

Leszek Bujoczek, Emilia Baraniewicz

Jan Banaś, Stanisław Zięba

Zakład Urządzania Lasu, Geomatyki i Ekonomiki Leśnictwa
Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy im H. Kołłątaja w Krakowie
al. 29 Listopada 46, 31–425 Kraków

leszek.bujoczek@ur.krakow.pl; rlbanas@cyf-kr.edu.pl; rzieba@cyf-kr.edu.pl

Received: 28.02.2017

Reviewed: 12.06.2017

MARTWE DREWNO W BUCZYNACH OBJĘTYCH OCHRONĄ ŚCISŁĄ UROCZYSKA „ROZSYPANIEC” W BIESZCZADZKIM PARKU NARODOWYM

Quantity and quality of deadwood in the strictly protected beech
forest “Rozsypaniec” in the Bieszczady National Park

Abstract: The aim of the study was quantitative and qualitative characterization of deadwood in a natural forest growing on the slopes of Mt Rozsypaniec (Bieszczady National Park, Eastern Carpathians, Poland). Measurements were made in 2012 on 39 permanent circular sample plots with an area of 0.05 ha each, located in a 200 x 200 m grid. In addition, data from 1994 and 2008 were used to determine the volume of trees died between 1994–2008 and 2008–2012. The mean volume of deadwood was estimated at 62.3 m³/ha, and the volume of trees died between 1994 and 2012 was 57.9 m³/ha. Four tree species were represented in deadwood with beech accounting for 96% of the total volume; the other species were sycamore, mountain ash, and goat willow. The most abundant deadwood type were down woody debris (39.5 m³/ha), followed by snags (15.7 m³/ha), standing entire dead trees (5.4 m³/ha), and stumps (1.8 m³/ha). Most of the deadwood was moderately decomposed (decay classes III and IV in a five-class scale).

Key words: coarse woody debris, snags, Eastern Carpathians, biodiversity, primeval forest.

Wprowadzenie

Ekosystemy leśne chronione w granicach Bieszczadzkiego Parku Narodowego należą do najlepiej zachowanych w Polsce. Na powierzchni ponad 2 tysięcy ha zachowały one charakter zbliżony do pierwotnego. Ich najcenniejsze fragmenty występują głównie na stromych zboczach, terenach wysoko położonych lub też niedostępnych z innych powodów (Kucharzyk 2008). Mają istotny udział w zachowaniu wysokich walorów przyrodniczych tego obszaru, stwarzając odpowiednie warunki bytowania dla wielu gatunków związanych z naturalnymi ekosystemami leśnymi (Kościelniak 2008; Gierczyk i in. 2009; Drozdowicz, Bochynek 2016; Pawłowski 2016).

Obecność martwego drewna w ekosystemach leśnych jest jednym z ważniejszych wskaźników stosowanych w ocenie bioróżnorodności lasów (Rondeux,

Sanchez 2010). Istotną kwestią jest wskazanie wartości progowych miąższości martwych drzew, która potencjalnie może zapewnić funkcjonowanie populacjom organizmów z nim związanych (Müller, Bütler 2010). Ze względu na dużą specjalizację gatunków saproksylicznych, sama obecność martwego drewna nie jest jedynym warunkiem trwałości takich populacji. Wśród cech różnicujących walory „habitatowe” martwych drzew można wymienić ich przynależność gatunkową, wymiary, formę występowania (leżanina, posusz stojący, złomy, itp.) czy stopień dekompozycji. Od momentu zamarcia do całkowitego zatarcia śladów, szczególnie po drzewach znacznych rozmiarów, upływa wiele lat. W tym okresie drewno zmienia swoje właściwości fizykochemiczne (Zhou i in. 2007). Zmiany te powodują, że jest „dostępne” dla coraz to innych organizmów. Dla zapewnienia pożądanego zróżnicowania mikrosiedlisk tworzonych przez obumarłe drzewa ważne jest systematyczne dostarczanie do ekosystemu jego świeżych zasobów (Chečko i in. 2015). Stopniowe wydzielanie się drzew różnicuje również warunki świetlne poprzez tworzone luki w drzewostanie zmieniające mikroklimat wnętrza lasu, który obok dostępności martwego drewna również ma znaczenie dla wielu organizmów saproksylicznych (Gutowski i in. 2004; Stokland i in. 2012).

