

PL ISSN 0065-0927

POLSKA AKADEMIA NAUK — ODDZIAŁ W KRAKOWIE
KOMISJA NAUK ROLNICZYCH I LEŚNYCH

acta agraria et silvestria

SERIES SILVESTRIS

Vol. LI

2013

KRAKÓW

POLSKA AKADEMIA NAUK — ODDZIAŁ W KRAKOWIE

KOMISJA NAUK ROLNICZYCH I LEŚNYCH

**ACTA
AGRARIA ET SILVESTRIA**

SERIES SILVESTRIS

Vol. LI, 2013

WYDAWNICTWO ODDZIAŁU POLSKIEJ AKADEMII NAUK
KRAKÓW

KOMITET REDAKCYJNY

Władysław Filek, Andrzej Jaworski (Redaktor serii), Janusz Rząsa,
Jerzy Starzyk, Kazimierz Zarzycki — Przewodniczący

RADA PROGRAMOWA

Przewodniczący — Stanisław Małek
Członkowie — Tadeusz Andrzejczyk, Stanisław Brożek,
Mikołaj Guź (Ukraina), Leon Jagoda,
Jerzy Modrzyński, Bengt Nihlgard (Szwecja),
Stanisław Orzeł, Milan Saniga (Słowacja),
Jerzy Skrzyszewski, Janusz Sowa, Józef Suliński

ADRES REDAKCJI

Katedra Szczegółowej Hodowli Lasu
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
31-425 Kraków, al. 29 Listopada 46

REDAKTOR TOMU

Grażyna Fallowa

Publikacja tomu sfinansowana ze środków Wydziału Leśnego
Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie

© Copyright by Authors, Polska Akademia Nauk, Wydział Leśny Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie
Kraków 2013

Polska Akademia Nauk — Oddział w Krakowie

31-018 Kraków, ul. św. Jana 28

tel.: (12) 422-64-34; fax: (12) 422-27-91

Druk i oprawa: FALL, ul. Garczyńskiego 2, 31-524 Kraków

UDOSKONALONE CIĘCIA PIEŁĘGNACYJNO-ODNOWIENIOWE W JEDNOSTCE KONTROLNEJ 22 W LEŚNYM ZAKŁADZIE DOŚWIADCZALNYM W KRYNICY-ZDROJU

Kazimierz Majerczyk

Katedra Szczegółowej Hodowli Lasu
Uniwersytet Rolniczy
al. 29 listopada 46
PL 31-425 Kraków
majerczyk.autograf@wp.pl

ABSTRACT

K. Majerczyk. 2013. *Refined improvement and regeneration felling in control unit 22 at the Forest Experimental Station in Krynica-Zdrój*. Acta Agr. Silv. ser. Silv. 51: 3–26.

The study describes an experiment with the Swiss irregular shelterwood system. A 40-year period of research and development allows to regard it as a new method which clearly bridges the gap between the Swiss irregular shelterwood system and the selection cutting system. A new classification was proposed: — an irregular shelterwood and selection cutting system.

KEY WORDS: *Abies alba*, Swiss irregular shelterwood system, development of cutting system assumptions, new classification approach to irregular shelterwood system

SŁOWA KLUCZOWE: *Abies alba*, rębnia stopniowa gniazdowa udoskonalona, rozwój założeń rębni, nowe ujęcie klasyfikacyjne rębni stopniowej

I. WPROWADZENIE

Jednostka kontrolna 22 w LZD Krynica, jej kompleks jedlin, jest bardzo ciekawym przykładem w historii zagospodarowania naszych lasów górskich — nie tylko ze względu na wdrażane, nieskrępowane metody postępowania hodowlanego, ale także ze względu na zadania dydaktyczne, jakie realizują tu w szczególności w ramach ćwiczeń ze studentami Katedra Szczegółowej Hodowli Lasu i Katedra Urządzania Lasu oraz sam Leśny Zakład Doświadczalny w ramach prowadzonych szkoleń fachowych dla pracowników nadleśnictw z całego kraju. W ostatnich latach bardzo cennym doświadczeniem edukacyjnym dla studentów, zarazem nieocenioną pomocą dla lasu, był ich udział w ćwiczeniach terenowych, które realizowała Katedra Użytkowania Lasu i Drewna — właśnie w tym wyjątkowym dla nich obiekcie, poznanym na hodowli. Ten ponowny kontakt ze swoim już lasem, i własny wkład w jego

kształtowanie, uczył ich chyba jeszcze czegoś więcej niż samych tylko technik użytkowania.

Historia obiektu i prowadzonych w nim cięć odnowieniowych łączy się przede wszystkim z momentem, kiedy dawny oddział staje się jednostką kontrolną, z nowoczesnym statystyczno-matematycznym systemem inwentaryzacji zasobów, zaprowadzonym tu w 1971 roku przez Katedrę Urządzania. Było to jedno z pierwszych jego wdrożeń nie tylko w LZD, ale także, po Szwajcarii, najwcześniej w Europie (Poznański 2003). Ułatwiło ono później szereg innych badań, w tym wdrożeń hodowlanych związanych z cięciami pielęgnacyjno-odnowieniowymi.

Koncepcję zaprowadzenia w Krynicy, w jednostce kontrolnej 22, szwajcarskiej rębni przerębowej udoskonalonej H. Leibundguta, czyli rębni stopniowej gniazdowej udoskonalonej wg ujęcia E. Chodzickiego (1960), który to pojęcie w naszej literaturze wprowadził — zawdzięczamy profesorowi Bolesławowi Rutkowskiemu, ówczesnemu kierownikowi Katedry Urządzania Lasu oraz dziekanowi Wydziału Leśnego.

W obowiązujących w Polsce w latach 60. i 70. ub. wieku II i III wydaniu Zasad hodowlanych rębni stopniowa nie była jeszcze zalecana. Mimo tych formalnych ograniczeń w roku 1972 w Krynicy i kilka lat wcześniej od eksperymentu krynickiego pierwsze próby z rębnią stopniową gniazdową udoskonaloną przeprowadzał na terenie Lasów Wspólnoty Leśnej w Witowie — mgr inż. Stanisław Słodyczka (Majerczyk 1982). W odróżnieniu od witowskiego krynicki eksperyment połączony był od razu ze wspomnianym statystycznym systemem inwentaryzacyjnym, który pozwala na lepszą ocenę metody cięć, a także na jej doskonalenie, jeśli już w nie krótkich 5–10-letnich, to przynajmniej w długich okresach kontrolnych.

W przypadku wcześniejszej jeszcze historii cięć rębnych w jednostce dysponujemy jedynie lakonicznym ujęciem w planie urządzania 1951–1961 dla byłego nadleśnictwa. Dotyczy ono najstarszej części jedliny, w dawnym wydzieleniu 18c (10 ha). Wiek drzewostanu szacowano tu na 80–90 lat, zasobność na 691 m³/ha, stopień odnowienia na 80%. Proponowaną rębnią była rębni gniazdowa.

Odnosząc się do podanej wyżej zasobności, w stosunku do późniejszych zmian, w żadnym razie nie możemy ich wiązać z wahaniami zasobności/zapasu w rębni stopniowej udoskonalonej; w tamtym okresie nikt takich metod cięć tutaj nie stosował. Proponowana rębni gniazdowa była zupełnie inną metodą. Nie możemy nawet uznać jej za tradycyjnie z nią utożsamianą rębni stopniową gniazdową bawarską K. Gayera. Przeczy temu przyjęty okres odnowienia, wynoszący zaledwie 15–20 lat. Praktycznie nie wdrożono tej rębni, przynajmniej jej późniejszych etapów. Zresztą w Krynicy w drugiej połowie lat 50. w związku z edycją nowych zasad hodowlanych w ogóle z niej zrezygnowano. Nie zastosowano także w oddziale żadnego z obowiązujących wariantów rębni częściowej. Najprawdopodobniej wykonywano tylko cięcia jednostkowe (rębni jednostkową?). Nie wiadomo, czy nie były to tylko cięcia o charakterze sanitarno-porządkowym.

W jesieni 1964 r. wskutek olbrzymich powalów, które dotknęły lasy krynickie, na 2 lata wstrzymano wszędzie planowe cięcia, a usuwano jedynie szkody pohuraganowe. Opracowany w 1966 r. nowy plan urzędzeniowy (1966–1976) przewidywał tak dla całego LZD, jak i dla omawianego obiektu, jako zasadniczą metodę odnowieniową rębnię częściową, tzw. nielimitowaną, z okresem odnowienia 20–40 lat. Jednakże i ta metoda w kompleksie dojrzających jedlin nie została do końca zrealizowana. Zastąpił ją w 1972 r. zaplanowany eksperyment udoskonalonych cięć, trwający i rozwijający się w jednostce od 40 lat. Jego zasadniczy cel: trwałego utrzymania lasu w krajobrazie uzdrowiska oraz wdrożenia wielofunkcyjnego gospodarstwa leśnego nie zmienił się. W przeciwieństwie do klasycznego gospodarstwa z rębnią przerębową wdrażane gospodarstwo ma zapewnić m.in. większe urozmaicenie produkcji, poprzez lepsze wykorzystanie mikrosiedlisk i urozmaicenie składu gatunkowego. Uzdrowskowe funkcje ochronne nie są tu sprzeczne z wysoką wydajnością produkcyjną drzewostanów. Rozwój metody powinien te zadania stymulować.

II. ZAŁOŻENIA OPRACOWANIA

W przedkładanej pracy przedstawiono relacje z wykonywanych cięć, rozwoju ich założeń, w latach 1972–2010. Pierwsza ich część (rozdz. III) ma charakter ogólny, dotyczący wyróżnionych tzw. jednostek planistycznych zabiegów. Podstawowym jednak założeniem niniejszego opracowania jest relacja szczegółowa; relacja poprzez obrazy lasu powstałe po cięciach, lokalnie w konkretnych miejscach z małopowierzchniowym zabiegiem. Te szczegółowe relacje ograniczyłem do najczęściej odwiedzanego fragmentu, a mianowicie do otoczenia ścieżki hodowlanej w górnej części jednostki (rozdz. IV).

W metodach pielęgnacyjnych owe konkretne miejsca, budujące całość, mówią najwięcej; są w istocie syntezą hodowli takiej, jaką wyraża zapominany już dziś sens hodowli-sztuki W. Schädelina (1934) czy H. Leibundguta (1971, 1979, 2007), a u nas w kraju J. Fabijanowskiego (1963).

W takiej hodowli, aby ocenić „teraz”, aby się czegoś od lasu nauczyć, trzeba się cofnąć. Niejednokrotnie bowiem, podobny do innego, równie dobry czy piękny obraz lasu nie ma równie „dobrej genezy”. Może w określonym przypadku nie wykorzystano w pełni możliwości produkcyjnych albo szans na lepszą strukturę itd. Chociaż uczestniczyłem od początku w zaplanowanym eksperymencie, niniejszy przekaz nie byłby chyba realny, gdyby nie był wielokrotnie utrwalany w czasie różnych spotkań fachowych oraz ćwiczeń terenowych ze studentami. Towarzyszyła mi zawsze w tych spotkaniach refleksja: jeśli w twórczości leśnej jest tak jak w marzeniach każdego twórcy, więc i ja pragnąłbym, aby każdy, kto „wchodzi do mojego obrazka”, był krytykiem czy uczniem dobrym. — Aby mnie wysłuchał, poznał dawny cel i obecny obraz (1), ażeby potem ocenił, czy to, co było zamierzone, zostało osiągnięte, i na ile nie pozwoliła bądź ułatwiła to sama natura, czyli, czy ja byłem dobrym

uczniem drzew (2), oraz czy uzyskany rezultat ma sens, jakąś wartość, czy czas lasu na to poświęcony nie był stracony (3). — To wszystko zawsze na tle dalekosiężnej wizji lasu, gospodarstwa. Odpowiedzi mogą być różne, lecz niech nie będą tuzinkowe. Wówczas to będzie zdany egzamin z hodowli, z nieskrępowanego pielęgnacyjnego postępowania.

