

LESZEK BUJOCZEK, STANISŁAW ZIĘBA, JAN BANAŚ

## Ocena zasobów martwego drewna w lasach gospodarczych z uwzględnieniem typów siedliskowych lasu oraz bonitacji gatunku panującego

Effect of site conditions and site index for the dominant tree species on the amount of deadwood in managed forests

### ABSTRACT

Bujoczek L., Zięba S., Banaś J. 2016. Ocena zasobów martwego drewna w lasach gospodarczych z uwzględnieniem typów siedliskowych lasu oraz bonitacji gatunku panującego. Sylwan 160 (4): 320-327.

The work studied the effects of site conditions on the amount of deadwood (DW) in managed forests in south-western Poland. Measurements included standing dead trees, snags with a diameter at breast height of at least 7 cm, and lying deadwood (logs, branches, uprooted trees, etc.) with a diameter at the thicker end of at least 10 cm. The study excluded snags and deadwood pieces with a diameter of less than 7 cm as well as stumps. Site conditions are presented according to the Polish site classification system taking into account both site fertility and water abundance. With respect of the fertility gradient, sites are classified as dystrophic, oligotrophic, mesotrophic, and eutrophic. In terms of water abundance, there are two types of sites: mesic (low or very low contribution of groundwater, rainwater, and floodwater, with an approximate springtime water table depth of more than 1.8 m) and moist (moderate or considerable contribution of groundwater, rainwater, and floodwater, with an approximate springtime water table depth of 0.5-1.8 m). We analyzed data from 2522 sampling plots with area ranging from 50 to 500 m<sup>2</sup> and depending on forest stand age. The plots were established in forest stands older than 21 years old. The predominant tree species in the study area were *Pinus sylvestris*, *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Betula pendula*, *Fagus sylvatica*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior* and *Picea abies*. In a separate analysis of data from 233 sampling plots, we studied the relationship between DW volume and the site index evaluated using a five-level classification (level I denotes sites with the highest productive capacity). Forest stands aged >80 years with the dominance of *Pinus sylvestris* were studied. The study showed a significant influence of site conditions on the DW volume in managed forests. Forest stands exhibiting better site conditions not only provided more timber, but also contributed with a greater amount of deadwood to the ecosystem. Forest stands with a site index of I contained as much as 4.9 m<sup>3</sup> of DW/ha, while stands with a site index of III only 2.4 m<sup>3</sup> of DW/ha. In terms of the 8 studied site types, it was also found that the average volume of DW increased with site fertility. The lowest volume of DW occurred on very nutrient-poor and mesic sites (0.6 m<sup>3</sup>/ha). In contrast, nutrient-rich and moist sites contained 15 times as much DW (9.5 m<sup>3</sup>/ha). Of paramount importance was water abundance. The volume of DW on moist sites was on average by 2.2-4.5 m<sup>3</sup>/ha higher than on mesic sites with the same fertility.

### KEY WORDS

coarse woody debris, snag, volume, site productivity, fertility, moisture

## ADDRESSES

Leszek Bujoczek – e-mail: leszek.bujoczek@ur.krakow.pl  
 Stanisław Zięba, Jan Banaś

Zakład Urządzania Lasu, Geomatyki i Ekonomiki Leśnictwa, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie;  
 al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków

## Wstęp

Dominujący udział lasów zagospodarowanych w ogólnej powierzchni leśnej sprawia, że stanowią one ważne ogniwo w utrzymaniu bioróżnorodności w polskich lasach. Kluczową rolę w funkcjonowaniu wielu organizmów odgrywa obecność nisz ekologicznych tworzonych przez obumarłe drzewa [Gutowski i in. 2004; Lassauce i in. 2011; Stokland i in. 2012; Kacprzyk i in. 2014]. W lasach o funkcjach produkcyjnych największy wpływ na ilość takich mikrosiedlisk mają przyjęte zasady postępowania wynikające z poszczególnych instrukcji oraz wskazówek gospodarczych. Zapisy te są obecnie dość ogólne, w niewielkim stopniu uwzględniające zróżnicowanie lasów [Zasady... 2012]. Podkreślają głównie biocenotyczną rolę martwego drewna, nie precyzując zasad gospodarowania tym składnikiem ekosystemów. Instrukcja ochrony lasu [2012] wskazuje, że w celu ochrony różnorodności biologicznej należy pozostawiać w lesie drewno martwych drzew w różnych stadiach rozkładu, uwzględniając uwarunkowania przyrodnicze, ekonomiczne i społeczne. O ilości martwego drewna pozostawianego w lesie decyduje nadleśniczy.