Badania nad ilością martwego drewna prowadzono wcześniej w bieszczadzkich lasach na stałych powierzchniach, reprezentujących określone stadia rozwojowe lasów naturalnych oraz statystycznymi metodami inwentaryzacji. Na trzech powierzchniach (o wielkości 1 x 0,33 ha i 2 x 0,5 ha, obwód ochronny Suche Rzeki) reprezentujących buczyny w stadiach optymalnym i dorostania, położonych na wysokości 720–810 m n.p.m., stwierdzono w 1988 roku od 74 do 307 m³/ha martwego drewna (Jaworski i in. 2002). Kolejny pomiar na tych samych powierzchniach, wykonany po 10 latach, dał zbliżone wyniki, tj. od 117 do 289 m³/ha. Miąższość martwego drewna w stosunku do zasobności drzewostanu stanowiła od 12 do 56%. Udział stojących martwych drzew wynosił, w zależności od roku pomiaru i powierzchni próbnej, od 8 do 46%. Podobne badania prowadzono w latach 1989–91 na powierzchni (0,25 ha) z drzewostanem w początkowym stadium rozpadu, w sąsiedztwie Rabiej Skały oraz na dwóch powierzchniach (0,25 i 0,33 ha) uroczyska Moczarne, na których drzewostan znajdował się w stadium optymalnym (Jaworski i in. 1995). Jak w poprzednim przypadku, zbiorowisko zaklasyfikowano jako *Dentario glandulosae-Fagetum*, jednak powierzchnie były zlokalizowane wyżej (930–1120 m n.p.m.), i cechowały się większym udziałem jawora. Stwierdzono w ich granicach od 35 do 63 m³/ha martwego drewna, co stanowiło od 11,5 do 13,5% miąższości drzewostanu. Dominowała leżanina, zaś udział posuszu stojącego wynosił od 14 do 40%. Jeszcze wyżej, na wysokości 1035–1146 m n.p.m., zlokalizowano trzy powierzchnie na stokach Rozsypańca (Kacprzyk i in. 2014). W 2011 roku stwierdzono na nich duże różnice w ilości zalegającego martwego drewna: na najniższej położonej powierzchni zinwentaryzowano 101 m³/ha, a na kolejnych, wyżej położonych, 48 i 18 m³/ha.

Przeciętne wartości miąższości posuszu dla różnych kategorii składu gatunkowego drzewostanów zawiera również opracowanie Przybylskiej i Kucharzyka (1999). Różna historia poszczególnych kompleksów drzewostanów, stopień ich ochrony oraz zróżnicowany skład gatunkowy sprawiają, że miąższość martwego drewna jest nierównomiernie przestrzennie rozłożona na terenie Parku. Średnią miąższość posuszu oszacowano na 8,8 m³/ha, co stanowiło 2,7% zasobności żywych drzew. Wśród wyodrębnionych 16 kategorii składu gatunkowego różnice były duże. Najmniejszą miąższość posuszu, poniżej 1 m³/ha, stwierdzono w buczyno-jaworzynach i jedlinach wielogatunkowych, natomiast zdecydowanie największą, do 83,4 m³/ha, w drzewostanach z panującym świerkiem. W litych buczynach, które dominują w Parku, miąższość posuszu wyniosła 5,5 m³/ha.

Celem niniejszej pracy było poznanie zasobów martwego drewna pod względem ilościowym, w objętych ochroną ścisłą wysoko położonych buczynach Parku, uroczyska Rozsypaniec. Scharakteryzowanie tego mikrosiedliska pod względem gatunku, formy w jakiej występuje, wymiarów, stopnia dekompozycji oraz określenie tempa dostarczania do ekosystemu świeżych zasobów martwego drewna na podstawie analizy obumierania drzew w ciągu 18 wcześniejszych lat.

Metodyka badań

Pomiary martwego drewna przeprowadzono w 2012 roku, na zboczach Rozsypania (1272 m n.p.m.), w wydzieleniach 139 a i 139 c, o powierzchniach odpowiednio 12,44 i 27,29 ha. Są to lite buczyny objęte ochroną bierną (Operat ... 2001). Pododdział 139 a graniczy bezpośrednio z połoniną w strefie górnej granicy lasu, co wiąże się z występowaniem w jego górnej części buczyn krzywulcowych. Nachylenie terenu w tym pododdziale jest zróżnicowane i wynosi od 15–30 stopni, przeciętnie 25 stopni. Zasobność w 2012 roku wynosiła 354 m³/ha przy zagęszczeniu drzew 954 szt./ha. Najliczniej występował buk – 82% udziału, następnie jawor 17% oraz jarząb 1%, 94% drzew miało pierśnicę poniżej 35 cm. W wydzieleniu 139 c nachylenie terenu wynosiło od 10–30 stopni, przeciętnie 20 stopni, zasobność 442 m³/ha. Zagęszczenie drzew oszacowano na 621 szt./ha, z czego 83% stanowiły drzewa do 35 cm pierśnicy. W składzie gatunkowym buk miał 93% udziału, jawor 7% (Kokoszka 2013).