Wybrane do szczegółowych opisów miejsca w otoczeniu ścieżki hodowlanej wzbogaciłem kilkoma rysunkami terenowymi, tworzącymi syntetyczny ich obraz.

III. WARUNKI PRZYRODNICZE JEDNOSTKI KONTROLNEJ; JEDNOSTKI PLANISTYCZNE ZABIEGÓW JPZ ORAZ URZĄDZENIOWA OCENA EFEKTYWNOŚCI EKSPERYMENTU

1. Warunki przyrodnicze

Jednostka kontrolna 22 położona jest na wysokości około 640-770 m n.p.m., czyli w dolnym pasie piętra lasów dolnoregłowych, gdzie ogólnie warunki klimatyczno-siedliskowe sprzyjają najbardziej hodowli jodły, ale też i hodowli drzewostanów o najbardziej urozmaiconym składzie gatunkowym, stosownie do naturalnej zmienności i mozaikowości potencjalnych zbiorowisk leśnych tu występujących (ryc. 1–4). Na całym obszarze jednostki dominują żyzne siedliska lasowe, reprezentowane przez *Dentario glandulosae-Fagetum typicum*/ *D. gl.-Fagetum abietetosum* oraz częściowo przez jedlinę uboższą *Galio-Abietetum*. Lokalnie wykształcają się zbiorowiska ziołoroślowe *Caltha laeta-Chaerophyllum hirsutum* w wariacie z *Caltha laeta*. Wyjątkowo, pośród przedplonów, spotykamy prawdopodobnie wtórną postać *Caltho-Alnetum*. Silniejsze przerzedzenia zajmują porębowe zbiorowiska z rzędu *Atropetalia*. W analizowanym szczegółowiej w dalszym ciągu pracy otoczeniu ścieżki hodowlanej przenikają się ww. zbiorowiska żyznej buczyny/jedliny w części pod ścieżką i jedliny uboższej w części nad ścieżką.

Podłożem geologicznym jednostki są utwory fliszu karpackiego, głównie piaskowce magurskie, w których wytworzyły się gleby brunatne kwaśne i wyługowane, przeważnie o uziarnieniu glin średnich i lekkich. Są to gleby średnio szkieletowe, a lokalnie w wyższych położeniach i na stromych stokach silnie szkieletowe. Fragmentarycznie, w miejscach śródleśnych młak, występują gleby typu bagienne.

Według danych z pobliskiej Stacji Badań Fitoklimatycznych Katedry Ochrony Lasu i Klimatologii Leśnej (por. Feliksik 2003) teren jednostki kontrolnej narażony jest przeciętnie raz na kilka lat na bardzo silne wiatry z dwóch przeciwstawnych kierunków N i S. Wyższe położenia terenowe są eksponowane na adwekcje chłodnych mas powietrza z północy. Średnia roczna temperatura charakteryzująca obiekt wynosi 5,3°C, a średnia roczna suma opadów to 1000 mm. Podkreślenia wymaga duża zmienność warunków pluwialnych, zwłaszcza wyraźny trend wzrostowy rocznych sum opadów.



Ryc. 1. Dynamika lasu w jednostce kontrolnej 22 w płacie jedliny *Galio-Abietetum*

Fig. 1. Forest dynamics at control unit 22 in the *Galio-Abietetum* fir-tree patch



Ryc. 2. Odmłodzony w wyniku cięć płat jedliny *Dentario glandulosae-Fagetum abietetosum*

Fig. 2. The *Dentario glandulosae-Fagetum abietetosum* fir-tree patch rejuvenated as a result of cutting



Ryc. 3. Wnętrze kępy drągowiny jodłowej z rozluźnieniem zwarcia wywołanym padającą złamaną częścią dużego drzewa. — Przykład roli hodowlanej lokalnych abiotycznych uszkodzeń-zaburzeń w lesie zagospodarowanym. (Szansa na naturalne, tutaj jednostkowe, urozmaicenie warstwowości drzewostanu charakterystycznej dla *Dentario glandulosae-Fagetum abietetosum*)

Fig. 3. The interior of the fir-tree pole wood clump with the loosening of density caused by a falling part of a large tree. — An example of the farming role of local abiotic damage — disturbances in a managed forest. (An opportunity for natural, here unit-based, diversity of layers of a wood stand characteristic of *Dentario glandulosae-Fagetum abietetosum*)

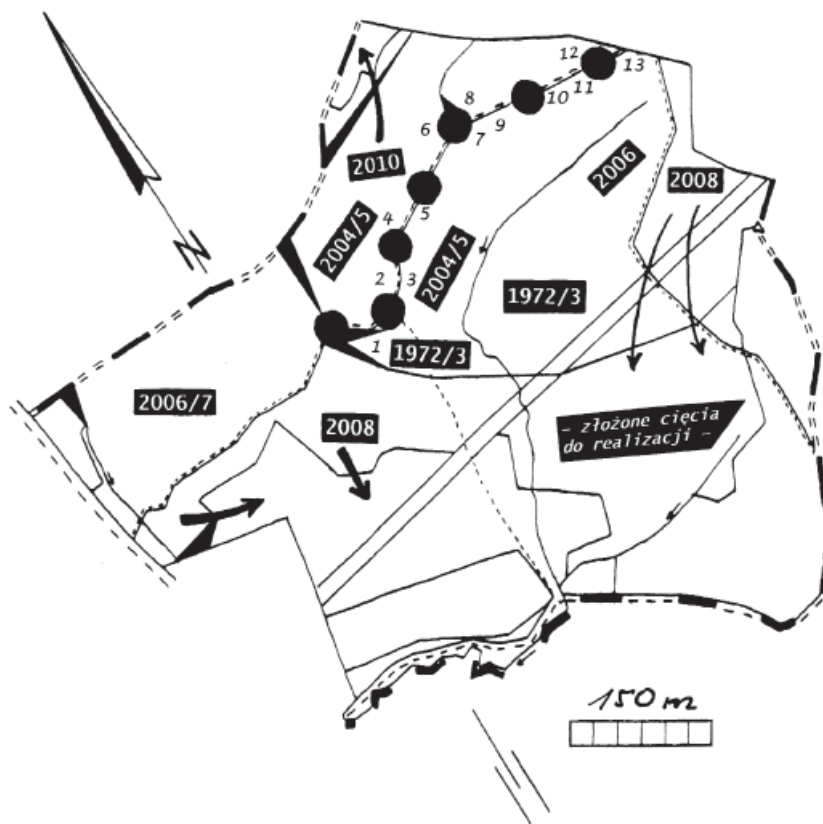
Ryc. 4. Widoczny nieco w głębi wilgotny płat z olszą szarą. Uszkodzone pnie olsz warto tutaj pozostawić m.in. ze względów estetycznych. Tego typu mikrosiedliska śródleśnych młak-luk z uwagi na rolę hydrologiczno-biocenotyczną nie powinny być w ogóle odnawiane. Na ich obrzeżach natomiast można wprowadzać cenne domieszki liściaste, jak wiąz górski, olchę czarną, lipę drobnolistną i inne

Fig. 4. A moist patch with grey alder trees can be seen in the background. Damaged wood trunks are worth leaving the way they are, also for aesthetic reasons. Such microhabitats of mid-forest marshy areas-gaps due to their hydrological and biocenotic role should not be regenerated at all. At their edges. Whereas; on their borders, valuable deciduous trees can be added, such as mountain elm, black alder, small-leaved lime and other



2. Jednostki planistyczne zabiegów

Na rycinie 5 przedstawiono wyznaczone przestrzennie JPZ oznaczone latami postępu zabiegów. Podstawą ich wyznaczania były w większym lub mniejszym stopniu względy hodowlane, w ostatnich latach także organizacyjne, podyktowane możliwościami realizacyjnymi obiegu cięć w przyjętym okresie. (Na ryc. 5 zaznaczono również przebieg ścieżki hodowlanej z 13 szczegółowymi punktami opisów cięć, co jak już wcześniej zaznaczono jest treścią osobnego, kolejnego rozdziału pracy).



Ryc. 5. Jednostka kontrolna 22 z postępowaniem cięć w latach 1972–2010. (Objaśnienia w tekście)
 Fig. 5. Control unit 22 with the felling progress in the years 1972–2010. (Explanations in the text)

Pierwszą JPZ był mniej więcej 12-hektarowy obszar jodliny w górnej części jednostki kontrolnej; była to tzw. działka cięć z roku 1972/3 (por. Przybylska, Zięba 2003). Wyróżniona JPZ, chociaż wówczas jej tak nie określano, stanowiła w istocie jednostkę planistyczną zabiegów, która się wyraźnie różniła od pozostałej 10-hektarowej części jodliny wziętej do eksperymentu. Tę

ostatnią pozostawiono na dłuższy czas bez zabiegów, tzn. bez zabiegów związanych z realizacją cięć złożonych. (Cięcia, zasadniczo o charakterze sanitarno-porządkowym, rzadziej grupowe czy gniazdowe odsłaniające i uprzątające, przy okazji tych pierwszych — były tu wykonywane parokrotnie). Używając pojęcia cięć złożonych, mam na myśli nie tylko tzw. cięcia stopniowe wg klasycznych ujęć szwajcarskich (por. Jaworski 2011), lecz także inne, kiedy celowo do eksperymentu włączałem fragmenty jedliny młodszej, inaczej ukształtowanej, i z zadaniami, które w obrębie nie pojedynczych kęp na przykład, ale na obszarze większym, parohektarowym, nie mieściłyby się w teoretycznym, przestrzennym ujęciu pierwotnie zaplanowanej w jednostce rębni stopniowej gniazdowej udoskonalonej. Przy czym nie chodzi tutaj wyłącznie o samą rębnię, lecz również o wyraźną koncepcję gospodarstwa z tą rębnią. Gospodarstwo to docelowo powinno objąć cały obszar jednostki kontrolnej.

Wracając do historii wyróżnienia przez prof. Rutkowskiego omawianej JPZ — pragnę podkreślić, że trafność tej decyzji znalazła swoje hodowlane uzasadnienie m.in. w pilności cięć, od razu w trakcie ich wykonywania w roku 1972. Lokalne cele i sposoby cięć były oczywiście różne (por. rozdz. IV), jednakże w większości sytuacji nasze zabiegi ograniczały się do cięć wśród drzew dojrzałych, co odpowiadało tu zarazem perspektywicznym celom eksperymentu, jak i aktualnym, powiązanim z nimi potrzebom hodowlanym. Cięcia były stosunkowo ostrożne, wykorzystujące potencjał przyrostowy górnego piętra, jednocześnie przygotowujące wybrane drzewa (zazwyczaj nie jednostkowo) do ewentualnego długiego, „przestojowego” wzrostu. Wielokrotnie do osiągnięcia tego celu wystarczało samo pozostawienie dojrzałych drzew bez zabiegu. Poprzez odpowiednie operowanie zwarcim w piętrze górnym inicjowano też pożądane zmiany w strukturze i budowie lasu. Po roku 2000 cięcia nabrały tu bardziej regulacyjnego charakteru.