Miąższość martwego drewna na obszarach pod zarządem Lasów Państwowych według danych z lat 2009-2013 wynosiła średnio 5,3 m<sup>3</sup>/ha, bez miąższości pniaków, które oszacowano wyłącznie w sztukach (319 szt./ha) [Wielkoobszarowa... 2014]. Biorąc pod uwagę wszystkie kategorie własności, ustalono, że najwięcej martwego drewna było w Krainie Karpackiej (średnio 18,9 m<sup>3</sup>/ha), Sudeckiej (11,2 m<sup>3</sup>/ha) i Mazursko-Podlaskiej (8,4 m<sup>3</sup>/ha), a najmniej w Wielkopolsko-Pomorskiej (2,5 m<sup>3</sup>/ha). Różnice pomiędzy krainami potwierdził również Czerepko [2008]. Sturtevant i in. [1997] wskazali na zależności pomiędzy wiekiem drzewostanu a ilością martwego drewna. Wyższą miąższość stwierdzono w drzewostanach młodych i dojrzałych, mniejszą w drzewostanach średnich klas wieku. Czerepko [2008] stwierdził natomiast, że zasoby obumarłych drzew wzrastają wraz z wiekiem drzewostanów do 120 lat. Powyżej tej granicy następował spadek. Zdecydowanie najwięcej drewna martwego było w drzewostanach różnowiekowych. Niewielki wpływ na zasoby martwego drewna w lasach zagospodarowanych miał natomiast skład gatunkowy warstwy drzew [Banaś i in. 2014]. Zbliżoną miąższość notowano w wydzieleniach z dominacją sosny, buka, świerka, brzozy i dębu. Jedynie drzewostany jesionowo-olszowe były zasobniejsze w martwe drewno, co wiązano z zamieraniem jesionu w ostatnich dekadach [Kowalski 2006]. Zauważono także, że w wydzieleniach ze składem gatunkowym określanym jako niezgodny z siedliskiem było średnio o około 2,5 m<sup>3</sup>/ha więcej martwego drewna niż w drzewostanach o składzie zgodnym z siedliskiem [Banaś i in. 2014]. Na zróżnicowanie zasobów martwych drzew ma wpływ rodzaj funkcji lasów ochronnych [Ustawa... 1991]. Najniższe zasoby (średnio 3,9 m<sup>3</sup>/ha) odnotowano w lasach uszkodzonych na skutek działalności przemysłu, najwyższe (8,7 m<sup>3</sup>/ha) w drzewostanach wokół gniazd gatunków strefowych. Pośrednie wartości wystąpiły w lasach wokół miast i obiektów obronnych oraz w lasach o funkcjach wodochronnych. W lasach zagospodarowanych objętych kilka lat wcześniej programem Natura 2000 nie stwierdzono zwiększania się zasobów drzew martwych [Banaś i in. 2014]. Jak dotąd słabo poznany jest wpływ warunków siedliskowych, mimo iż uważa się, że są one jednym z ważniejszych czynników gospodarowania zasobami obumarłych drzew [Sturtevant i in. 1997].

Warunki siedliskowe lasu mają istotne znaczenie zarówno w hodowli lasu, jak i planowaniu urzędzeniowym. Od ich potencjału zależy optymalny skład gatunkowy drzewostanów, stosowny do wyznaczonych celów gospodarczych i wymogów ochrony przyrody. Klasyfikacja siedlisk leśnych w ujęciu typologicznym opiera się na dwóch zasadniczych kryteriach, tj. żyzności (troficzności) i wilgotności siedlisk. Ze względu na żyzność wyróżnia się: bory (siedliska ubogie), bory mieszane (siedliska dość ubogie), lasy mieszane (siedliska średnio żyzne) oraz lasy (siedliska żyzne i bardzo żyzne). Ze względu na walory wilgotnościowe wyróżnia się siedliska suche, świeże, wilgotne i bagienne [Instrukcja... 2011]. Typ siedliskowy lasu jako jednostka klasyfikacyjna określa urodzajność siedliska wynikającą z jego żyzności i stopnia uwilgotnienia. Wykazuje przy tym pewne zależności w odniesieniu do bonitacji [Sewerniak 2013] i zasobności drzewostanów, co potencjalnie może przekładać się na zasoby obumarłych drzew, jakie akumulują się na danym obszarze.

