkładu) oraz wielkości martwych i zamierających drzew dla występowania licznych gatunków grzybów, roślin, czy bezkręgowców (Ódor et al. 2006, Tikkanen et al. 2006, Lassauce et al. 2011). Podobne znaczenie jakości i wielkości martwych drzew dla kręgowców, zwłaszcza ptaków, uzależnionych troficznie od zasobów martwego drewna, nie było jak dotąd badane.

## **Wpływ gospodarki leśnej – zalecenia ochronne**

Obecnie jako główną przyczynę wymierania gatunków uznaje się zanik i degradację środowisk ich występowania (Tilman et al. 1994, Dobson et al. 1997, Fahrig 2001, Hanski i Ovaskainen 2002). Choć w zrównoważonej gospodarce leśnej uznawana jest potrzeba zarządzania i przywracania różnorodności biologicznej w środowiskach leśnych, to działania gospodarcze wpływają na zmianę struktury przestrzennej (fragmentacja lasu), wiekowej, gatunkowej oraz przede wszystkim na ilość, formę i stopień rozkładu martwego drewna. Zmiany te najmocniej odbijają się na ogromnej oraz ważnej grupie organizmów – saproksylobiontach, stanowiących 20-30% wszystkich gatunków leśnych (Berg et al. 1994, Siitonen 2001, Heilmann-Clausen i Christensen 2004, Johansson 2006, Nieto i Alexander 2010). Niedostatek martwego drewna w różnych formach występowania i stopniach rozkładu powoduje zanik szeregu specyficznych mikrosiedlisk, stanowiących miejsce występowania stenobiontów. Gatunki wysoce wyspecjalizowane stanowią obecnie najbardziej zagrożoną i zanikającą grupę organizmów w ekosystemie leśnym, odróżniającą lasy gospodarcze od lasów pierwotnych i naturalnych.

Jak dotąd mało miejsca poświęca się randze poszczególnych stadiów zamierania i rozkładu drzew oraz właściwemu gospodarowaniu zróżnicowanymi jakościowo zasobami martwego drewna w ochronie populacji saproksylobiontów. W celu skutecznej ochrony populacji poszczególnych gatunków należy określić wartości progowe ilości i jakości martwego drewna gwarantujące zachowanie stabilnych i żywotnych populacji.

## **Dzięcioł trójpalczasty i dzięcioł białogrzbiety jako indykatory różnorodności biologicznej lasu**

Obecność dzięcioła trójpalczastego w lasach iglastych, a dzięcioła białogrzbietego w lasach liściastych jest pozytywnie skorelowana z bogactwem gatunkowym innych ptaków leśnych (Mikusiński et al. 2001). Silne przywiązanie dzięciołów do martwego drewna sprawiło, że są one dobrym wskaźnikiem naturalności ekosystemów (Marchetti 2004, Roberge 2006, Virkkala 2006). Dobrze rozpoznana rola dzięciołów w środowisku powoduje, że są one często wykorzystywane jako instrument w ochronie, planowaniu i zarządzaniu środowiskiem (Mikusiński et al. 2001, Nilsson et al. 2001, Angelstam et al. 2003, 2004, Büttler et al. 2004a, Marchetti 2004, Roberge 2006). Należy mieć jednak na uwadze, że w planowaniu ochrony powinno się raczej stosować zestawy gatunków aniżeli pojedynczy gatunek parasolowy, a wszelkie wskazania gospodarcze traktować jako wstępne, wymagające dalszego rozwijania i udoskonalania

(Lambeck 1997, Angelstam et al. 2004, Roberge i Angelstam 2004). Mimo tego dzięcioły są bodaj najlepszym wskaźnikiem jakości, naturalności i stanu zachowania środowiska.

Silne preferencje dzięcioła trójpalczastego względem jakości i wielkości nekromasy drzewnej powodują, iż gatunek ten staje się potencjalnym indykatorem obecności w ekosystemie leśnym martwych i zamierających drzew we wczesnych stadiach rozkładu. Podobna rola innych gatunków dzięciołów, np. dzięcioła biało-grzbietego w odniesieniu do silnie rozłożonej nekromasy drzewnej, powoduje, że cały zespół gatunkowy dzięciołów tworzy system indyktorów bogactwa i naturalności ekosystemu leśnego.