Wspomniane wyżej młodsze części jedliny, zasadniczo dopiero dojrzewającej, z udziałem dojrzałego piętra drzew najwyższych, w części wyraźnie zróżnicowane, odnawiające się jakby w niektórych miejscach przedwcześnie, nad miarę — stanowią z punktu widzenia genezy najciekawszą, kolejną JPZ (zlokalizowaną w całości nad ścieżką hodowlaną). Włączono ją do eksperymentu późno, bo dopiero w roku 2004. Mimo to nie straciła ona szans na dalszą efektywną przemianę drzewostanu. Ma miejscami samopielegnujący typ budowy pionowej dający często, bez zabiegu, szansę utrzymania długich koron drzew, strukturotwórczą lukowatość, jednocześnie płyty drzewostanu bez odnowy, stanowiące tzw. rezerwę przebudowy. (Zaproponowany termin wprowadzam celowo jako użyteczny przy projektowaniu zabiegów; oznacza on miejsca, które się pozostawia przez pewien czas w stanie nieodnowionym, dla użytku w późniejszym okresie większego zróżnicowania struktury lasu).

Czemu zawdzięczamy ten pozytywny w sumie stan omawianej JPZ? Może to zabrzmi paradoksalnie — ale w pewnej mierze naszej inercji gospodarczej oraz jednostkowym cięciom pładowniczym związanym z kradzieżami drewna. Te ostatnie, w zewnętrznym najbardziej dostępnym pasie drzewostanu, ukształtowały w paru miejscach najciekawsze obrazy postaci lasu.

W 2010 r., jak to zaznaczono na ryc. 5, włączyłem do eksperymentu niewielki fragment przedplonu modrzewiowego, naturalnie się odnawiającego z sąsiadującej jedliny. Mimo zaniedbań pielęgnacyjnych modrzew ma tutaj szansę dłuższego utrzymania się, aż zastąpi go wchodząca już stopniowo w dolne piętro głównie generacja jodły, przy czym poparte w obecnych zabiegach najsilniejsze okazy modrzewi mogą jednostkowo i grupowo współtworzyć w górnym piętrze przyszły drzewostan.

Kolejnymi JPZ były zlokalizowane w dolnej części jedliny obszary cięć z lat 2006/7 i 2008. Ostatnią JPZ stanowi obszar, który na ryc. 5 opisałem jako „złożone cięcia do realizacji”, gdzie dotychczas tych cięć nikt w niej nie realizował.

Na obszarze JPZ 2006/7 wykonano szereg zabiegów, zarówno przygotowujących, jak i dalszych, związanych z dawno już rozpoczętymi, chociaż nieplanowanymi długofalowymi przemianami. Bezsprzecznie te przemiany trwają już od dziesięcioleci i są konsekwencją wyjątkowo długiego nie tylko samego postępu, lecz i pielęgnująco-różnicującego odsłaniania odnowień, jak też i przypuszczalnie ich nieodsłaniania i zatruty oraz ponownej odnowy niektórych płatów dawnego starodrzewu. Do dziś jeszcze w rozpatrywanej JPZ nie wykonano ostatnich cięć uprzątających, które w typowej na przykład rębni częściowej byłyby wykonane pół wieku temu.

Na tle płatów drzewostanu cienkiego i drągów wybijają się miejscami grupy i małe kępy z nowym górnym piętrem, z klasą drzew o pierśnicach 40–55 (60) cm, różnicujące się strukturalnie. To nowe górne piętro jest jakby śladem stosowanych tu niegdyś wcześniejszych cięć grupowych lub gniazdowych czy też gniazdowych uszkodzeń. Jednakże nie musi tak być; długotrwałość postępu odnowy, nierównomierność cięć nawet jednostkowych rozciągniętych w bardzo długim okresie — może dawać podobny obraz. Niejednokrotnie obserwowałem taki efekt w przypadku stosowania cięć częściowych długo-okresowych.

Wyróżniające się powyższe układy z warstwą drzew silnie górujących, która jest bądź rozluźniona lub umiarkowanie zwarta, już obecnie w początkowym okresie zabiegów, zapewniają tym najwyższym drzewom swobodny rozwój długich koron, a więc i wzrost żywotności i stabilności. Dalsza koncepcja mikrobudowy tych układów może być, w kontekście tekstury JPZ i szerszym — różna, od ewentualnie jednostkowej przerębowej, do grupowej i kępowej. Jednakże w przypadku większych płatów, z powodów obecnej pielęgnacji zapasu, efektywniejsze będą układy typu grupowego/drobnokępowego. W trosce o naturalniejszy wzrost stabilności ekologicznej, a zarazem dla uniknięcia pewnych schematów typowej trzebieży selekcyjnej, w młodszych fragmentach słabiej urozmaiconych popierałem jedynie stosunkowo nieliczne, wyróżniające się vitalnością głównie grupy (biogrupy) drzew. Zakładając wstępnie, że wybierana łącznie liczba silnych drzew docelowych (przeciętnie ponad 100/ha) choćby przynajmniej w połowie może dotrwać i wspomagać przemiany lasu w perspektywie nawet takiej, którą będzie zrównanie z wiekiem porównywalnym u dzisiejszych drzew macierzystych.

Tę generację drzew macierzystych reprezentuje średnio na 1 hektarze JPZ po kilka okazów o pierśnicach od ok. 75–100 cm. Jest wśród nich także zabytkowa jodła, najgrubsza w całej jednostce kontrolnej, o pierśnicy 110 cm (ryc. 6).



Ryc. 6. Zabytkowa jodła o pierśnicy 110 cm i wieku około 200–250 lat. (Okaz ma wrośniętą w odziomku spróchniałą odnogę, co może być źródłem infekcji pnia)

Fig. 6. A historic fir tree with the dbh of 110 cm and approx. 200–250 years old. (The specimen has a rotten ingrown offshoot, which can be a source of trunk infection)

Rozpatrywany teren JPZ jest prawie w całości mniej eksponowany na wpływ niekorzystnych czynników klimatycznych. Pewnym zaskoczeniem była tu zawsze dobra kondycja jodeł z rozluźnionego piętra drzew macierzystych. Dotyczy to zwłaszcza początków lat 70. ubiegłego wieku z notowanymi w Krynicy suszami oraz z notowanym ogólnie w Karpatach Zachodnich od lat 60. załamaniem żywotności jodły, zwłaszcza w starszych klasach wieku (por. Jaworski, Skrzyszewski 1986). Powyższe uwagi są ważne dla realizowanego eksperymentu. Warto przytoczyć też dzisiejszą ocenę kondycji przyrostowej starych jodeł w jednostce kontrolnej z badań J. Palucha (2006), a mianowicie to, że przyrost tych „przestojowych” nieraz okazów ok. 90-centymetrowej pierśnicy jest wysoki i uzasadnia celowość dalszego ich wykorzystania w produkcji. Nie z tych powodów wyłącznie, ale i z równie ważnych biologicznych i społecznych prawie wszystkie te nieliczne okazy macierzyste w obecnych cięciach tutaj zachowałem. Aby przede wszystkim w tym dydaktycznym obiekcie były świadectwem poziomu kultury naszego zawodu leśnika. Aby u swego kresu, obumierające i obumarłe, uszkodzone, stanowiły element

naturalizujący wygląd całego lasu, w którym się prowadzi hodowlę bliską naturze, względnie szerzej gospodarstwo bliskie naturze.

W każdym podlegającym przemianom obiekcie ważne są luki, przerzedzenia i ich strukturotwórcza rola. W obecnych cięciach, poza paroma przykładami cięć grupowych w wyższej części JPZ, na obecnym etapie przemian tego typu cięć szerzej nie wprowadzono. Planowanie ich stanowi zawsze pewien problem, czy zdołamy wybrać miejsca, które się do tego najbardziej nadają, tak z punktu widzenia samych cech drzewostanowych, jak i naturalnych zagrożeń oraz pożądanej tekstury lasu. Tej ostatniej nie całkiem przecież przewidywalnej, niedającej się ściśle zaplanować. Nie zakładałem z góry dla całości określonego jej typu, np. związanego z budową li tylko przerębów lub kępową, traktując je raczej jako równorzędne. Podstawą jest jedynie to, ażeby sam proces przemian był bardzo wolny, stabilizujący drzewostan, jednocześnie rozwijający wydajność produkcyjną, praktycznie ciągły. Jeśli jednak w pewnych fragmentach las sam się będzie przerębowo rozwijał — to warto bezwzględnie ten proces twórczo wykorzystywać. W niedawnych zabiegach wykorzystywałem właściwie to, co w drzewostanie już jest. Jednak na razie i w tym przypadku, tzn. przy różnicujących się już po części obrzeżach luk czy przerzedzeń, czasem z załączkową jednostkową i grupową odnową — tych załączkowych ośrodków jeszcze nie poszerzałem znanymi metodami cięć obrzeżnych. Jeśli zabieg był realizowany, to było to tylko jednostkowe cięcie regulacyjne, skierowane na wzór trzebieży przerębowej, dla konkretnego doboru. Ma to właściwie charakter wyłącznie pielęgnacyjny mikrostruktury luk, i tak ewentualnie mogłoby być określane.

Na kolejnej, sąsiedniej JPZ z roku 2008 w większym stopniu realizowano cięcia stabilizujące. Ponadto włączono do niej przyległą do jedliny smugę przedplonu modrzewiowo-sosnowego z cięciami przebudowy, aczkolwiek w całości przedplon nie jest stabilny i nie spełnia przyjmowanego dla planistycznych ujęć eksperymentu, podstawowego założenia pielęgnacyjnego, tzn. utrzymania się przynajmniej do czasu, aż zacznie go zastępować nowa generacja drzew odpowiadająca celowi hodowlanemu.

3. Efektywność eksperymentu

Statystyczno-matematyczną ocenę efektywności eksperymentu w jednostce kontrolnej zawdzięczamy 3-krotnej urzędzeniowo-badawczej inwentaryzacji zasobów, a mianowicie inwentaryzacji z roku 1971 przed cięciami, oraz w latach 1976 i 2000, a więc bez cięć po roku 2000 (por. Przybylska, Zięba 2003).

Zaprezentowany przez prof. K. Przybylską i dra S. Ziębę 30-letni okres rozwoju badanego obiektu potwierdza przede wszystkim pożądaną rozwój rzeczywistej, złożonej różnowiekowej i różnopiętrowej postaci lasu, którą zilustrowano m.in. rozkładami pierśnic na tle wzorcowych modeli Liocourta-Meyera. Wynik ten wymaga podkreślenia w dwojakim sensie: po pierwsze, z punktu widzenia wzmocnienia walorów ochronnych i hodowlano-gospodarczych

lasu; po drugie, ze względu na genezę tych zmian, które „są interesującym świadectwem reakcji lasu na regulacyjne działanie leśnika” (Przybylska, Zięba 2003).

Poniżej przytaczam z cytowanego opracowania, w syntetycznym ujęciu, następujące wybrane dane i stwierdzenia:

- Pozyskano wysoki plon, który został zrekompensowany wysoką produktywnością jedliny; aktualny jej przyrost miąższości wynosi 7,93 m³/ha/rok.
- Wyraźnie wzrosła liczba drzew i zasobność, a mianowicie w 1971 r. było przeciętnie 457 drzew/ha przy ówczesnej zasobności 379 m³/ha; w roku 2000 odpowiednio liczba drzew to 739, zasobność 428 m³. W 1976 r. po cięciach zanotowano okresowy spadek zasobności do 344 m³/ha.
- Zarysowała się nader korzystna zmiana w składzie gatunkowym jedliny. W roku 2000 skład jej przedstawiał się następująco: wg udziału miąższościowego 93 Jd, 3 Św, 4 gat. liściaste Bk, Jw, Js, Jrz i inne; wg udziału liczebnościowego 79 Jd, 8 Św, 13 gat. liściaste.
- Zanotowano, szczególnie w latach 1976-2000, duży spadek liczebności podrostu. W związku tym kolejne cięcia powinny być ukierunkowane na stworzenie dogodniejszych warunków do naturalnego odnowienia się lasu.