W przypadku gospodarowania martwym drewnem należy warunki siedliskowe postrzegać w nieco szerszym kontekście, mają bowiem związek z warstwą odnowień, krzewów i roślinnością runa [Zarzycki i in. 2002]. Zagęszczenie („bujność”) niższych warstw może być szczególnie istotne dla pozostawianych w lesie obumarłych drzew, ponieważ często czyni je „niewidocznymi”. Zauważa się to już w trakcie prac pomiarowych, gdyż na powierzchniach z gęstym podszytem i bujną roślinnością dna lasu znacznie trudniej odnaleźć leżące drewno [Bujoczek 2015]. Związki między składem gatunkowym runa a cechami siedliska czytelnie wyraża powiązanie fitosocjologicznej klasyfikacji siedlisk z edaficzną siatką siedliskowych typów lasu. W takim ujęciu każdy zespół roślinny znajduje swoje miejsce, określone warunkami troficznymi i wilgotnościowymi [Sikorska, Lasota 2007].

Celem pracy było poznanie zależności pomiędzy warunkami siedliskowymi wyrażonymi w postaci typu siedliskowego lasu i bonitacji określonej dla gatunku panującego a miąższością martwego drewna obecnego w lesie. W analizach uwzględniono tylko drzewostany, w których realizuje się funkcje produkcyjne. Poznanie czynników różnicujących zasoby martwych drzew pozwoli podejmować decyzje w zakresie gospodarowania tym składnikiem ekosystemów leśnych.

## Materiał i metody

Badania prowadzono w 2011 roku na obszarze Nadleśnictwa Strzelce Opolskie, które według regionalizacji przyrodniczo-leśnej położone jest w Krainie Śląskiej [Zielony, Kliczkowska 2012]. Pomiarami objęto drzewostany zaklasyfikowane do gospodarstw: zrębowego, przerębowo-zrębowego i ochronnego. Z analiz wykluczono wydzielania przypisane do gospodarstwa specjalnego, tj. obszary rezerwatów oraz drzewostany pełniące funkcje ograniczające lub okresowo uniemożliwiające realizację funkcji produkcyjnych, np. wydzielania wokół gatunków strefowych. Prace siedliskowe polegające na rozpoznaniu, opisanu i skartowaniu typów siedliskowych lasu na podstawie analizy glebowej i fitosocjologicznej wykonano zgodnie z instrukcją wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych [Instrukcja... 2011]. Jako typ siedliskowy lasu przyjmowano podstawową jednostkę w systemie klasyfikacji siedlisk leśnych, obejmującą powierzchnie leśne o zbliżonych warunkach siedliskowych, wynikających z żyzności i wilgotności gleb, podobieństwa cech klimatu oraz ukształtowania terenu i jego budowy geologicznej. Na obszarze badań dominowały typy siedliskowe lasu terenów nizinnych, z niewielkim powierzchniowym udziałem siedlisk wyżynnych.

Do utworzenia zbioru danych o drzewostanach objętych inwentaryzacją użyto statystycznej metody reprezentacyjnej z zastosowaniem losowego rozdziału prób pomiarowych. Zbiór tworzyły drzewostany w wieku powyżej 21 lat, w których średnia wysokość gatunku panującego wynosiła

minimum 7 m. W sumie założono 2522 powierzchni kołowych. W zależności od wieku drzewostanu wielkość powierzchni wahała się w zakresie od 50 do 500 m<sup>2</sup>. Pomiary drzew żywych i martwych przeprowadzono zgodnie z Instrukcją... [2011]. Inwentaryzowano wszystkie całe drzewa i złomy o pierśnicy powyżej 7 cm, pod warunkiem, że pochodziły z powierzchni próbnej, niezależnie, czy w momencie pomiaru znajdowały się na powierzchni kołowej czy poza jej granicami. Drzewom ściętym, wywróconym, częściom martwych strzał, kłód i wierzchołków oraz gałęziom mierzono średnicę w połowie długości, jeżeli w grubszym końcu była ona większa niż 10 cm. Nie uwzględniano części złomów i leżaniny o grubości poniżej 7 cm, jak również nie mierzono pniaków.