Łącznie założonych zostało 39 powierzchni próbnych, w tym 30 w pododdziale 139 c, rozmieszczonych w siatce kwadratów o boku 200 m (Przybylska i in. 2006). Każda z powierzchni próbnych składała się z dwóch współśrodkowych kół o powierzchniach w rzucie na płaszczyznę poziomą 4,0 i 1,0 ara. Na dużym kole pierśnicę drzew żywych mierzono, jeśli na wysokości pomiaru 1,3 m miały minimum 7,0 cm. Na małym kole dodatkowo wykonywano pomiar wysokości wszystkich drzew. Martwe drewno o średnicy w cieńszym końcu minimum 7 cm mierzono w granicach dużego koła. Pniakom (pnie o wysokości do 1,3 m) i

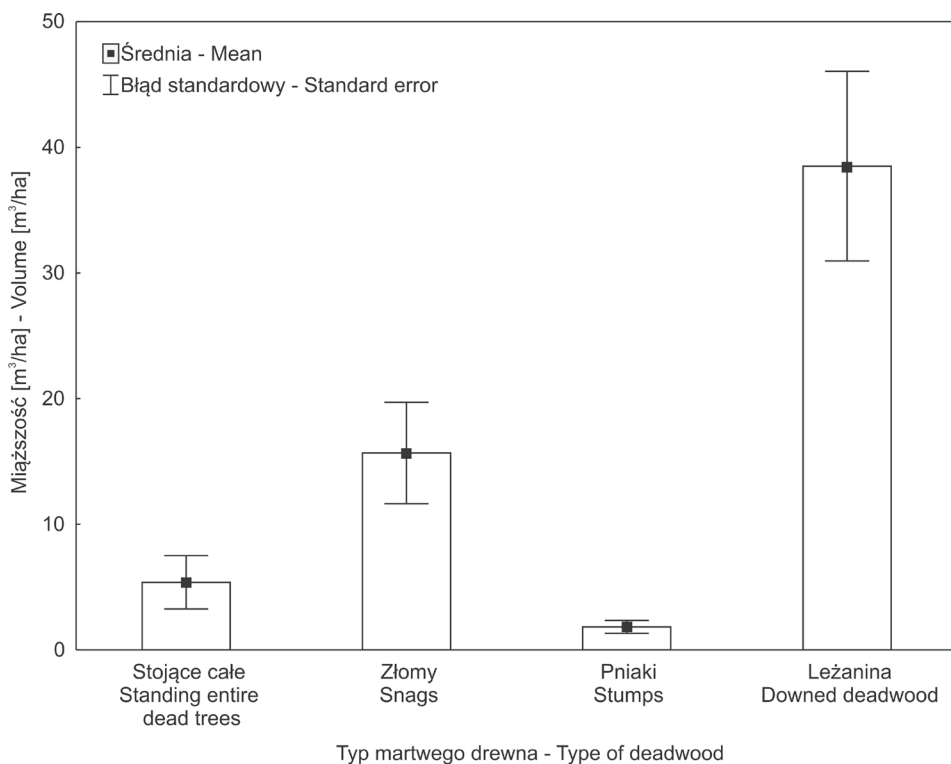
złomom (pnie o wysokości powyżej 1,3 m, bez zachowanego wierzchołka) pomierzono lub oszacowano średnicę w połowie wysokości na podstawie pierśnicy oraz założonej zbieżności 1 cm na 1 m. Pomiar całych martwych stojących drzew obejmował pierśnicę oraz ich wysokość. Przy pomiarze leżaniny określano jej długość do miejsca, w którym osiągało 7 cm grubości oraz średnicę w połowie długości. Rozwidlające się fragmenty traktowano jako dwie osobne części i poddawano osobnym pomiarom. Nie uwzględniano w pomiarze fragmentów leżaniny, które znajdowały się poza granicami powierzchni próbnej. Klasyfikację rozkładu określano w pięciostopniowej skali zbliżonej do przedstawionej przez Maser'a i in. (1979): I – tekstura nienaruszona, naturalny kolor drewna, obecna kora i cienkie gałęzie, kształt na przekroju poprzecznym okrągły, leżąca kłoda unosi się nad nierównościami terenu; II – tekstura nienaruszona, naturalny kolor drewna, kora w niewielkim stopniu odpada, brak cienkich gałęzi, kształt okrągły, leżąca kłoda zaczyna się ugiąć nad nierównościami terenu; III – większe fragmenty drewna twarde, kształt okrągły, początkowe zmiany koloru drewna, znaczne ubytki kory, niemal cała kłoda leży na ziemi; IV – twarde małe fragmenty drewna, kształt owalny, zmiany koloru drewna, brak kory, cała kłoda leży na ziemi; V – tekstura miękka i luźna, kształt owalny lub nieokreślony, zmiany koloru drewna, brak kory, cała kłoda leży na ziemi.

Mięższność żywych i całych martwych drzew określono na podstawie wzorów bazujących na wartościach pierśnicy i wysokości. Dla opracowania taryf dla poszczególnych gatunków wyrażonych wielomianami drugiego stopnia użyto tablic mięższności drzew stojących (Czuraj 1990). Mięższność pozostałych form martwego drewna tj. pniaków, złomów i leżaniny obliczano za pomocą wzoru prostego Hubera wyrażonego iloczynem długości fragmentu martwego drewna i jego pola przekroju w połowie długości. Na podstawie trzech kolejnych pomiarów zrealizowanych na tych samych powierzchniach w latach 1994, 2008 i 2012, obliczono mięższność drzew obumarłych (ubytków) w okresach 1994–2008 i 2008–2012. Mięższność ubytków określano na podstawie pomiarów pierśnic z początku tych okresów. Obliczenia podstawowych statystyk wykonywano w programie Statistica 10.