Chciałbym się odnieść pokrótce do ostatniego postulatu autorów. Sądzę, że spojrzenie hodowcy być może złagodzi nieco tę statystyczną ocenę sytuacji. W realizowanym eksperymencie, w cięciach, przyjmuje się jako nadrzędną zasadę pielęgnacyjności, w tym m.in. pielęgnacji zapasu i przyrostu, złożonej tekstury lasu. W związku z tym pewne części lasu powinny być odnawiane w różnym czasie, postęp odnowy nie może być przyspieszany oraz wiązany z określoną normą liczebnościową na hektarze. Lepszym wskaźnikiem wad w postępie odnowienia byłaby tutaj ocena nie aktualnego jego zaawansowania, lecz ocena jego braków w miejscach, gdzie las ze względu na swoją teksturę, aktualną bądź zamierzoną, szersze tło — winien zostać właśnie odnowiony. To niezbyt proste w samej praktyce hodowlanej, trudniejsze w statystycznych ujęciach inwentaryzacyjnych.

IV. PRZYKŁADY CIĘĆ W UJĘCIACH MAŁOPOWIERZCHNIOWYCH

Tę część pracy poświęcono szczegółowemu opisom 13 charakterystycznych punktów zabiegów (por. ryc. 5). Ich zamieszczone niżej ujęcia (niektóre) dopełniają i syntetycznie ilustrują ryciny 7–12.

Punkt 1. Przykład cięcia gniazdowego częściowego odsłaniającego; rok 1972/3, z kontynuacją w roku 2005 (ryc. 7). Dawna ok. 10-arowa dojrzała kępa jodły, z warstwą podrostów oraz z jednostkowo reprezentowanym piętrzem dolnym z jodłą i świerkiem. Środkowa część była bez odnowienia, gdzie podsadzono później buka (rozluźnienie, słaba jakość, bez roli produkcyjnej). Całość obecnie ma bardziej zróżnicowaną budowę. W dawnym piętrze drzew macierzystych rosną jeszcze 4 okazy jodeł o pierśnicach od ponad 70 do 90 cm.



Ryc. 7. Punkt 1 — z cięciem pozyskania plonu w 2005 roku

Fig. 7. Point 1 — with crop harvesting felling in 2005

Strukturę nowej generacji rozpoczęto doskonalić metodą trzebieży przerębowej; szansa rozwoju nalotu w płacie z pokrywą zazielenioną oraz utrzymanie części z pokrywą *nudum* jako tzw. rezerwy przebudowy (wyjaśnienie pojęcia podano wcześniej — rozdz. III. 2).

Pozostawienie osłony gniazda ze starymi jodłami budziło w 1972 roku pewne wątpliwości. Drzewa miały wyraźnie skrócone korony i obniżoną żywotność. Ponadto sama lokalizacja punktu eksponowanego na adwekcje chłodnych mas powietrza z północy nie rokowała utrzymania się tutaj dojrzałych jodeł. Spróbowano jednak je pozostawić. Jodły z piętra górnego stopniowo regenerowały korony z wilków do ponad połowy wysokości drzewa, poprawiały też swoją żywotność. Do dziś jeszcze, po 40 latach, świadczą o tym trwające w swojej kępie wspomniane sędziwe drzewa.

W sumie opisane miejsce to pouczający przykład rewitalizacji starych drzew, wykorzystania ich w lokalnym pielęgnowaniu zapasu, kształtowaniu złożonej struktury lasu oraz w urozmaiceniu produkcji (grube sortymenty).

Punkt 2. 40 lat temu poza zabiegami sanitarnymi planowych cięć tutaj nie wykonywano. Wraz z prawie całą częścią nad ścieżką, ten młody płat nie był jeszcze włączony do eksperymentu. Wykonane dopiero w latach 2004/5 i 2010 cięcia nie wydają się jednak spóźnione. Płat nadaje się do przemian strukturalnych metodą trzebieży przerębowej (ryc. 8). Nie stracił przede wszystkim szans na wcześniejszą odnowę, która pojawiła się nawet w nadmiarze. Z uwagi na słabą żywotność świerka z górnego piętra nie udało się realizacja założenia ewentualnego odsłonięcia wybranych tylko grup. Stan lasu wymógł dość silny zabieg odsłaniający o charakterze sanitarno-porządkowym. Pozosta-



Ryc. 8. Przemiana drzewostanu metodą trzebieży przerębowej; przykład cięcia w punkcie 2 (odsłonięcie pojedynczych okazów podrostu i niższego piętra drzew)

Fig. 8. Tree stand transformation using the selection thinning method; an example of felling at point 2 (uncovering of individual up-growth specimens and the lower tree layer)

wione drzewa w górnym piętrze, w zasadzie tylko jodły, nadają się do utrzymania w czasie długofalowych przemian. Przemiany te może ułatwić wydanie nietypowa, przedwczesna jakby samoregulacja ciągłości odnowy wszystkich jej warstw. Zawdzięczamy to sąsiedztwu starodrzewu poniżej ścieżki, który od dawna przyspiesza ten proces. Odnowę, głównie jodły, ułatwiają tutaj także specyficzne warunki mikrosiedliskowe (por. opis warunków przyrodniczych — rozdz. III.1).

Punkt 3. Dawny płat z prostą budową i wyraźnie słabszą niż gdzie indziej żywotnością jodły. Nadano więc tutaj cięciom charakter nie pielęgnacyjny, tylko raczej odnowieniowy. Przez pewien czas wydawało się, że zainicjowanie naturalnej odnowy się nie powiodło. Stopniowo jednak pojawiały się na dnie prześwietlonego lasu pojedyncze podrosty jodły. Najstarsze z nich wchodzi już do dolnego piętra. Pozostawione najlepsze okazy w górnym piętrze nadal rosną i mają zadowalającą żywotność. Płat zaczyna się różnicować jednostkowo. Wprowadzony sztucznie buk nie rokuje dobrej produkcji.

Punkt 4. W całym układzie przestrzennym odnowień nad ścieżką odnowienie w tym fragmencie nie musi być popierane. Pożądane raczej byłoby jego wstrzymywanie, aby cały pas nad ścieżką nie był zbyt szybko odnowiony. Można natomiast lokalnie w płatach, przynajmniej częściowo, realizować pielęgnację zapasu, z dalszym popieraniem (odsłanianiem) wybranych nie-

schematycznie rozmieszczonych najsilniejszych drzew oraz ich grup, które stanowić będą trzon drzewostanu, aż się uzyska wyraźną ciągłość samoregulacyjną, z obradającymi macierzystymi okazami jodeł o pierśnicach sięgających 90 cm bądź więcej, choć być może (na co wskazują porównawcze obserwacje w jednostce kontrolnej) z niezbyt imponującymi wysokościami, jednak drzew żywotnych, stabilnych z długimi koronami, dobrze przyrastających na grubość, co bezsprzecznie w danych warunkach jest realne.

W odróżnieniu od fragmentów z typowymi celami trzebieży przerębowej, tutaj nie zakłada się z góry układu budowy przerębowej ze zwarciem pionowym, ale raczej układ budowy kępowej ze zwarciem schodkowym, z tym że owe układy mogą się ewentualnie przenikać: obok siebie bądź w różnym czasie po sobie.

Punkt 5. Kilkudziesięciometrowy pas pomiędzy ścieżką a potokiem (od debry terenowej w kierunku punktu 7), z dawną prawie że jednopiętrową dojrzałą jedliną, z zaawansowaną i zróżnicowaną wiekowo i wysokościowo warstwą odnowieniową. Stanowi przykład realizacji długookresowego cięcia częściowego. W 1972 roku nie nadano zabiegom dalszego, typowego w takich sytuacjach, ukierunkowania odnowieniowego, lecz pielęgnacyjne. To znaczy odsłanianie ograniczono, połączono jedynie z cięciami o charakterze sanitarno-porządkowym, które wykonywano także później, w coraz bardziej rzadniejącym piętrze macierzystym, praktycznie aż do dzisiaj. Do tego czasu, gdyby dawna warstwa odnowieniowa dawno już nie zaczęła przekraczać formalnie progu pierśnicowania — cząstkowy okres odnowy trwałby tu około 70–80 lat. Rozwinięte obecnie dolne i częściowo środkowe piętro nadal koegzystuje z istniejącymi jeszcze resztkami starodrzewu, z pierśnicami drzew dochodzącymi do ok. 80–90 cm. Tekstura drzewostanu przypomina miejscami obraz taki, jaki wiąże się z cięciami o charakterze grupowym lub gniazdowym. Wynika to z samej długotrwałości postępowania i charakterystyczną w związku z tym nierównomiernością usuwania osłony, i to nie tylko wówczas samej warstwy młodocianej, lecz i drzew z dolnego piętra drzewostanowego. Udało się w znacznym stopniu uzyskać wspomnianą koegzystencję piętra macierzystego z wkraczającym nowym. Jeszcze po wielu latach widać, jak dawne, lokalnie formujące się w przerzedzeniach/drobnych lukach stożki odnowieniowe osiągnęły swobodnie dolne piętro i mają nieskrępowaną możliwość dalszego rozwoju, nie wrastając w korony swoich drzew macierzystych. W większości jednak warstwy dolne, osiagające już fazę drągowiny i drzewostanu cienkiego, zostały odsłonięte. Mimo zaniedbań pielęgnacyjnych, dzięki zaznaczającemu się zróżnicowaniu, płyty te zachowały wiele nader korzystnych cech przekształceniowych. Podstawowym walorem jest dobra żywotność drzew, szczególnie silnie górujących. Ale też i mikrotęsknota, z fragmentami zwartymi bez odnowienia, z przerzedzeniami z pojawiającym się w nich nalotem i pojedynczymi podrostami. Całość nadaje się do zastosowania trzebieży przerębowej, jednakże, być może przejściowo, bez niektórych jej zadań lub przy ich modyfikacji.

Istniejące ostatnie drzewa macierzyste nie wyzyskały jeszcze w pełni swoich możliwości produkcyjnych, przyrostowych. Są jednym z przykładów reali-

zowanej w wielu miejscach całego obiektu pielęgnacji zapasu wśród drzew najstarszych, ciągłej, trwale urozmaicającej jakość i różnorodność produkcji (hodowla bardzo grubych drzew).

Dawne obawy o dalszą kondycję górnego piętra, podobnie jak w punkcie 1, nie sprawdziły się. Niektóre drzewa wzmocniły się bardzo wyraźnie, wydłużyły korony, jednak nie poprzez niezbyt znaczący chyba wzrost wysokości, ale głównie przez rozbudowę z wilków. Jednocześnie te najwyższe drzewa, mimo dominacji wysokościowej, luźnego rozmieszczenia, teoretycznie ze zwiększającym zagrożenie od wiatru przy ich otwarciu dużym płaszczyznom koron (tutaj jednak z ochroną przeciwwiatrową warstw dolnych) — w opisywanym punkcie nie ulegają większym szkodom wiatrolomowym. W naszym konkretnym przypadku niewątpliwie istotnie zabezpieczający wpływ ma na wpół ostępowy charakter otaczających jednostkę kontrolną od północy młodszych drzewostanów oraz sama rzeźba terenu, która hamuje impet silnych i bardzo silnych wiatrów z kierunku N.

Trwające, ostatnie egzemplarze dawnej generacji macierzystych drzew, szczególnie te rosnące przy ścieżce (por. ryc. 9), powinny trwale pozostać jako element biologicznej różnorodności i różnokondycyjności, jak wreszcie naturalności i estetyki lasu górskiego. Tej ostatniej, w sposób widoczny, sztuczny, wcale tutaj nie pielęgnowanej — jednakże takiej, jakiej nie stworzyłaby ręka artysty.