Do określenia miąższości drzew stojących, złomów i różnych fragmentów leżaniny wykorzystano tablice oraz wzór środkowego przekroju Hubera [Grochowski 1973; Czuraj 1990]. Dokonano porównania ilości martwego drewna w zależności od typu siedliskowego lasu. Pod uwagę wzięto drzewostany siedlisk, na których zlokalizowane było minimum 50 powierzchni próbnych. Spośród siedlisk terenów nizinnych były to: bory świeże, bory mieszane świeże i wilgotne, lasy mieszane świeże i wilgotne oraz lasy świeże i wilgotne, natomiast z siedlisk terenów wyżynnych – lasy wyżynne świeże.

Bonitacja drzewostanu w planowaniu urzędzeniowym utożsamiana jest z bonitacją gatunku panującego w drzewostanie. Ustalono ją dla każdego wydzielenia na podstawie porównania wysokości przeciętnej danego gatunku w danym wieku z wysokością tabelaryczną zawartą w tablicach Szymkiewicza [1986]. Przy porównaniu ilości martwego drewna w zależności od bonitacji drzewostanu, aby uniknąć wpływu innych czynników, takich jak obecność gatunków domieszkowych, wiek drzewostanu i zróżnicowanie ze względu na typ siedliskowy lasu, wzięto pod uwagę wyłącznie lite drzewostany sosnowe w V i VI klasie wieku (81-120 lat) występujące na siedlisku boru mieszanego świeżego. W wydzieleniach tych pomiary wykonano na 233 powierzchniach próbnych, natomiast bonitacja tych drzewostanów obejmowała I, II oraz III klasę.

Statystyczne różnice w ilości martwego drewna pomiędzy wyszczególnionymi typami siedliskowymi lasu oraz drzewostanami o różnej bonitacji określono za pomocą analizy wariancji. Testy przeprowadzono w programie Statistica 10.

## Wyniki

Drzewostany występujące na poszczególnych siedliskach odznaczały się pod względem miąższości martwego drewna dość szerokim zakresem średniej wartości. Najmniejsze zasoby odnotowano na siedlisku boru świeżego – 0,6 m<sup>3</sup>/ha, z kolei 15-krotnie większe na siedlisku lasu wilgotnego – 9,5 m<sup>3</sup>/ha. Uwzględniając tylko siedliska nizinne o tym samym stopniu uwilgotnienia, stwierdzono, że wraz ze wzrostem ich żyzności rosła średnia miąższość drewna martwego. Dotyczyło to zarówno siedlisk świeżych, jak i wilgotnych. Z kolei na siedliskach wilgotnych w porównaniu z siedliskami świeżymi o tym samym trofizmie średnia miąższość zalegającego drewna martwego była każdorazowo wyższa – w przypadku borów mieszanych o 2,2 m<sup>3</sup>/ha, a dla lasów mieszanych i lasów różnica wynosiła 4,5 m<sup>3</sup>/ha. W drzewostanach reprezentujących siedlisko lasu wyżynnego świeżego miąższość drewna martwego (6,7 m<sup>3</sup>/ha) była wyższa niż na poszczególnych nizinnych siedliskach świeżych. Różnice pomiędzy miąższością martwego drewna na analizowanych siedliskach były statystycznie istotne (ANOVA F=6,3; p<0,001) (ryc. 1).