Wyniki

Mięższność martwego drewna wynosiła średnio 62,3 m³/ha (błąd średni 10,1 m³/ha). Na obszarze graniczącym z połoniną (w poddziale 139 a) mięższność martwego drewna wyniosła 35,5 m³/ha (11,2 m³/ha), a na niżej położonym obszarze (w poddziale 139 c) 69,3 m³/ha (12,2 m³/ha). Zarejestrowano cztery gatunki martwych drzew, ale 96% mięższności martwego drewna stanowił buk, 2% jawor, jarzębina i wierzba iwa, zaś w przypadku 2% nie określono gatunku. Dominowała leżanina, której stwierdzono 39,5 m³/ha (7,7 m³/ha) (Ryc. 1). Przeciętna

liczebność złomów wyniosła 31 szt./ha (6 szt./ha), natomiast całych stojących martwych drzew 40 szt./ha (11 szt./ha). Miąższość tych typów martwego drewna wynosiła odpowiednio 15,7 m³/ha (4,0 m³/ha) i 5,4 m³/ha (2,1 m³/ha). Pniaków było 13 szt./ha (2,6 szt./ha), o miąższości 1,8 m³/ha (0,5 m³/ha).

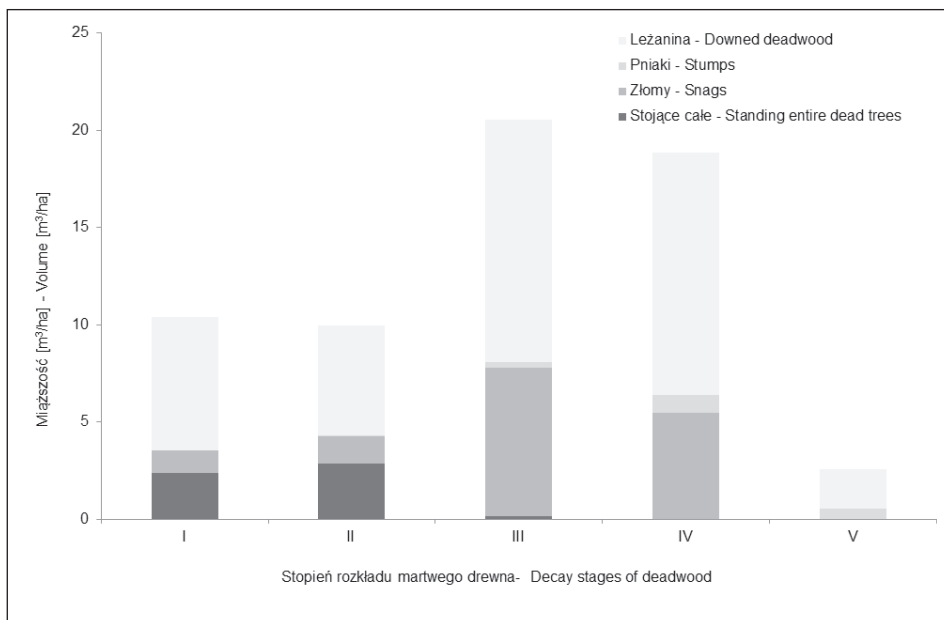


Ryc. 1. Miąższość poszczególnych typów martwego drewna.

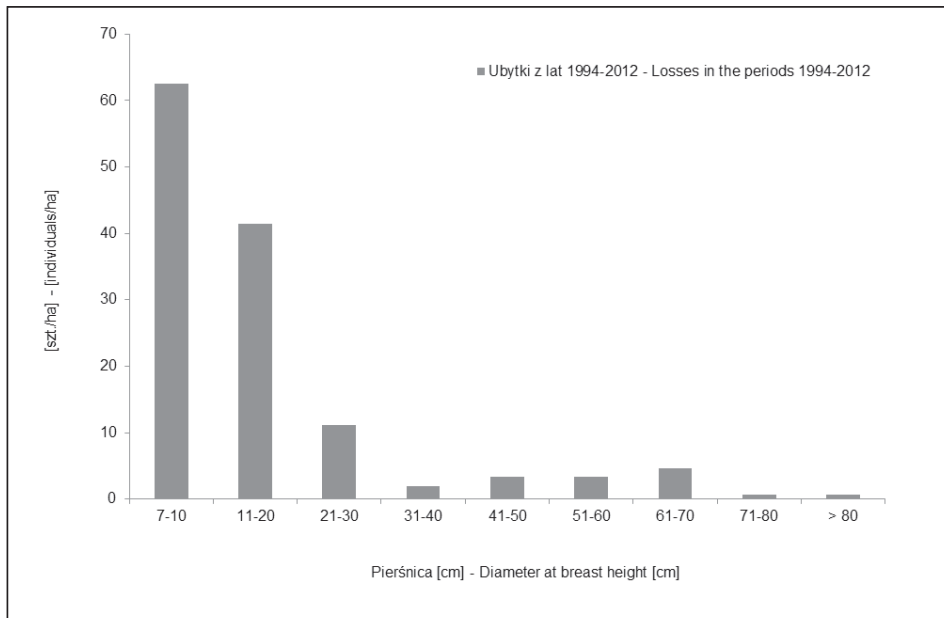
Fig. 1. Deadwood volume by type.