Ryc. 9. Dzisiejszy, charakterystyczny obraz postaci lasu w punkcie 5

Fig. 9. Present-day characteristic picture of the forest form at point 5

Punkt 6. Grupowe cięcie regulacyjne w dojrzewającym płacie, z dosyć nietypowym założeniem zainicjowania odnowienia w miejscu o dużym zwarcie (pokrywa *nudum*), podczas gdy w sąsiedztwie istnieją odsłonięte już miejsca, jednakże z pokrywą zachwaszczoną, nierokujące rozwoju nalotu, nawet przy pojawieniu się siewek. Podjęcie powyższej decyzji ułatwił sam drzewostan z występującymi tu po części uszkodzonymi świerkami oraz wadliwym bukiem. W 2007 roku, trzy lata po zabiegu, sprawdzono opisane miejsce: płat z *nudum* zazielenił się i pojawił się liczny nalot jodłowy. Obecnie, w roku 2013 płat częściowo się zachwacił, jednakże część starszego nalotu, zwłaszcza z obrzeża luki, ma szansę przejścia do warstwy podrostu.

Punkt 7. Przykład mniej więcej 2-arowej luki, traktowanej jako rezerwa przebudowy; sztuczne przyspieszenie jej odnowy nie jest potrzebne. Pojedyncze, rozwijające się tu okazy podrostu (świerk i jodła) są obecnie wystarczające; w przyszłości różnicują wewnętrzną budowę płatu. Same zaś, rosnąc długo bez zwarcia, w odosobnieniu, nabiorą specjalnych cech stabilizacyjnych. Luka wraz z przyległą ścieżką i niezarośniętym nad nią wilgotniejszym płatem urozmaicają biocenotycznie ten fragment lasu. Także sama naturalna aranżacja jej otoczenia, z pozostawionym złomem i leżącą częścią drzewa, kontrast świetlny, przestrzenny, są pozytywnie odbierane przez odwiedzających obiekt (ryc. 10).



Ryc. 10. Luka w punkcie 7. Rola biocenotyczna, strukturotwórcza; naturalna aranżacja jej otoczenia ze złamanym drzewem, światło, przestrzeń wnętrza — przydają jej piękna

Fig. 10. Gap at point 7. The biocenotic, structure-forming role; natural arrangement of its surroundings with a broken tree, the light, the space of the interior — add beauty to it

Punkt 8. Przykład jednostkowych cięć odsłaniających grupy podrostów i regulujących strukturę (rok 2004/5). W zasadzie zabieg został połączony z usunięciem okazów osłabionych (świerków). Silną, żywotną jodłę o pierśnicy ponad 80 cm pozostawiono jako element różnicujący strukturę, stabilizujący i produkcyjny (ryc. 11).



Ryc. 11. Różnicujący się strukturalnie płat w punkcie 8 z jodłą o pierśnicy przekraczającej 80 cm

Fig. 11. Structurally differentiating patch at point 8 with fir trees with the dbh of over 80 cm

Punkt 9. Otoczenie luki (por. punkt 7). Odmładzający zabieg regulacyjny, połączony z cięciem sanitarno-porządkowym. Usunięto z górnego piętra dwa dojrzałe okazy: chory i wadliwy. Wykorzystano tutaj strukturotwórcze obrzeże luki. Wydaje się, iż cięcie powinno być wykonane także i w tym przypadku, gdyby usunięte drzewa nie miały wymienionych wad.

Punkt 10. Mniej więcej 6-arowa, rozciągnięta wzdłuż ścieżki smuga odnowieniowa z nierównomierną częściową górną osłoną. Głównym celem zabiegu było urozmaicenie dość monotonnego układu tekstury otaczającej dojrzejącej i jednostkowo dojrzałej zwartej jedliny. W cięciach 2004/2005 zachowano, m.in. z myślą o przyszłości (względny estetyczny), 45-centymetrowej obecnie pierśnicy, krzywy, rozpięzowaty egzemplarz jaworu, pomimo że przygłusza on pojedyncze okazy drzew dobrych. Po cięciach smuga zaczyna się stopniowo odnawiać, chociaż nalot jest niewielki, pojawiając się i utrwalając w zasadzie dość typowo na południowym obrzeżu smugi.

Punkt 11. Dawne gniazdo, wydłużone w kierunku wschód-zachód, z nierównomierną odnową jodły. Gniazdo było odślaniane i poszerzane brzegowo ku południowi cięciami z lat 1972–76. Obecna kępa wykazuje niejednorodną budowę warstwową. Najstarsze pojedyncze okazy i grupy drzew wyszły już z okresu młodocianego (dragowina/drzewostan cienki). Cięcia z 2004/5 r. miały na celu utrzymanie jej wewnętrznego zróżnicowania. Obecnie są już potrzebne dalsze cięcia regulacyjne, stabilizujące i z powodu szkód.

Punkt 12. Projektowany ośrodek odnowieniowy o powierzchni ok. 5 arów, z dosyć intensywnym cięciem przygotowawczo-obsiewnym z roku 2004/5 (por. ryc. 12). Intensywność zabiegu została podyktowana bardzo silnym osłabieniem bądź obumieraniem świerka. Pozostawia się dla osłony i produkcji drzewa, prawie wyłącznie jodły, dojrzewające i dojrzałe, które wyróżniają się dobrą żywotnością i stabilnością (długie korony, zbieżyste pnie). Na niniejszym etapie cząstkowego planowania tak sformułowany lokalny cel wydaje się na razie wystarczający. Po zabiegu cała powierzchnia intensywnie się odnowiła (obecnie siewki 1-latki, 2- do kilkuletni nalot jodłowy); podobnie jak w punkcie 2 sprzyjały temu warunki mikrosiedliskowe.



Ryc. 12. Projektowany ośrodek odnowieniowy w punkcie 12

Fig. 12. Designed regeneration centre at point 12

Punkt 13. Fragment drzewostanu ze strukturą nawiązującą do przerębowej. Ponad 10 lat temu zanotowano tutaj ubytek, uschnięcie wyjątkowo szybko rosnącej jodły, która w wieku ok. 100 lat osiągnęła pierśnicę ok. 80 cm. Obecnie w płacie wyróżnia się pojedyncza bardzo silna jodła o pierśnicy przekraczającej 90 cm. W dalszych zabiegach należałoby kształtować tutaj jednostkową budowę przerębową, ze zwarciem pionowym.

V. PODSUMOWANIE; UWAGI KOŃCOWE

W podsumowaniu pracy pragnąłbym podkreślić, iż podstawowym sensem przekazanej relacji było zaprezentowanie w tym cennym obiekcie, w różnych ujęciach, myślenia o jego hodowli, w szczególności o cięciach odnowieniowych. Być może niniejszy przekaz będzie inspiracją dla innych tego typu realizacji.

Wydaje się, że interesującym uzupełnieniem byłaby hodowlana waloryzacja postaci lasu w jednostce, która by uwzględniała przede wszystkim mozaikowaty typ jej tekstury, kształtowanej m.in. właśnie poprzez różne małopowierzchniowe zabiegi tu opisane. Jednocześnie na tle teorii faz planowania hodowlanego, bądź wg propozycji autora, bądź w rozwinięciach urzędniowych (por. Majerczyk 1984, por. Poznański 1997).

Odnosnie do samej zaprezentowanej metody rębni, rozwoju jej podstawowych założeń, można stwierdzić, że realizowany eksperyment wypełnia wyraźną lukę pomiędzy rębnią stopniową gniazdową udoskonaloną a klasyczną rębnią przerębową. Dla ewentualnego rozróżnienia proponowałbym, aby tę nową, realizowaną i wywodzącą się z jednostki kontrolnej 22 w lasach krynickich, pielęgnacyjną rębnią stopniową — zaklasyfikować jako: **RĘBNIA STOPNIOWA CIĄGŁA**. Jej formalne, podstawowe założenia teoretyczne przedstawiałyby się następująco:

- W ramach jednostki kontrolnej można łączyć przestrzennie różne części lasu, bez względu na zróżnicowanie mikrosiedliskowe, bez względu też na skład i strukturę drzewostanów, o ile potencjalnie mają już zapewnioną długotrwałość istnienia dzięki swojej złożoności względnie rokują utrzymanie się przy życiu przynajmniej do czasu, aż zaczną je zastępować zgodne z celem hodowlanym nowe generacje wychodzące z okresu młodocianego.
- W proponowanej rębni nie ustala się wieku rębności ani ogólnego okresu odnowienia, który stopniowo powinien się zrównywać z maksymalnym wiekiem drzew. Traci więc tutaj na znaczeniu koncepcja hodowlanej roli granic transportowych, ponieważ w pewnych strefach lasu wymusza i przyspiesza bardziej odnowieniowe ukierunkowanie cięć.
- Ukierunkowanie wszelkich zabiegów musi mieć przede wszystkim nastawienie pielęgnacyjne, nie tylko w odniesieniu do pielęgnacji zapasu (i przyrostu), jego jakości i urozmaicenia, ale także do pielęgnacji takiej złożonej tekstury lasu, która by wzmacniała stabilność ekosystemu, a przy tym umożliwiała spełnianie szeregu innych postulatów ochronnych, estetycznych.
- Nie zakłada się z góry określonych typów budowy i struktury dla poszczególnych części jednostki kontrolnej, na przykład związanych z postacią kępową, przerębową. Podstawą jest jedynie to, aby sama odnowa lasu czy jego przemiany były bardzo wolne, stabilizujące drzewostan, jednocześnie rozwijające wydajność produkcyjną, ażeby praktycznie te procesy były ciągłe.
- Powstająca czy utrzymywana przestrzennie postać lasu nie jest nigdy jednorodna. Ma mozaikowaty typ tekstury, ze zmienną złożoną budową

i strukturą, naturalną strukturotwórczą lukowatość, małopowierzchniową odnowę, jednocześnie płaty drzewostanu bez odnowy stanowiące tzw. rezerwę przebudowy, czyli miejsca, które się pozostawia przez pewien czas w stanie nieodnowionym, dla późniejszych wyraźniejszych różnicowań strukturalnych. Wszelkie zabiegi powinno cechować z jednej strony brak ich skrzepowania, a z drugiej głęboki namysł, doświadczenie oraz nieschematyczna małopowierzchniowość. W związku z nią m.in. tworzone różnej wielkości ośrodki odnowieniowe, stosownie do wymogów wprowadzanych gatunków, zasadniczo jednak przy ich kolistej formie, powinny być ograniczane do około 10 arów.