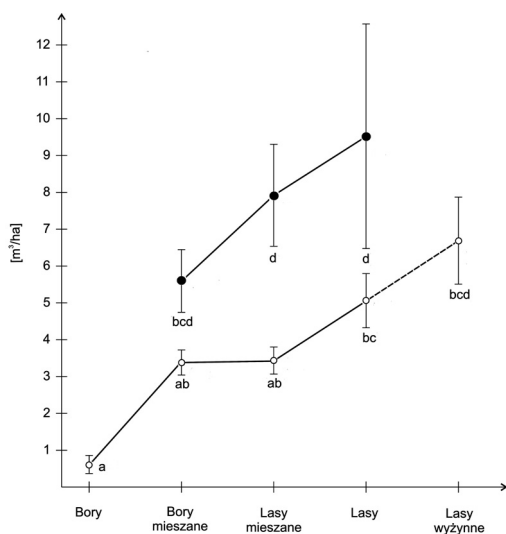
Na powierzchniach próbnych, na których analizowano martwe drewno, zasobność drzewostanów na siedliskach terenów nizinnych również rosła wraz z żyznością. W drzewostanach w wieku powyżej 21 lat na siedliskach świeżych wynosiła ona od 308 m<sup>3</sup>/ha dla borów do 376 m<sup>3</sup>/ha dla lasów. Z kolei na siedliskach wilgotnych zasobność wynosiła od 287 m<sup>3</sup>/ha dla borów mieszanych do 355 m<sup>3</sup>/ha dla lasów. Średnie wartości zasobności w drzewostanach na siedliskach

świeżych były wyższe o 21 do 45 m<sup>3</sup>/ha niż na siedliskach wilgotnych o tym samym stopniu żyzności. Różnice pomiędzy zasobnością drzewostanów analizowanych siedlisk były statystycznie istotne (ANOVA F=14,2; p<0,001) (ryc. 2).

Najwyższą miąższość martwego drewna w drzewostanach sosnowych V i VI klasy wieku na siedlisku boru mieszanego świeżego odnotowano w drzewostanach o I klasie bonitacji – średnio 4,9 m<sup>3</sup>/ha (ryc. 3). W drzewostanach o niższej bonitacji ilość martwego drewna kształtowała się na poziomie 3,3 m<sup>3</sup>/ha (II klasa bonitacji) oraz 2,4 m<sup>3</sup>/ha (III klasa bonitacji). Ze względu na duże zróżnicowanie zasobów martwego drewna na powierzchniach próbnych różnice te nie były istotne statystycznie (ANOVA F=1,7; p=0,18). Istotne różnice wystąpiły natomiast w zasobności drzewostanów (ANOVA F=19,1; p<0,001) pomiędzy I klasą bonitacji a dwiema pozostałymi. Średnia zasobność malała od 393 m<sup>3</sup>/ha dla drzewostanów w I klasie bonitacji, poprzez 320 m<sup>3</sup>/ha w II klasie bonitacji, do 287 m<sup>3</sup>/ha w III klasie bonitacji (ryc. 4).

## Dyskusja

Przeprowadzone badania wykazały znaczny wpływ warunków siedliskowych na wielkość zasobów obumarłych drzew w lasach o funkcjach produkcyjnych. Zasobniejsze drzewostany nie tylko dostarczają więcej surowca, ale też proporcjonalnie więcej zostaje go w ekosystemie w postaci drewna martwego. Porównanie dojrzałych drzewostanów sosnowych rosnących w podobnych warunkach siedliskowych wykazało więcej martwego drewna w drzewostanach o wyższej boni-



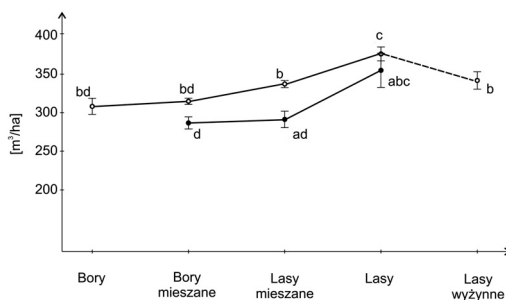
Ryc. 1.

Średnia (kółko: pełne – siedliska wilgotne, puste – siedliska świeże)  $\pm$  błąd standardowy (wąsy) miąższość martwego drewna na poszczególnych typach siedliskowych lasu

Mean (circle: full – moist sites, empty – mesic sites)  $\pm$  standard error (whiskers) volume of the deadwood with regard to habitat type

Te same litery oznaczają wartości nieróżniące się statystycznie (test Tukeya, p<0,05). Zmienną zależną transformowano pierwiastkiem kwadratowym

Bory – lowland dystrophic sites, Bory mieszane – lowland oligotrophic sites, Lasy mieszane – lowland mesotrophic sites, Lasy – lowland eutrophic sites, Lasy wyżynne – upland eutrophic sites; the same letters indicate that the volume not differs significantly (Tukey test, p<0,05). Dependent variable transformed with root square