Drewno wykazywało znaczne zróżnicowanie pod względem stopnia dekompozycji (Ryc. 2), przy czym dominowało jednak to o III i IV stopniu rozkładu, odpowiednio 20,6 i 18,8 m³/ha (5,1 i 5,6 m³/ha). Drewna słabo rozłożonego (I i II stopień rozkładu) było o połowę mniej, tj. odpowiednio 10,4 i 10,0 m³/ha (5,9 i 3,5 m³/ha). Stojące drzewa martwe reprezentowały najczęściej I i II stopień rozkładu, a złomy głównie III i IV stopień. Leżanina występowała we wszystkich stopniach rozkładu (I–V).

W okresach 1994–2008 i 2008–2012 wydzielilo się łącznie 130 drzew/ha (21 drzew/ha), co daje średnio ponad 7 drzew/ha/rok. Łączna miąższość tych drzew wyniosła 57,9 m³/ha (12,8 m³/ha). Były to głównie cienkie drzewa, bowiem 80% z nich miało pierśnicę poniżej 20 cm (Ryc. 3). Najgrubsze z ubytków przekracza-

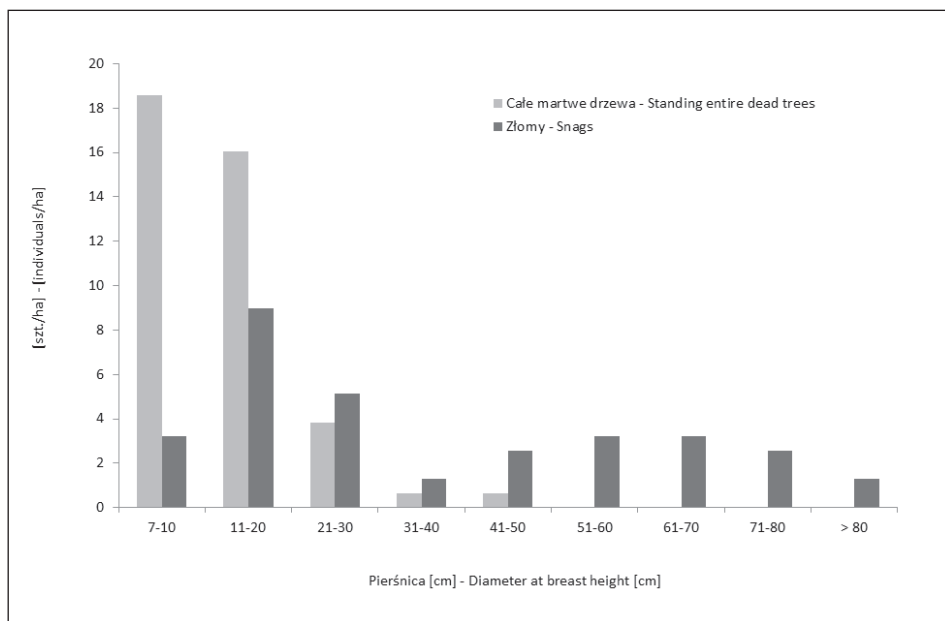


Ryc. 2. Miąższość poszczególnych typów martwego drewna w stopniach rozkładu.
Fig. 2. Deadwood volume by decay stage.



Ryc. 3. Liczba drzew obumarłych w okresie 1994–2012.
Fig. 3. Number of trees died in the period 1994–2012.

ły zaś pierśnicę 80 cm. W 2012 roku stwierdzone na powierzchniach próbnych całe stojące martwe drzewa reprezentowały pierśnicę do 50 cm, natomiast dominowały głównie drzewa o pierśnicy od 7 do 20 cm, które stanowiły 80% udziału. Złomy miały grubsze pierśnice, przekraczające 80 cm, jednak najczęściej były z zakresu 11–30 cm (Ryc. 4).



Ryc. 4. Liczba złomów i stojących całych martwych drzew stwierdzona w 2012 roku.
Fig. 4. Number of snags and standing entire dead trees in 2012.