- Potrzeba utrzymywania oraz hodowli bardzo grubych drzew jest w niniejszej rębni szczególnie akcentowania z uwagi na ich wielorakie niczym niezastąpione funkcje, nie tylko biologiczne i produkcyjne, ale także równie istotne kulturowe i krajobrazowe.
- Proponowana rębnia powinna być, a zarazem wydaje się być najbardziej predestynowana jako najpełniejszy przykład hodowli bliskiej naturze. Przede wszystkim może ją cechować kształtowanie na wzór obserwowanych w pewnych stadiach i fazach rozwoju lasów o charakterze pierwotnym, sukcesywnej, najlepiej stabilizującej ekosystem lasu mozaikowatej tekstury (por. Jaworski 2011). Nawiązując do poprzedniego postulatu, może tu odgrywać bardzo istotną rolę występowanie jednostkowo i biogrupowo reprezentowanych sędziwych drzew w górnych warstwach. (Byłaby to pewna analogia z budową 2-piętrową lub inną, oraz wrastaniem okazów macierzystych bardzo starych do mniej lub bardziej wewnętrznie urozmaiconej generacji warstw młodszych w stadium dorastania lasu pierwotnego). Tę tak zwaną przestarzałą warstwę należałoby traktować tutaj odmiennie niż np. w gospodarstwie zrębowym czy ewentualnie także uproszczonym przerębowo-zrębowym. Nie ona bezsprzecznie, lecz nieporównywalnie bujniej rozwinięte piętra niższe decydują o procesach odnowy lasu czy rozwoju niższych warstw drzewostanowych. Ewentualna, relatywna konkurencyjność dotyczyć może jedynie układów drzewa starego z górnego piętra z okazami młodszymi bądź już wrastającymi w jego koronę, albo z silnym zwarciem skośnym/do poziomego. Każdy, kto wyznacza cięcia w lesie przerębowym, wie, jak się takie sytuacje w poszczególnych przypadkach traktuje. Warto wyraźnie podkreślić, iż tego typu elementy (które doraźnie nazwałbym punktami macierzystymi tekstury) są przykładami ilustrującymi i uczącymi, jak one mogą trwać, czym są dla ekosystemu. Traktowanie owych układów schematycznie regulacyjnie, bez oglądania się na tło, całość — dyskwalifikowałoby hodowcę (ryc. 13). W rębni stopniowej ciągłej w części przypadków trwałe, a w części długotrwałe pozostawianie wybranych starych okazów stanowiłoby naturalny proces przygotowywania oraz tworzenia tzw. okien czy luk w zwartym pułapie lasu. Proponowane podejście absolutnie nie jest tożsame z decyzją hodowcy o wycięciu 1–2/3 dojrzałych drzew w górnym piętrze w określonym miejscu i czasie. Liczba powyższych punktów powinna zostać ustalona w toku ewentualnych badań. Obecnie



Ryc. 13. Punkt macierzysty tekstury lasu przerębowego z Mrokowca (LZD Krynica). Na pierwszym planie jodła o pierśnicy ponad 100 cm i wieku ponad 200 lat. W przypadku rębni stopniowej ciągłej, tego typu punkt może być traktowany jako element do pozostawienia trwałego bądź długotrwałego

Fig. 13. Parent point of the selection forest texture from Mrokowiec (Forest Research Institute Krynica). An over two-hundred-year-old fir tree with the dbh of over 100 cm. In case of the irregular shelterwood and selection cutting system, such a point can be considered as an element to leave for an extended and long-term period

nie decydując, jaka ich część byłaby trwała, proponowałbym, aby to było około 10 punktów na 1 hektarze.

- Pojęcie plonu w niniejszej rębni nie jest związane z tzw. pierśnicą docelową, lecz wyłącznie z jego klasycznym wąskim ujęciem dotyczącym piętra drzew dojrzałych lasu przerębowego, skąd się wywodzi. W praktyce może to rodzić pewną trudność. Wiąże się ona z ewentualną, formalną potrzebą zaliczenia pozyskiwanego surowca do kategorii plonu (Majerczyk 1984a). Przy racjonalnym zagospodarowaniu lasu i dostosowaniu do warunków siedliskowych plonem mogą być drzewa, które wyzyskały w pełni swoje możliwości produkcyjne (przyrost masy i wartości), czyli w zasadzie okazały stare, na żyznych siedliskach grube i bardzo grube, których przyrost wyraźnie się obniżył. Teoretycznie wydaje się, iż to wystarczy. W rzeczywistości wszakże trudno niejednokrotnie zupełnie jednoznacznie stwierdzić, czy zahamowanie przyrostu nie jest rezultatem przedwczesnego osłabienia

drzewa wskutek konkurencji, choroby, złego zagospodarowania drzewostanu itp. Wobec powyższego wstępnie dla celów porównawczo-klasyfikacyjnych przyjęto, że w drzewostanach jodłowych pozyskiwane drzewo możemy zaliczyć do kategorii plonu wówczas, kiedy jego pierśnica przekracza 80 cm.

SŁOWO KOŃCOWE OD AUTORA

Opowiedziałem w języku hodowli lasu o przyjaźni z lasem i z tymi, których w nim spotkałem. — Niech jednostka kontrolna 22 będzie rysunkiem nigdy niedokończonym, doskonalonym... Niech będzie chlubą Lasów Doświadczalnych! Niech będzie również Pamięcią i spotkaniem tych wszystkich, którzy kiedykolwiek stanęli na ścieżce. — Tam pali się Pamięć moja i drzew wieczna moim Profesorom, Jerzemu Fabijanowskiemu i Bolesławowi Rutkowskiemu, dzięki którym dotknąłem życia lasu, jego poezji... przetrwałem.

LITERATURA

- Chodzicki E. 1960. Zagadnienie ujednolicenia niektórych pojęć techniczno-gospodarczych zróżnicowania lasów (kryteria pojęć oraz zasady klasyfikacji sposobów prowadzenia lasu). Sylwan 104, 5: 1–24.
- Fabijanowski J. 1963. Planowanie hodowlane w Szwajcarii. Sylwan 107, 2: 47–56.
- Feliksik E. 2003. Tendencje w kształtowaniu się warunków termicznych, pluwialnych i anemologicznych na podstawie 30-letnich pomiarów i obserwacji prowadzonych na Stacji Badań Fitoklimatycznych na Kopciowej w LZD Krynica. Wyd. LZD, Krynica.
- Jaworski A. 2011. Hodowla lasu. Tom I. Sposoby zagospodarowania, odnawianie lasu, przebudowa i przemiana drzewostanów. PWRiL, Warszawa.
- Jaworski A., Skrzyszewski J. 1986. Żywotność jodły w lasach karpackich. Sylwan 130, 2/3: 37–52.
- Leibundgut H. 1971. Pielęgnowanie drzewostanów. PWRiL, Warszawa.
- Leibundgut H. 1979. Grundzüge der schweizerischen Waldbaulehre. Schweiz. Z. Forstwes. 130, 9/10: 678–722.
- Leibundgut H. 2007. Naturalne odnowienie lasu. PWRiL, Warszawa.
- Majerczyk K. 1982. Historia i dzień dzisiejszy Lasów Wspólnoty 8 Wsi w Witowie k. Zakopanego. Wyd. Podhalańskiego Tow. Przyj. Nauk, Nowy Targ–Zakopane.
- Majerczyk K. 1984. Elementy teorii planowania hodowlanego w górach. Sylwan 128, 3: 9–16.
- Majerczyk K. 1984a. Eksperymentalna klasyfikacja drzew dla potrzeb badawczych oraz planowania i doskonalenia cięć pielęgnacyjno-selekcyjnych. Sylwan 128, 7: 21–27.
- Paluch J. 2006. Przyrost wartości drzewa jako kryterium regulacji cięć w rębniach złożonych. Sylwan 150, 12: 54–63. (Z uzupełnieniami, niepublikowanymi).
- Poznański R. 1997. Typy rozkładu pierśnic a stadia rozwojowe lasów o zróżnicowanej strukturze. Sylwan 141, 3: 37–43.
- Poznański R. 2003. Działalność Katedry Urządzania Lasu w okresie 35 lat istnienia LZD w Krynicy. Wyd. LZD, Krynica.
- Przybylska K., Zięba S. 2003. Rezultaty wdrożenia rębni stopniowej udoskonalonej w Leśnym Zakładzie Doświadczalnym w Krynicy. Sylwan 147, 2: 20–29.
- Schädelin W. 1934. Die Auslese- und Veredelungsbetrieb höchster Wertleistung. Verlag Paul Haupt Bern-Leipzig.

Summary

Kazimierz Majerczyk

Refined improvement and regeneration felling in control unit 22 at the Forest Experimental Station in Krynica-Zdrój

A complex of fir tree stands at control unit 22 is the place where in 1972 the Swiss irregular shelterwood system was implemented for the first time at the Forest Experimental Station in Krynica-Zdrój. It was at the same time one of pioneer experiments in the country. In delivered paper there were presented reports on the felling and the development of its assumptions in the years 1972-2010. In terms of the adopted solutions, the cutting system introduced in the Krynica forests does not only involve the use of well-known professional Swiss experiments but is also an attempt to develop them. Apart from general approach, the basic part of the paper constitutes the detailed analyses of characteristic points with small -area treatments which have been their history for 40 years. A beneficial development of the actual complex multiple-age and multiple layer form of the entire forest has occurred. The implemented experiment bridges the obvious gap between the Swiss irregular shelterwood system and the classical selection cutting system. A new classification of the introduced cutting system has been proposed: an irregular shelterwood and selection cutting system. The proposed cutting system should be, and at the same time it seems to be the most predestined as the fullest example of close-to-nature silvicultural system. First of all it can be characterised by forming the successive ecosystem mosaic texture the best stabilising the forest on the pattern observed in certain stages and phases of primeval forest development.

*Department of Silviculture
University of Agriculture in Krakow*

PARAMETRYCZNA I NIEPARAMETRYCZNA APROKSYMACJA ROZKŁADÓW PIERŚNIC W DRZEWOSTANACH O RÓŻNEJ BUDOWIE PIONOWEJ

Rafał Podlaski

Zakład Ochrony Przyrody
Instytut Biologii, Uniwersytet Jana Kochanowskiego
ul. Świętokrzyska 15
PL 25-406 Kielce
r_podlaski@pro.onet.pl

ABSTRACT

R. Podlaski 2013. *Parametric and nonparametric approximation of the DBH distribution in the stands of different vertical structure*. Acta Agr. Silv. Ser. Silv. 51: 27–44.

The objectives of this study are (i) by using selected parametric models and the kernel density estimator to compare the accuracy of approximation of the empirical DBH distributions in stands of different vertical structure as well as the approximation accuracy in the empirical DBH data sets characterised by either average, or small or large differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes, and (ii) to assess the significance of differences between the selected parametric models and the kernel density estimator. Sampling was carried out in the Świętokrzyski National Park (forest sub-districts: Święta Katarzyna and Święty Krzyż). In the stands of different vertical structure the irregular DBH empirical distributions require reducing the bandwidth of the kernel density estimator. In one-storied, two-storied and selection stands one should employ parametric models, using the kernel density estimator only for the preliminary approximations. However, when approximating the empirical DBH distributions in many-storied stands the kernel density estimation can be much more useful.

KEY WORDS: tree diameter distribution, kernel density estimator, normal distribution, mixture Weibull model, negative-exponential distribution, Świętokrzyski National Park

SŁOWA KLUCZOWE: rozkłady pierśnic, estymator jądrowy, rozkład normalny, mieszany model Weibulla, rozkład ujemny wykładniczy, Świętokrzyski Park Narodowy

I. WSTĘP

W leśnictwie aproksymacja rozkładów pierśnic drzew różnymi rozkładami teoretycznymi jest wykorzystywana m.in. podczas modelowania wzrostu i produktywności drzewostanów (Zasada 1995, 2013). Rozkłady pierśnic w drzewostanach jednopiętrowych są na ogół jednomodalne, zbliżone do rozkładu normalnego, w dwupiętrowych dwumodlane (ich strukturę najlepiej oddają rozkłady mieszane), natomiast w przerębowych malejące, zbliżone do rozkładu ujemnego wykładniczego (Zhang i in. 2001, Podlaski 2011a, Zasada 2013). Empiryczne rozkłady pierśnic oprócz głównych lokalnych maksimów, repre-

zentujących poszczególne generacje, posiadają również inne, mniejsze, lokalne maksima. To zróżnicowanie związane jest przede wszystkim z warunkami mikrosiedliskowymi drzewostanu, będącymi konsekwencją m.in. zaburzeń powodujących powstawanie luk o różnej wielkości (Bernadzki 1994, Jaworski 1997).