## **Dzięcioły jako narzędzie w planowaniu ochrony ekosystemów leśnych**

Fragmentacja siedlisk oraz spadek ilości preferowanych drzew prowadzą do powiększenia terytoriów oraz wzrostu konkurencji między- i wewnątrzgatunkowej (Hogstad 1971, 1977, 1991, 1993, Pechacek i d'Oleire-Oltmanns 2004, Pechacek 2006). Zapewnienie odpowiedniej ilości siedlisk optymalnych oraz substratu do rozwoju bazy pokarmowej będą sprzyjać zmniejszeniu wielkości terytoriów oraz spadkowi konkurencji pokarmowej, a tym samym tworzyć sprzyjające warunki do rozwoju populacji.

Dzięcioły zasiedlające obszary o optymalnych warunkach siedliskowych (oferujących duże ilości odpowiedniej jakościowo nekromasy drzewnej) mogą stanowić populacje źródłowe (Pulliam 1988). Zasilając swoim wysokim przyrostem naturalnym populacje ujściowe o przyroście ujemnym, pozostają jedynym potencjalnym zapleczem ewentualnego wzrostu lub ekspansji całej populacji gatunku. Zachowanie właściwego stanu siedlisk w miejscach występowania populacji źródłowych może mieć kluczowe znaczenie dla występowania gatunku na znacznie szerszym obszarze.

Przeciętna wielkość terytorium jednej pary dzięcioła trójpalczastego i dzięcioła biało-grzbietego w sezonie lęgowym wynosi około 100 ha (Angelstam et al. 2004). Wartość ta, pomnożona przez liczbę par tworzących żywotną populację (Reed et al. 1988, Walters 1991, Wesolowski et al. 2005) powinna wskazać obszary, które powinny być objęte działaniami ochronnymi. W miejscach takich koniecznym jest wprowadzenie do zasad gospodarowania lasami wymaganych przez dzięcioły progowych ilości martwych i zamierających drzew (Bütler et al. 2004a, 2004b, Müller i Bütler 2010), z uwzględnieniem ich zróżnicowania jakościowego.

Dzięcioły znacząco limitują populację owadów ksylo- i kambiofagicznych (Fayt et al. 2005). Zachowanie fragmentów dojrzałych lasów naturalnych, będących miejscem występowania dzięcioła trójpalczastego i dzięcioła biało-grzbietego może w efekcie przyczyniać się do ochrony sąsiadujących drzewostanów gospodarczych. W efekcie konflikt między gospodarką leśną oraz ochroną gatunkową może być znacząco zmniejszony (Virkkala 2006), a ochrona dzięciołów pożądana ze względów czysto gospodarczych.

Gospodarka leśna poprzez wycinanie drzew o dużej pierśnicy, fragmentację lasu oraz usuwanie martwych i zamierających drzew negatywnie wpływa na obecność gatunków wymagających obecności martwego drewna w specyficznej formie, jakości i wielkości (Marage i Lempriere 2005). W związku z dobrze rozpoznaną rolą dzięcioła trójpalczastego i dzięcioła biało-grzbietego jako gatunków wskaźnikowych oraz parasolowych zaleca się wykorzystanie ich preferencji siedliskowych jako jednego z narzędzi przy sporządzaniu planów ochrony i użytkowania ekosystemów leśnych. Gatunki z różnych grup taksonomicznych, w tym wiele rzadkich i zagrożonych, może skorzystać z właściwej ochrony dzięcioła trójpalczastego i dzięcioła biało-grzbietego.

## **Literatura**

Andersson L. I., Hytteborn H. 1991. *Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forests*. *Holarctic Ecology* 14: 121-130.