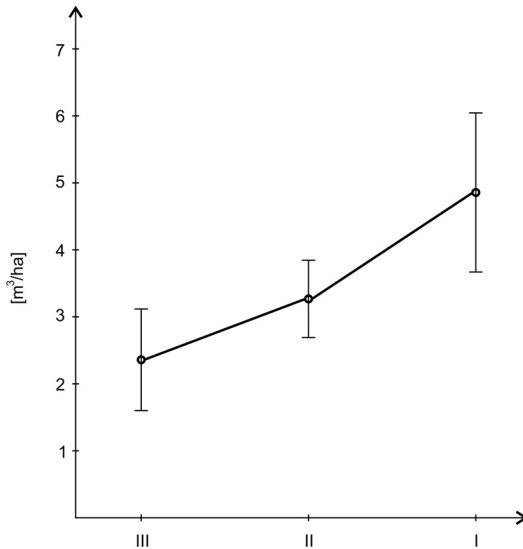
Ryc. 2.

Średnia (kółko: pełne – siedliska wilgotne, puste – siedliska świeże)  $\pm$  błąd standardowy (wąsy) zasobność drzewostanów na poszczególnych typach siedliskowych lasu

Mean (circle: full – moist sites, empty – mesic sites)  $\pm$  standard error (whiskers) stand volume with regard to habitat type

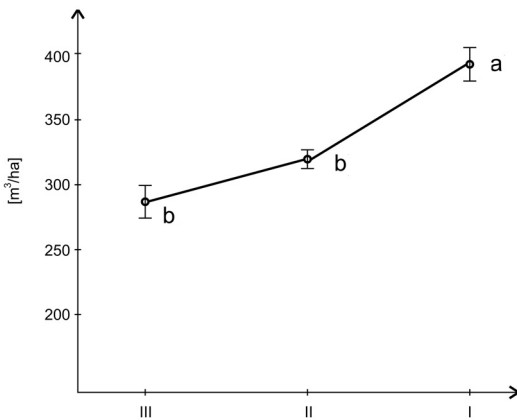
Te same litery oznaczają wartości nieróżniące się statystycznie (test Tukeya, p<0,05)

The same letters indicate that the volume not differs significantly (Tukey test, p<0,05)



Ryc. 3.

Miąższość martwego drewna według bonitacji sosny na siedlisku boru mieszanego świeżego  
Volume of deadwood with regard to the site index of Scots pine on lowland mesic oligotrophic site



Ryc. 4.

Zasobność drzewostanu według bonitacji sosny na siedlisku boru mieszanego świeżego  
Stand volume with regard to the site index of Scots pine on lowland mesic oligotrophic site  
Te same litery oznaczają wartości nieróżniące się statystycznie (test Tukeya,  $p < 0,05$ )  
The same letters indicate that the volume not differs significantly (Tukey test,  $p < 0,05$ )

tacji gatunku panującego i jednocześnie wyższej średniej zasobności. Brak statystycznych różnic wynikał głównie z dość dużego zróżnicowania pomiędzy poszczególnymi powierzchniami próbnymi. Z kolei zestawienie według typów siedliskowych lasu ujawniło dużą rolę uwilgotnienia siedlisk. Widoczne jest to przy porównaniu zasobności drzewostanów na siedliskach świeżych i wilgotnych. Na tych drugich, pomimo niższej zasobności drzewostanów, drewna martwego było więcej. Czynnikiem decydującym mogły być cechy analizowanych siedlisk związane m.in. z różną dostępnością terenu, jak też większe wypełnienie przestrzeni dna lasu przez rośliny zielne i krzewy, co znacznie ogranicza widoczność martwego drewna. Po pewnym czasie, na skutek deprecjacji surowca drzewnego, usuwanie go z lasu staje się nieopłacalne, a tym samym miąższość obumarłych drzew na takich siedliskach wzrasta.