Do modelowania rozkładów pierśnic wykorzystywane są różne rozkłady teoretyczne, pojedyncze i mieszane, dobierane tak, aby jak najdokładniej oddawały zasadniczy kształt empirycznych rozkładów (np. Zhang i in. 2001, Gove i in. 2008, Zasada i Cieszewski 2005, Podlaski 2011a,b, Podlaski i Roesch 2013a,b, Zasada 2013).

Klasyczne modelowanie rozkładów pierśnic opiera się przede wszystkim na metodach parametrycznych, zakładających określony, funkcyjny kształt stosowanego modelu. Jednak możliwa do otrzymania tą drogą różnorodność postaci funkcji gęstości ograniczona jest praktycznie do kilkunastu standardowych typów rozkładów (np. normalny, wykładniczy, Weibulla, gamma), poszerzonych ewentualnie o rozkłady niestandardowe (np. rozkłady z rodziny Burra) oraz mieszane (np. rozkład mieszany Weibulla, gamma). W przypadku złożonych empirycznych rozkładów pierśnic, zwłaszcza podczas wstępnych estymacji, metody parametryczne nie zawsze dają zadowalające rezultaty. Rozkłady teoretyczne są często zbyt mało elastyczne, co nie pozwala na precyzyjną aproksymację. Do problemów związanych z dobraniem odpowiedniego kształtu rozkładu teoretycznego dochodzą problemy pojawiające się podczas estymacji parametrów rozkładów. Większość rozkładów niestandardowych i mieszanych ma skomplikowaną funkcję gęstości, określoną przez przynajmniej kilka parametrów. Standardową procedurą estymacji tych parametrów jest wykorzystanie metody największej wiarygodności (MLE; ang. maximum likelihood estimation). Funkcja wiarygodności ma dla tych rozkładów wielowymiarową postać z wieloma ekstremami lokalnymi (także nieskończonymi) i punktami przegięcia, co powoduje niestabilność algorytmów numerycznych. Nie zawsze po zakończeniu iteracji znajdowane jest ekstremum globalne i nie zawsze uzyskuje się zbieżność procedury numerycznej. W tej sytuacji rozpoczęto poszukiwanie metod nieparametrycznych, które nie wymagają arbitralnych założeń o funkcji gęstości stosowanego rozkładu. Obecnie jedną z podstawowych metod estymacji nieparametrycznej jest koncepcja estymatorów jądrowych. Zostały one zaproponowane przez Rosenblatta (1956) i Parzena (1962), w ostatnich latach tematykę tę kontynuowali m.in. Silverman (1986) oraz Pagan i Ullah (1999). Od ok. 1990 r. dużym zainteresowaniem cieszy się zastosowanie estymatorów jądrowych do konstrukcji różnych testów statystycznych, m.in. testów zgodności (np. Fan 1994, 1998, Aït-Sahalia 1996). Stosunkowo niewiele jest opracowań dotyczących estymatorów jądrowych w literaturze polskiej (Domański i Pruska 2000, Gajek i Kałuszka 2000, Kulczycki 2005).

Celem pracy jest:

- porównanie dokładności aproksymacji rozkładów empirycznych pierśnic za pomocą wybranych modeli parametrycznych i estymatora jądrowego dla:

- drzewostanów o różnej budowie pionowej;
 - rozkładów empirycznych cechujących się przeciętnymi, małymi lub dużymi różnicami liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości;
- ocena istotności różnic między wybranymi modelami parametrycznymi i estymatorem jądrowym.

II. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Góry Świętokrzyskie charakteryzują się dużą georóżnorodnością. Centralne pasma zbudowane są ze skał paleozoicznych, formowanych w czasie orogenezy kaledońskiej i waryscyjskiej. Skały obrzeżenia kształtowały się w erze mezozoicznej, w czasie alpejskich ruchów górotwórczych. Podczas zlodowacenia środkowopolskiego i Vistulianu Góry Świętokrzyskie znajdowały się w zasięgu intensywnych procesów wietrzenia peryglacialnego i okresowych ruchów masowych zwietrzelin skalnych wzdłuż stoków. Na powierzchniach zwietrzelin osadzały się eoliczne pyły, pozbawione węglanów w całym przekroju (Kowalkowski 2000). Pokrywa glebowa Świętokrzyskiego Parku Narodowego odznacza się dużą różnorodnością skał macierzystych, dzięki czemu ma charakter mozaiki. W skład pokrywy glebowej wchodzi gleby niestrefowe (lito-geniczne), śródstrefowe (semihydrogeniczne, hydrogeniczne, napływowe) oraz strefowe i piętrowe (autogeniczne). Największą powierzchnię Parku (ok. 87%) zajmują gleby autogeniczne. Skały macierzyste tych gleb są utworzone przez pokrywy stokowe. Są to zazwyczaj gleby brunatne (przede wszystkim brunatne kwaśne). Głównie na tych glebach wykształciły się dominujące typy siedliskowe, obejmujące las wyżynny i las górski (Kowalkowski 2000). Z danych uzyskanych ze stacji meteorologicznej na Świętym Krzyżu (575 m n.p.m.) wynika m.in., że w latach 1955–1994 średnia roczna temperatura wynosiła $+5,9^{\circ}\text{C}$ (średnia temperatura stycznia $-5,2^{\circ}\text{C}$, lipca $+15,9^{\circ}\text{C}$), średnia roczna wielkość opadów 923 mm, okres wegetacyjny trwał ok. 182 dni (Olszewski i in. 2000). W tych warunkach wykształciły się najczęściej spotykane na tym terenie zespoły: *Dentario glandulosae-Fagetum*, *Abietetum polonicum* i *Quercu roboris-Pinetum* (Matuszkiewicz 2008).

III. METODYKA BADAŃ

Badania terenowe

Powierzchnie badawcze zostały założone w Górach Świętokrzyskich, w Świętokrzyskim Parku Narodowym, w Leśnictwie Święta Katarzyna i Święty Krzyż ($50^{\circ}50'-50^{\circ}53'\text{N}$, $20^{\circ}48'-21^{\circ}05'\text{E}$). Wykorzystano dane z lat 2005–2012 zebrane w drzewostanach o różnej budowie pionowej, na 9 powierzchniach kołowych, o wielkości 0,25 ha każda. Na wyznaczonych powierzchniach zmierzono pierśnice wszystkich żywych drzew, równe i większe od 7,0 cm.

Prace kameralne

Do parametrycznego modelowania empirycznych rozkładów pierśnic zastosowano:

— rozkład normalny (dla drzewostanów jednopiętrowych):

$$f_{(norm)X}(x | \mu, \sigma) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad (1)$$

gdzie μ oznacza średnią, a σ jest odchyleniem standardowym;

— rozkład mieszany złożony z dwóch rozkładów składowych Weibulla (w przypadku drzewostanów dwupiętrowych):

$$f_{(Weib)X}(x | \psi) = \pi_1 f_{(Weib)1}(x | \theta_1) + \pi_2 f_{(Weib)2}(x | \theta_2) \quad (2)$$

gdzie π_1, π_2 są to odpowiednio wagi (frakcje) rozkładów składowych

$f_{(Weib)1}(\bullet), f_{(Weib)2}(\bullet)$; θ_1, θ_2 oznaczają odpowiednio wektory parametrów dla rozkładów składowych $f_{(Weib)1}(\bullet), f_{(Weib)2}(\bullet)$; ψ jest to zestaw wszystkich parametrów rozkładu mieszanego.

Funkcja gęstości pojedynczego rozkładu Weibulla ma następującą postać:

$$f_{(Weib)X}(x | \alpha, \beta, \gamma) = \frac{\alpha}{\beta} \left(\frac{x - \gamma}{\beta} \right)^{\alpha-1} e^{-\left(\frac{x - \gamma}{\beta} \right)^\alpha} \quad (3)$$

gdzie parametr kształtu $\alpha > 0$ i parametr skalujący $\beta > 0$, $x \geq$ od parametru przesunięcia γ .

— rozkład ujemny wykładniczy (dla drzewostanów przerębowych):

$$f_{(exp)X}(x | \alpha, \gamma) = \lambda e^{-\lambda(x-\gamma)} \quad (4)$$

gdzie λ jest to parametr kształtu, $x \geq$ od parametru przesunięcia γ .

Parametry zastosowanych rozkładów teoretycznych obliczono, wykorzystując schemat postępowania opierający się na metodzie min.k/max.k (dla $k = 1, 3, 6$) i 0,5/1,5/średnia wyboru wartości startowych dla procedury numerycznej (algorytm EM + metoda Newtona) (Podlaski 2011a), której celem jest znalezienie ekstremum globalnego funkcji wiarygodności (MLE).

Do nieparametrycznego modelowania empirycznych rozkładów pierśnic wykorzystano estymator jądrowy:

$$\hat{f}(x | h) = \frac{1}{nh} \sum_{i=1}^n K\left(\frac{x - x_i}{h}\right) \quad (5)$$

gdzie x_i oznacza poszczególne elementy n -elementowej próby losowej, x to uśredniane elementy, funkcja $K(\bullet)$ jest jądrem (ang. kernel), czyli funkcją

stanowiącą o postaci estymatora, $h > 0$ jest szerokością pasma (inna nazwa to współczynnik wygładzania), zapewniającego skalowanie jądra.

Przy wyborze jądra bierze się pod uwagę różne kryteria wynikające z analizowanego problemu. W sytuacji, kiedy np. wymagane jest, aby rozkład posiadał pochodne dowolnego rzędu, stosuje się jądro normalne, gdy z kolei pożądane jest ograniczenie nośnika zmiennej losowej, wykorzystuje się jądro dwuwagowe. Efektywność stosowanych jąder jest bardzo zbliżona, najwyższą efektywnością cechuje się jądro Epanechnikowa (Łukasik 2008). Dla jądra normalnego spadek efektywności, w porównaniu do jądra Epanechnikowa, nie przekracza 5% (Li i Racine 2007). W prezentowanej pracy zastosowano jądro normalne zdefiniowane wzorem:

$$K(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{x^2}{2}} \quad (6)$$

O uzyskaniu wysokiej jakości estymacji decyduje przede wszystkim odpowiedni dobór szerokości pasma. Gdy szerokość pasma jest za mała, to pojawia się przesadne „wyostrzenie” funkcji gęstości widoczne w postaci wielu ekstremów lokalnych, natomiast, gdy szerokość pasma jest za duża, to estymator jądrowy cechuje się nadmiernym „rozmyciem” (Łukasik 2008). Istnieje wiele metod wyboru szerokości pasma, część z nich opiera się na kryterium minimalizacji scałkowanego błędu średniokwadratowego (MISE; ang. mean integrated square error) (Wand i Jones 1995, Simonoff 1996, Pagan i Ullah 1999). Najogólniej można powiedzieć, że wybór tego parametru zależy od charakteru danych, a przede wszystkim od koncepcji konkretnej analizy statystycznej. W prezentowanych obliczeniach wykorzystano szerokości pasma $h = 2, 1$ i $0,8$ cm.

W celu określenia dokładności aproksymacji rozkładów empirycznych pierśnic metodami parametrycznymi i estymatorem jądrowym wykorzystano następujące statystyki:

$$B = \frac{1}{l} \sum_{j=1}^l (n_j - \hat{n}_j) \quad (7)$$

$$A = \frac{1}{l} \sum_{j=1}^l |n_j - \hat{n}_j| \quad (8)$$

gdzie $\hat{n}_j$ i n_j oznaczają odpowiednio oszacowaną (dla rozkładu normalnego, mieszanego Weibulla, ujemnego wykładniczego i estymatora jądrowego) oraz rzeczywistą liczbę drzew w j -tym stopniu grubości; l jest to liczba stopni grubości.