Dyskusja

Cechą lasów objętych ochroną ścisłą jest duże nagromadzenie szczątków drzew. Ilość zalegającego martwego drewna zmienia się w czasie i zależy między innymi od możliwości produkcyjnych siedliska, składu gatunkowego drzewostanu, tempa dekompozycji poszczególnych gatunków w danych warunkach klimatycznych i wilgotnościowych oraz w dużej mierze od zaburzeń jakie wystąpiły w poprzednich latach w danym drzewostanie (Harmon i in. 1986). Na badanym obszarze w ciągu 18 lat, poprzedzających inwentaryzację martwego drewna w 2012 roku, miąższość wydzielających się drzew wynosiła średnio 3,3 m³/ha/rok. Jest to tempo stosunkowo niewielkie, niższe na przykład od badań prowadzonych na pojedynczych stałych powierzchniach o wielkości 0,33–0,5 ha w obrębie ochronnym Suche Rzeki, gdzie zarówno martwego drewna było więcej, jak i tempo wydzielania drzew w dziesięciolecie poprzedzającym pomiar było większe – w zależności od powierzchni badawczej od 5,8 do 7,6 m³/ha/rok (Jaworski, Koło-

dziej 2002; Jaworski i in. 2002). Miejscami nagromadzenie martwego drewna w lasach Parku może więc wykazywać znaczne różnice, wskutek innej dynamiki procesów ubywania drzew, zasobności drzewostanów i ich składu gatunkowego (Przybylska, Kucharzyk 1999; Kucharzyk, Sugiero 2007; Sugiero 2008).

Porównanie ilości martwego drewna pomiędzy poszczególnymi badaniami jest stosunkowo trudne, ze względu na inną metodykę badań. Większość danych z obszaru polskich Karpat pochodzi z pojedynczych powierzchni próbnych, najczęściej o wielkości do 0,5 ha, zakładanych w wybranym miejscu. Z lasów dolnoreglowych wyniki tych prac są zróżnicowane, zależne od stadium rozwoju lasu i wynoszą na przykład: w Babiogórskim Parku narodowym od 162–360 m³/ha (Jaworski, Kaczmarek 1995; Jaworski, Paluch 2001), w Pienińskim Parku Narodowym 81–390 m³/ha (Jaworski, Podlaski 2007; Jaworski, Jakubowska 2011), w rezerwacie Łabowiec 288–427 m³/ha (Jaworski i in. 1994), w rezerwacie Oszast 159–355 m³/ha (Jaworski i in. 2001). Z kolei według danych z lat 2009–2013 opartych na ponad 28 tysiącach powierzchni próbnych rozmieszczonych na obszarze lasów całej Polski, miąższość martwego drewna zalegającego w ekosystemach leśnych wynosi średnio 5,8 m³/ha. Na powierzchniach zlokalizowanych w parkach narodowych było 36,7 m³/ha, jednak są to wyniki obejmujące tereny niezależnie od rodzaju ochrony (Wielkoobszarowa ... 2014).

Przegląd prac dotyczących ilości martwego drewna buczyn europejskich, wykonany przez Christensen'a i in. (2005), wskazuje na bogactwo ale również zróżnicowanie tych lasów pod względem ilości martwego drewna. W górskich drzewostanach z okresem ochrony ścisłej powyżej 50 lat podawane jest 220 m³/ha, z krótszym okresem ochronnym – 117 m³/ha. Należy jednak zauważyć, że są to lasy znajdujące się w różnych stadiach rozwoju i często ze znaczną domieszką gatunków iglastych, których drewno ulega wolniejszej dekompozycji niż buka (Rock i in. 2008). Obecność wolno rozkładających się gatunków wpływa więc dodatnio na miąższość martwego drewna obecnego w lesie. Na badanym obszarze zdecydowanie dominował buk, gatunek o stosunkowo szybkim tempie dekompozycji. Müller-Using i Bartsch (2009) dla pogórza w środkowych Niemczech szacują, że dekompozycja drewna bukowego o średnicy powyżej 10 cm trwa około 35 lat, o wymiarach 1–10 cm o połowę krócej (18 lat), a drobnych gałązek o średnicy poniżej 1 cm – około 4 lata. W wyższych położeniach ten okres może się wydłużyć. Dla lasów dolnoreglowych Słowenii Kraigher i in. (2002) podają czas całkowitej dekompozycji dla tego gatunku wynoszący około 50 lat.

Uzyskane w niniejszej pracy wyniki nie odbiegają od wartości wcześniej odnotowanych w Bieszczadach, na wysoko położonych pojedynczych powierzchniach próbnych, tj. w Rabiej Skale, w Uroczysku Moczarnie i na stokach Rozsypańca (Jaworski i in. 1995; Kacprzyk i in. 2014). Należy też uznać, że zinventaryzowane martwe drewno było zróżnicowane, zarówno pod względem typów jak i wymiarów, co świadczy o różnych przyczynach wydzielenia się drzew zwią-

zanych z: (a) konkurencją wśród cieńszych, (b) wiekiem w przypadku drzew znacznych rozmiarów, (c) czynnikami abiotycznymi i biotycznymi. Wykazywało również zróżnicowanie pod względem dekompozycji, co wskazuje na systematyczne zasilanie ekosystemu nowo zamarłymi drzewami.