Powyższe wnioski opierają się głównie na typologicznym systemie klasyfikacji siedlisk. Cel praktyczny tej klasyfikacji sprawia, że wyróżniana jest ograniczona liczba jednostek. Wydaje się celowe przeprowadzenie podobnych prac w oparciu o klasyfikację fitosocjologiczną, porządkującą i charakteryzującą różnorodność oraz jej zróżnicowanie przestrzenne [Sikorska, Lasota 2007]. W uproszczeniu można jednak zakładać, że dodatni wpływ na średnią miąższość martwego

drewna w lasach nizinnych Polski mają siedliska o wyższym stopniu uwilgotnienia niż siedliska świeże, które w skali kraju dominują powierzchniowo. Według stanu na 2001 rok udział borów świeżych w Lasach Państwowych wynosił 26,8%, borów mieszanych świeżych 25,0%, podczas gdy siedlisk wilgotnych o tym samym trofizmie było odpowiednio 1,5 i 4,6%. Udział lasów mieszanych i lasów świeżych stanowił odpowiednio 14,5 i 7,9%, a wilgotnych 2,6 i 1,4% [Krzyżanowski i in. 2002].

Prac uwzględniających żywność, uwilgotnienie siedlisk oraz ilość drewna martwego jest niewiele. Pewnych porównań dostarczają badania na temat zróżnicowania zasobów drewna martwego w zależności od typu lasu według klasyfikacji europejskiej (European Forest Type Classification) [Czerepko 2008]. Najmniej drewna martwego (4,4 m<sup>3</sup>/ha) stwierdzono w ciepłolubnych lasach liściastych oraz subborealnych iglastych i mieszanych lasach reprezentowanych jednak przez drzewostany o różnym stopniu uwilgotnieniu siedlisk (suche, świeże i wilgotne), nieznacznie więcej było go w kwaśnych dąbrowach i buczynach niżowych (5,4-5,8 m<sup>3</sup>/ha). Lasy bagienne i łągi charakteryzowały się już wyższą obecnością drewna martwego (11,0-11,3 m<sup>3</sup>/ha). Spośród lasów nizinnych jeszcze wyższą miąższość odnotowano w mezotroficznych lasach liściastych (grądy, jaworzyny) – 13,5 m<sup>3</sup>/ha. Stachura-Skierczyńska i Bobiec [2008], porównując bory, grądy i buczyny niżowe w lasach gospodarczych, najniższą miąższość martwego drewna stwierdzili w borach.

Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów [2014] w pewnym stopniu potwierdza wyniki niniejszych badań. W poszczególnych gradientach uwilgotnienia nizinne bory i bory mieszane były w Nadleśnictwie Strzelce Opolskie siedliskami najmniej zasobnymi w martwe drewno. Można więc również przypuszczać, że ilość drewna martwego w poszczególnych obszarach Polski wiąże się z rozmieszczeniem przestrzennym siedlisk. Według Wielkoobszarowej... [2014] najwyższym udziałem borów i borów mieszanych w skali kraju odznaczała się Kraina Wielkopolsko-Pomorska i również w niej zinwentaryzowano najniższą ilość martwego drewna. Jednak w wymienionej pracy brak jest podziału siedlisk według grup wilgotnościowych.

Pozostawianie martwego drewna w lasach gospodarczych jest w dużej kwestii rolą zarządzającego na danym obszarze. Jednak istnieją czynniki, które uniemożliwiają kontrolę albo zmniejszają sens takiego samego podejścia w różnych miejscach lasu. Pomimo braku w wytycznych szczegółowych zapisów zróżnicowanie zasobów martwego drewna w zależności od różnych czynników siedliskowych jest duże. Niewątpliwie jednak nie należy dążyć do uzyskania jednolitego pułapu obecności obumarłych drzew na całym obszarze lasów gospodarczych. Müller i Büttler [2010] wskazują na podejście skupiające się na tworzeniu raczej mniejszej liczby drzewostanów z wyższymi zasobami drzew martwych aniżeli utrzymaniu niższych stanów we wszystkich fragmentach lasu. Z kolei Szwagrzyk [2014] uważa, że rozwiązaniem problemu nie jest osiągnięcie zakładanych wartości progowych martwego drewna na hektar lasu, ale taka modyfikacja świadomości, reguł i procedur, która pozwoli na pogodzenie efektywnego gospodarowania w lesie z zachowaniem ciągłości procesów ekologicznych oraz utrzymaniem zdolnych do przetrwania populacji zagrożonych gatunków.