- Angelstam P., Mikusiński G. 1994. *Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – A review*. *Annales Zoologici Fennici* 31: 157-172.
- Angelstam P. K., Büttler 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.
- Angelstam P., Roberge J.-M., Lohmus A., Bergmanis M., Brazaitis G., Dönz-Breuss M., Edenius L., Kosiński Z., Kurlavicius P., Lärmanis V., Lūkins M., Mikusiński G., Račinskis E., Strazds M., Tryjanowski P. 2004. *Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds*. *Ecological Bulletins* 51: 427-453.
- Aulén G., Lundberg A. 1991. *Sexual dimorphism and patterns of territory use by the Whitebacked Woodpecker *Dendrocopos leucotos**. *Ornis Scandinavica* 22: 60-64.
- Berg A., 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.
- Bobiec A., Gutowski J. M., Zub K., Pawlaczyk P., Laudenslayer W. F. 2005. *The afterlife of a tree*. WWF Poland, Warszawa.
- Bunnell F. L., Wind E., Boyland M., Houde I. 2002a. *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.
- Bunnell F. L., Houde I., Johnston B., Wind E. 2002b. *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.
- Büttler R., Angelstam P., Ekelund P., Schlaepfer R. 2004a. *Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest*. *Biological Conservation* 119: 305-318.
- Büttler R., Angelstam P., Schlaepfer R. 2004b. *Quantitative snag targets for the three-toed woodpecker *Picoides tridactylus**. *Ecological Bulletins* 51: 219-232.
- Carlson A. 1998. *Territory quality and feather growth in the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos**. *Journal of Avian Biology* 29: 205-207.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E. P., Ódor P., Standovář T., Rozenbergar D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. 2005. *Dead wood in European beech *Fagus sylvatica* forest reserves*. *Forest Ecology and Management* 210: 267-282.
- Ciach M., Fluda M., Mrowiec W. 2011. *Dead wood in the Three-toed Woodpecker's *Picoides tridactylus* habitat selection: size and quality do matter*. *Mscr.*
- Czeszczewik D., Walankiewicz W. 2006. *Logging and distribution of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in the Białowieża Forest*. *Annales Zoologici Fennici* 43: 221-227.
- Dobson A. P., Bradshaw A. D., Baker A. J. M. 1997. *Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology*. *Science* 277: 515-522.
- Evans H. F., Jukes M. R. 2000. *The role of niche availability as a factor determining the diversity and abundance of invertebrates on Scots pine, *Pinus sylvestris**. W: *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de Serie No.1: 273-295.
- Fahrig L. 2001. *How much habitat is enough?* *Biological Conservation* 100: 65-74.
- Farris K. L., Zack S. 2005. *Woodpecker-snag interactions: an overview of current knowledge in ponderosa pine systems*. W: Ritchie M. W., Maguire D. A., Youngblood A. (tech. coordinate). Proceedings of the symposium on ponderosa pine: issues, trends and management. 2004 October 18-21, Klamath Falls, Oregon. General Technical Report PSW-GTR-198. Albany CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture: 183-195.
- Fayt P. 2003. *Population ecology of the Three-toed Woodpecker under varying food supplies*. Doctoral thesis. University of Joensuu, Joensuu.
- Fayt P., Machmer M. M., Steeger C. 2005. *Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review*. *Forest Ecology and Management* 206: 1-14.
- Fleishman E., Murphy D. D., Brussard P. F. 2000. *A new method for selection of umbrella species for conservation planning*. *Ecological Applications* 10: 569-579.
- Franc A., Laroussinie O., Karjalainen T. (ed.). 2001. *Criteria and indicators for sustainable forest management at the forest management unit level*. *EFI Proceedings* 38. Joensuu, Finland.
- 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.

- Gjerde I., Sætersdal M., Nielsen T. 2005. *Abundance of two threatened woodpecker species in relation to the proportion of spruce plantations in native pine forests of western Norway*. Biodiversity and Conservation 14: 377-393.
- Grove S., Meggs J. 2003. *Coarse woody debris, biodiversity and management: a review with particular reference to Tasmanian wet eucalypt forests*. Australian Forestry 66: 258-272.
- Hanski I., Oksanen O. 2002. *Extinction debt at extinction threshold*. Conservation Biology 16: 666-673.
- 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.
- 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.
- Hogstad O. 1971. *Stratification in winter feeding of the Great Spotted Woodpecker Dendrocopos major and the Three-toed Woodpecker Picoides tridactylus*. Ornis Scandinavica 2: 143-146.
- Hogstad O. 1977. *Seasonal change in intersexual niche differentiation of the Three-toed Woodpecker Picoides tridactylus*. Ornis Scandinavica 8: 101-111.
- Hogstad O. 1991. *The effect of social dominance on foraging by the Three-toed Woodpecker Picoides tridactylus*. Ibis 133: 271-276.
- Hogstad O. 1993. *Why is the Three-toed Woodpecker (Picoides tridactylus) more sexually dimorphic than other European Woodpeckers?* Beihefte Veröffentlichung Naturschutz Landschaftspflege Baden-Württemberg 67: 109-118.
- Hogstad O., Stenberg I. 1997. *Breeding success, nestling diet and parental care in the White-backed Woodpecker Dendrocopos leucotos*. Journal of Ornithology 138: 25-38.
- Imbeau L., Desrochers A. 2002a. *Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker Picoides tridactylus in a manager forest*. Forest Ecology and Management 164: 249-256.
- Imbeau L., Desrochers A. 2002b. *Foraging ecology and use of drumming trees by Three-toed Woodpeckers*. Journal of Wildlife Management 66: 222-231.
- Johansson T. 2006. *The conservation of saproxylic beetles in boreal forest: importance of forest management and dead wood characteristics*. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå.
- Kruys N., Jonsson B. G., Ståhl G. 2002. *A stage-based matrix model for decomposition dynamics of woody debris*. Ecological Applications 12: 773-781.
- Kuuluvainen T. 2002. *Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia*. Silva Fennica 36: 97-125.
- Lambeck R. J. 1997. *Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation*. Conservation Biology 11: 849-856.
- 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: 1027-1039.
- 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.
- 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.
- Marchetti M. (ed.). 2004. *Monitoring and indicators of forest biodiversity in Europe – from ideas to operability*. EFI Proceedings 51, Joensuu, Finland.
- Mikusiński G., Angelstam P. 1998. *Economic geography, forest distribution, and woodpecker diversity in Central Europe*. Conservation Biology 12: 200-208.
- Mikusiński G., Gromadzki M., Chylarecki P. 2001. *Woodpeckers as indicators of forest bird diversity*. Conservation Biology 15: 208-217.
- 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: 981-992.
- Nieto A., Alexander K. N. A. 2010. *European red list of saproxylic beetles*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Nilsson S. G., Hedin J., Niklasson M. 2001. *Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests*. Scandinavian Journal of Forest Research, Supplement 3: 10-26.
- Ódor P., Heilmann-Clausen J., Christensen M., Aude E., van Dort K. W., Piltaver A., Siller I., Veerkamp M.