Wnioski

1. Obserwowany proces wydzielania się drzew w ostatnich dwóch dekadach był stosunkowo niski, dlatego ilość martwego drewna zalegająca na stokach Rozsypanca w 2012 roku utrzymywała się na średnim poziomie.
2. Martwe drewno wykazywało duże zróżnicowanie pod względem form, wymiarów i stopnia dekompozycji, przez co badany obszar jest potencjalnym siedliskiem dla wielu organizmów saproksylicznych.
3. Ujednolicenie metodyki pomiarów i rozszerzenie badań nad martwym drewnem metodami statystycznymi na inne obszary Parku pozwoli poznać zróżnicowanie jego zasobów.

Literatura

- Chećko E., Jaroszewicz B., Olejniczak K., Kwiatkowska-Falińska A. J. 2015. The importance of coarse woody debris for vascular plants in temperate mixed deciduous forests. *Can. J. For. Res.* 45 (9): 1154–1163.
- Christensen M., Hahn K., Mountford E. P., Ódor P., Standovár T., Rozenberger D., Diaci J., Wijdeven S., Meyer P., Winter S., Vrska T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *For. Ecol. Manage.* 210 (1): 267–282.
- Czuraj M. 1990. Tablice miąższości kłód odziomkowych i drzew stojących. PWRiL, Warszawa.
- Drozdowicz A., Bochynek A. 2016. Śluzowce. W: A. Górecki i B. Zemanek (red.). Bieszczadzki Park Narodowy - 40 lat ochrony. Ustrzyki Górne, Bieszczadzki Park Narodowy, ss. 219–224.
- Gierczyk B., Chachuła P., Karasiński D., Kujawa A., Kujawa K., Pachlewski T., Snowarski M., Szczepkowski A., Ślusarczyk T., Wójtowski M. 2009. Grzyby wielkoowocnikowe Polskich Bieszczadów. Część I. *Parki Narodowe i Rezerwy Przyrody* 28 (3): 3–100.
- Gutowski J. M., Bobiec A., Pawlaczyk P., Zub K. 2004. *Drugie życie drzewa*. WWF Polska, Warszawa – Hajnówka, 245 ss.
- 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. R., Cummins K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133–302.
- Jaworski A., Jakubowska D. 2011. Dynamika zmian budowy, struktury i składu gatunkowego drzewostanów o charakterze pierwotnym na wybranych powierzchniach w Pienińskim Parku Narodowym. *Leśne Prace Badawcze* 72: 339–356.

- Jaworski A., Karczmarski J. 1995. Budowa, struktura, dynamika i możliwości produkcyjne górnoreglowych borów świerkowych w Babiogórskim Parku Narodowym. *Acta Agr. et Silv. ser. Silv.* 33: 75–113.
- Jaworski A., Karczmarski J., Skrzyszewski J. 1994. Dynamika, budowa i struktura drzewostanów w rezerwacie „Łabowiec”. *Acta Agr. et Silv. ser. Silv.* 32: 3–26.
- Jaworski A., Kołodziej Z. 2002. Natural loss of trees, recruitment and increment in stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady Mountains National Park (South-Eastern Poland). *J. For. Sci.* 48 (4): 141–149.
- Jaworski A., Kołodziej Z., Porada K. 2002. Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park. *J. For. Sci.* 48 (5): 185–201.
- Jaworski A., Kołodziej Z., Strzęska T. 2001. Skład gatunkowy, budowa i struktura drzewostanów w rezerwacie Oszast. *Sylvan* 145 (4): 5–32.
- Jaworski A., Pach M., Skrzyszewski J. 1995. Budowa i struktura drzewostanów z udziałem buka i jawora w kompleksie leśnym Moczarnie oraz pod Rabią Skalą (Bieszczady). *Acta Agr. Silv. ser. Silv.* 33: 39–73.
- Jaworski A., Paluch J. 2001. Structure and dynamics of the lower mountain zone forest of primeval character in the Babia Góra Mt. National Park. *J. For. Sci.* 47 (2): 60–74.
- Jaworski A., Podlaski R. 2007. Structure and dynamics of selected stands of primeval character in the Pieniny National Park. *Dendrobiology* 58: 25–42.
- Kacprzyk M., Bednarz B., Kuźnik E. 2014. Dead trees in beech stands of the Bieszczady National Park: quantitative and qualitative structure of associated macrofungi. *App. Ecol. Environ. Res.* 12 (2): 325–344.
- Kokoszka M. 2013. Stan zasobów drzewnych w uroczysku „Rozsypaniec” Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Praca magisterska, Katedra Urządzania Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy, Kraków.
- Kościelniak R. 2008. Znaczenie lasów o charakterze pierwotnym i naturalnym dla zachowania różnorodności gatunkowej porostów w Bieszczadach. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 67–76.
- Kraigher H., Jurc D., Kalan P., Kutnar L., Levanič T., Rupel M., Smolej I. 2002. Beech coarse woody debris characteristics in two virgin forest reserves in southern Slovenia. *Zbornik gozdarstva in lesarstva* 69: 91–134.
- Kucharzyk S. 2008. Lasy o charakterze pierwotnym w Bieszczadzkim Parku Narodowym. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 19–32.
- Kucharzyk S., Sugiero D. 2007. Zróżnicowanie dynamiki procesów lasotwórczych w buczynach bieszczadzkich w zależności od wystawy i wzniesienia. *Sylvan* 151 (7): 29–38.
- Maser C., Anderson R.G., Cromak K., Williams J.T., Martin R.E. 1979. Dead and down woody material. In: Thomas J.W. (eds) *Wildlife habitats in managed forests: the blue mountains of Oregon and Washington*. USDA forest service agricultural handbook, vol. 553. USDA Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Portland, p.: 78–95.
- Müller J., Bütler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *Eur. J. For. Res.* 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. *Eur. J. For. Res.* 128 (3): 287–296.