## Wnioski

- ✦ Jako podstawowe kryterium zwiększania zasobów obumarłych drzew powinno przyjąć się wymagania ekologiczne organizmów saproksylicznych, które spełnione mogą być często tylko na określonych typach siedlisk.
- ✦ Dotychczasowe badania ukazują, że warunki siedliskowe są jednymi z głównych czynników kształtujących przestrzenne rozmieszczenie zasobów martwego drewna w Polsce. W takiej



sytuacji, szczególnie na obszarach o niewielkiej wilgotności, położonych na niżu i łatwo dostępnych, ilość obumarłych drzew może być niewystarczająca dla utrzymania zdolnych do przetrwania populacji zagrożonych gatunków.

- ✦ Wprowadzanie wytycznych dotyczących martwego drewna powinno w dużym stopniu uwzględniać zróżnicowanie siedliskowe. Dotyczy to zarówno etapu planowania, inwentaryzacji i tworzenia opracowań, jak i zasad gospodarowania.

## Podziękowania

Serdecznie dziękujemy Pani Prof. Krystynie Przybylskiej za uwagi wniesione do tekstu oraz Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Katowicach za udostępnienie danych do niniejszej pracy.

## Literatura

- 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 (6): 1095-1107.
- Bujoczek L. 2015. Problematyka pomiarów oraz określenia miąższości martwego drewna na kołowych powierzchniach próbnych. *Sylvan* 159 (10): 795-803.
- Czerepko J. 2008. Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. Synteza wyników uzyskanych w ramach realizacji projektu BioSoil Forest Biodiversity. IBL, Sękocin Stary.
- Czuraj M. 1990. Tablice miąższości kłód odziomkowych i drzew stojących. PWRiL, Warszawa.
- Grochowski J. 1973. Dendrometria. PWRiL, Warszawa.
- Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczek P., Zub K. 2004. Drugie życie drzewa. WWF Polska.
- Instrukcja ochrony lasu. 2012. CILP, Warszawa.
- Instrukcja zarządzania lasu. 2011. Część I i II. CILP, Warszawa.
- Kacprzyk M., Bednarz B., Kuźnik E. 2014. Dead trees in beech stand of the Bieszczady National Park: quantitative and qualitative structure of associated macrofungi. *Applied Ecology and Environmental Research* 12 (2): 325-344.
- Kowalski T. 2006. *Chalara fraxinea* sp. nov. associated with dieback of ash (*Fraxinus excelsior*) in Poland. *Forest Pathology* 36 (4): 264-270.
- Krzyżanowski A., Zajączkowski S., Zielony R. 2002. Struktura siedlisk leśnych w Polsce oraz kierunki zmian. *Inżynieria Ekologiczna* 6: 38-46.
- 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.
- 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.
- Sewerniak P. 2013. Bonitacja drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce w odniesieniu do typów siedliskowych lasu i taksonów gleb. *Sylvan* 157 (7): 516-525.
- Sikorska E., Lasota J. 2007. Typologiczny system klasyfikacji siedlisk a fitosocjologiczna ocena siedlisk. *Studia i Materiały CEPL* 16: 44-51.
- Stachura-Skierczyńska K., Bobiec A. 2008. Raport – Stare drzewa i martwe drewno w polskich lasach. OTOP, Warszawa.
- Stokland J. N., Siitonen J., Jonsson B. G. 2012. *Biodiversity in Dead Wood*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sturtevant B. R., Bissonette J. A., Long J. N., Roberts D. W. 1997. Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in Boreal Newfoundland. *Ecological Applications* 7 (2): 702-712.
- Szwagrzyk J. 2014. Zamieranie i rozkład drzew jako procesy ekologiczne. *Studia i Materiały CEPL* 41: 9-14.
- Szymkiewicz B. 1986. Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów. PWRiL, Warszawa.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach z późn. zmianami. 1991. Dz. U. z 2011 r. Nr 34, poz. 170.
- Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasu. 2014. Wyniki za okres 2009-2013. Biuro Zarządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary.
- Zarzycki K., Trzcińska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wolek J., Korzeniak U. 2002. Ecological indicator values of Vascular Plant of Poland. *Biodiversity of Poland* 2. Inst. Bot. im. W. Szafera PAN, Kraków.
- Zasady hodowli lasu. 2012. CILP, Warszawa.
- Zielony R., Kliczkowska A. 2012. Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010. CILP, Warszawa.