- T., Walleyn 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.
- Pakkala T., Hanski I., Tomppo E. 2002. *Spatial ecology of the Three-toed Woodpecker in managed forest landscapes*. Silva Fennica 36: 279-288.
- Pechacek P. 2006. *Foraging behavior of Eurasian Three-toed Woodpeckers *Picoides tridactylus alpinus* in relation to sex and season in Germany*. Auk 123: 235-246.
- 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., Kristin A. 2004. *Comparative diets of adult and young Three-toed Woodpeckers in a European alpine forest community*. Journal of Wildlife Management 68: 683-693.
- Pulliam H. R. 1988. *Sources, sinks, and population regulation*. American Naturalist 132: 652-661.
- Reed J. M., Doerr P. D., Walters J. R. 1988. *Minimum viable population size of the Red-cockaded Woodpecker*. Journal of Wildlife Management 52: 385-391.
- Roberge J.-M. 2006. *Umbrella species as a conservation planning tool*. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Roberge J.-M., Angelstam P. 2004. *Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool*. Conservation Biology 18: 76-85.
- 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.
- Samuelsson J., Gustafsson L., Ingelög T. 1994. *Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity*. Uppsala, Sweden: Swedish Threatened Species Unit.
- Siitonen J. 2001. *Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example*. Ecological Bulletins 49: 11-41.
- 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.
- Sjöberg K., Pettersson R. B., Ball J. P., Sundström T. 2007. *Seed crops of Norway spruce and winter habitat quality for boreal birds: old-growth compared with managed forests*. Annales Zoologici Fennici 44: 486-495.
- Söderström L. 1988. *The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden*. Biological Conservation 45: 169-178.
- 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.
- Stachura-Skierczyńska K., Tumił T., Skierczyński M. 2009. *Habitat prediction model for three-toed woodpecker and its implications for the conservation of biologically valuable forests*. Forest Ecology and Management 258: 697-703.
- Stevens V. 1997. *The ecological role of coarse woody debris: an overview of the ecological importance of CWD in British Columbia forests*. Res. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Work. Pap. 30/1997.
- 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.
- Tilman D., May R. M., Lehman C. L., Nowak M. A. 1994. *Habitat destruction and the extinction debt*. Nature 371: 65-66.
- Virkkala R. 2006. *Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems*. Annales Zoologici Fennici 43: 82-85.
- Walters J. R. 1991. *Application of ecological principles to the management of endangered species: the case of the red-cockaded woodpecker*. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 22: 505-523.
- Wesołowski T. 1995. *Ecology and behaviour of White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland)*. Vogelwarte 38: 61-75.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Rowiński P. 2005. *Effects of forest management on Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* distribution in the Białowieża Forest (NE Poland): conservation implications*. Acta Ornithologica 40: 53-60.

**Michał Ciach**

Zakład Zoologii i Łowiectwa, Instytut Bioróżnorodności Leśnej,  
Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie  
michal.ciach@ur.krakow.pl