- Operat ochrony ekosystemów leśnych 2001. Opisy taksacyjne wyłączeń leśnych i nieleśnych. Krameko, Kraków.
- Pawłowski J. 2016. Bezkręgowce lądowe Bieszczadów Zachodnich. W: A. Górecki i B. Zemanek (red.). Bieszczadzki Park Narodowy – 40 lat ochrony. Ustrzyki Górne, Bieszczadzki Park Narodowy ss. 225–256.
- Przybylska K., Banaś J., Zięba S., Zygmunt R., Żuchowski J. 2006. Inwentaryzacja lasu – Przewodnik do ćwiczeń terenowych z urządzania lasu. Katedra Urządzania Lasu Akademii Rolniczej. Kraków
- Przybylska K., Kucharzyk S. 1999. Skład gatunkowy i struktura lasów Bieszczadzkiego Parku Narodowego. Monografie Bieszczadzkie T. VI, 159 ss.
- Rock J., Badeck F. W., Harmon M. E. 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *Eur. J. For. Res.* 127 (4): 301–313.
- Rondeux J., Sanchez C. 2010. Review of indicators and field methods for monitoring biodiversity within national forest inventories. Core variable: Deadwood. *Environ. Monit. Assess.* 164: 617–630.
- Stokland J. N., Siitonen J., Jonsson B. G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, 524 ss.
- Sugiero D. 2008. Struktura i dynamika litej buczyny bieszczadzkiej w strefie regla dolnego na tle cyklu rozwojowego lasu pierwotnego. *Roczniki Bieszczadzkie* 16: 77–94.
- Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasu 2014. Wyniki za okres 2009–2013. Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary.
- Zhou Li, Dal Li-min, Gu Hui-yan, Zhong Lei. 2007. Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystem. *J. For. Res.* 18 (1): 48–54.

Summary

The presence of deadwood in forest ecosystems is one of the indicators used in biodiversity assessment. Forests of the Bieszczady National Park are among the best preserved in Poland, with more than 2000 ha thought to be of primeval character. They are mostly found on steep slopes, at high altitude sites or in other places that are not readily accessible. Such natural forests are critical to preserving biodiversity of this area by providing habitats for many species inhabiting such ecosystems.

The aim of the study was characterization of deadwood in a natural forest growing on the slopes of Mt Rozsypaniec (1272 m a.s.l.). The study was carried out in 2012 on 39 sampling plots with an area of 0.04 ha each, located in a 200 x 200 m grid. In addition, data from 1994 and 2008 were used to determine the volume of trees died between 1994–2008 and 2008–2012. An inventory of deadwood was conducted involving standing dead trees, snags, stumps, and lying deadwood with a diameter of at least 7 cm (in the case of standing deadwood, the diameter was measured at breast height). Deadwood was classified according to a five-level decay scale.

The volume of trees died between 1994–2012 was 57.9 m³/ha. The studied forest was contained an average of 62.3 m³/ha of deadwood from four tree species, mainly beech (94% of volume). Lying deadwood accounted for 39.5 m³/ha, standing dead trees for 5.4 m³/ha, snags for 15.7 m³/ha, and stumps for 1.8 m³/ha. Deadwood in all decay stages was identified. The most abundant category of deadwood was moderately decomposed wood in decay stage III (33%), followed by decay stage IV (30%), and decay stage II (16%). Deadwood was also very diverse in terms of piece diameters. The diameter at breast height of standing dead trees was up to 50 cm, and that of snags above 80 cm.

The results obtained in this paper confirm the values recorded earlier in the Bieszczady Mountains at high altitude sites. It should also be recognized that the deadwood was varied, both in terms of types and dimensions, which is indicative of the different causes of the death of trees. It also showed decomposition diversity, indicating a systematic supply of ecosystems to new dead trees.