Do oceny zgodności dopasowania modeli parametrycznych do rozkładów empirycznych pierśnic wykorzystano test chi-kwadrat (Macdonald i Pitcher 1979, Reynolds i in. 1988):

$$\chi^2 = -2 \sum_{j=1}^l n_j \log \left(\frac{\hat{n}_j}{n_j} \right) \quad (9)$$

oznaczenia są analogiczne jak w przypadku statystyk B i A (równania 7 i 8); test chi-kwadrat ma $(l-np-1)$ stopni swobody, gdzie np oznacza liczbę estymowanych parametrów.

Testy zgodności między zastosowanymi modelami parametrycznymi i estymatorem jądrowym przeprowadzono, wykorzystując test T Fana (1994) w zmodyfikowanej formie T_1 (Pagan i Ullah 1999). Dla jądra normalnego zmodyfikowana statystyka T_{1n} testu T_1 Fana ma następującą formę (Li i in. 2005):

$$T_{1n} = \frac{1}{\sqrt{\sqrt{2}\tilde{\sigma}}} n\sqrt{h} \left(J_n - \frac{1}{2\sqrt{\pi}nh} \right) \quad (10)$$

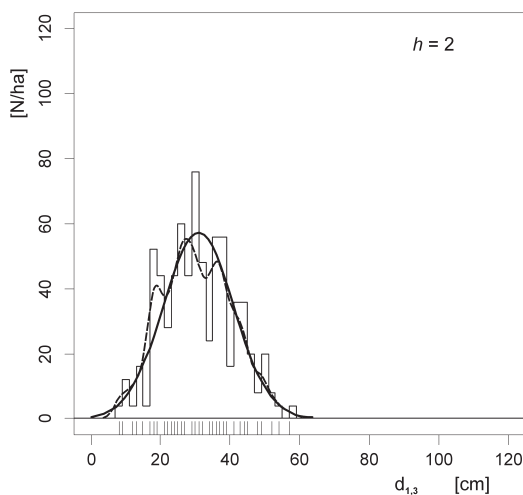
gdzie $\tilde{\sigma}$ jest wielkością proporcjonalną do scałkowanego kwadratu estymatora jądrowego (ang. integrated squared kernel density estimate); J_n jest scałkowaną różnicą kwadratową (ang. integrated squared difference) między estymatorem jądrowym i zastosowanymi modelami parametrycznymi; pozostałe oznaczenia są analogiczne jak podczas definiowania estymatora jądrowego (równanie 5); szczegóły patrz: Pagan i Ullah (1999) oraz Li i in. (2005). W przypadku prawdziwości hipotezy zerowej H_0 , zakładającej równość odpowiednich modeli parametrycznych i estymatora jądrowego, statystyka T_{1n} testu T_1 Fana jest asymptotycznie zbieżna do rozkładu normalnego $N(0,1)$.

Wszystkie obliczenia przeprowadzono w środowisku R (R Development Core Team 2012), do estymacji parametrów modeli parametrycznych wykorzystano pakiet *mixdist* (Macdonald i Pitcher 1979, Macdonald i Du 2004).

IV. WYNIKI BADAŃ

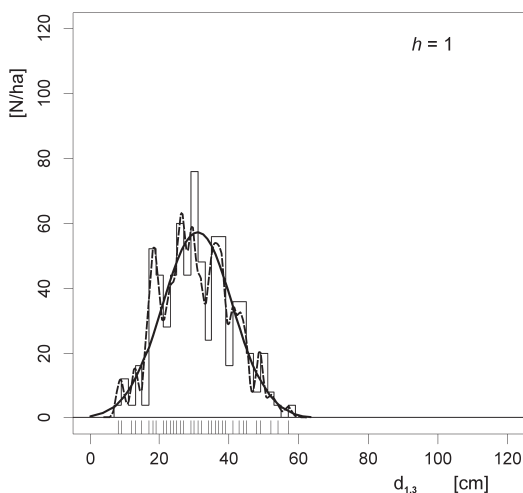
Powierzchnie 1.P, 1.R i 1.NR reprezentują drzewostany jednopiętrowe, powierzchnie 2.P, 2.R i 2.NR drzewostany dwupiętrowe, natomiast 3.P, 3.R i 3.NR drzewostany przerębowe. Powierzchnie oznaczone literą P charakteryzują się empirycznymi rozkładami o przeciętnych różnicach liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości, a powierzchnie oznaczone literą R i NR cechują się rozkładami o odpowiednio małych i dużych różnicach liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości (są to odpowiednio rozkłady regularne i nieregularne) (ryc. 1–9).

Na badanych powierzchniach zdecydowanie przeważały jodła i buk. Udział tych dwóch gatunków drzew, określony na podstawie pola powierzchni przekroju pierśnicowego, kształtował się od 90 do 100%. W skład poszczególnych generacji wiekowych wchodziły na ogół jodły i buki, na niektórych powierzchniach w generacji młodszej dominował buk, natomiast w generacji starszej jodła. Liczba drzew na powierzchniach badawczych wynosiła od 181 do 217 okazów.



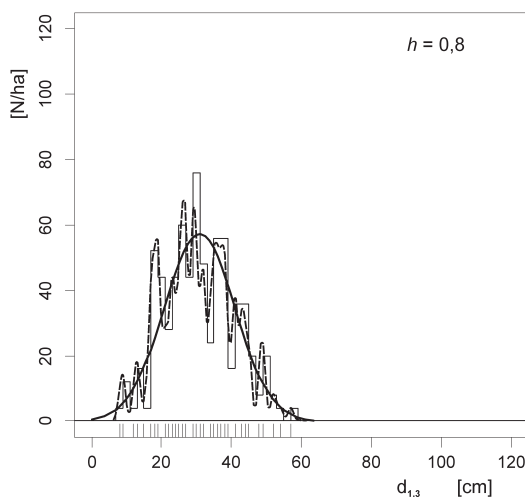
Ryc. 1. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 1.P (drzewostan jednopiętrowy; przeciętne różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem rozkładu normalnego (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 2$)

Fig. 1. Approximation of the empirical DBH data set for the plot 1.P (one-storied stand; average differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the normal distribution (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 2$)



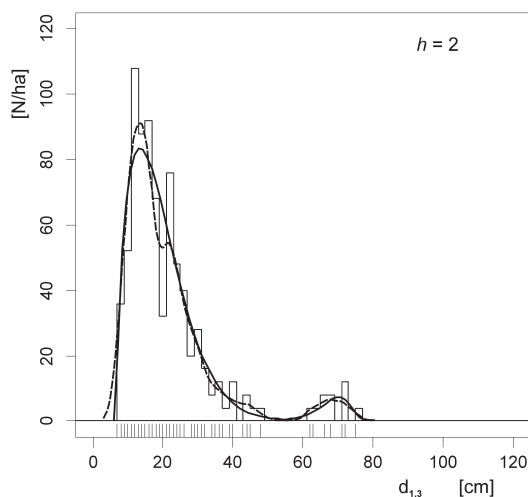
Ryc. 2. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 1.P (drzewostan jednopiętrowy; przeciętne różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem rozkładu normalnego (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 1$)

Fig. 2. Approximation of the empirical DBH data for the plot 1.P (one-storied stand; average differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the normal distribution (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 1$)



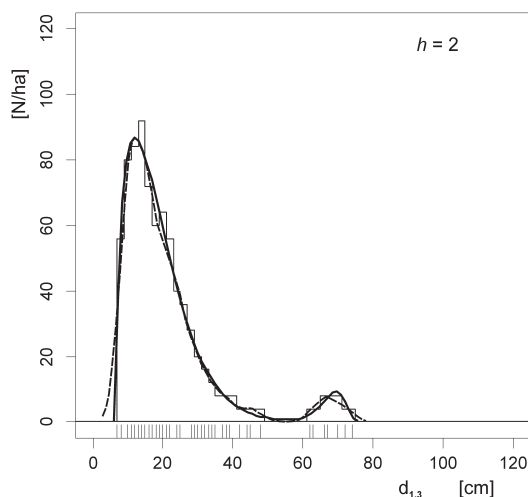
Ryc. 3. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 1.P (drzewostan jednopiętrowy; przeciętne różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem rozkładu normalnego (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 0,8$)

Fig. 3. Approximation of the empirical DBH data for the plot 1.P (one-storied stand; average differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the normal distribution (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 0.8$)



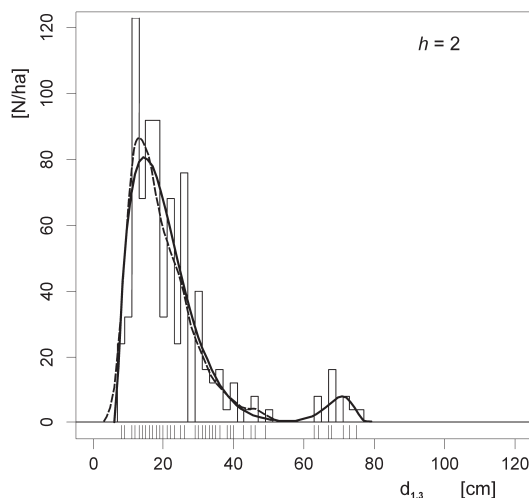
Ryc. 4. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 2.P (drzewostan dwupiętrowy; przeciętne różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem mieszanego modelu Weibulla (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 2$)

Fig. 4. Approximation of the empirical DBH data for the plot 2.P (two-storied stand; average differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the mixture Weibull model (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 2$)



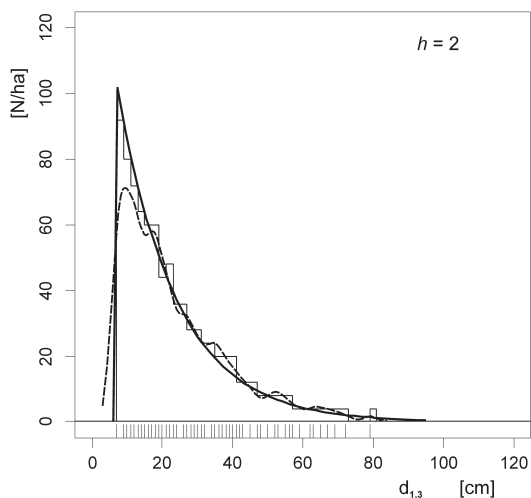
Ryc. 5. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 2.R (drzewostan dwupiętrowy; małe różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem mieszanego modelu Weibulla (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 2$)

Fig. 5. Approximation of the empirical DBH data for the plot 2.R (two-storied stand; small differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the mixture Weibull model (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 2$)



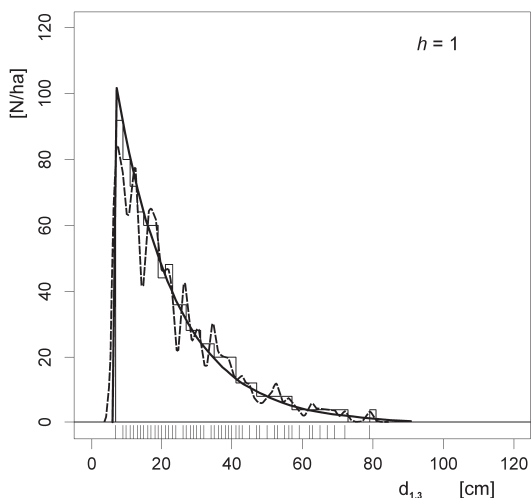
Ryc. 6. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 2.NR (drzewostan dwupiętrowy; duże różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem mieszanego modelu Weibulla (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 2$)

Fig. 6. Approximation of the empirical DBH data for the plot 2.NR (two-storied stand; large differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the mixture Weibull model (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 2$)



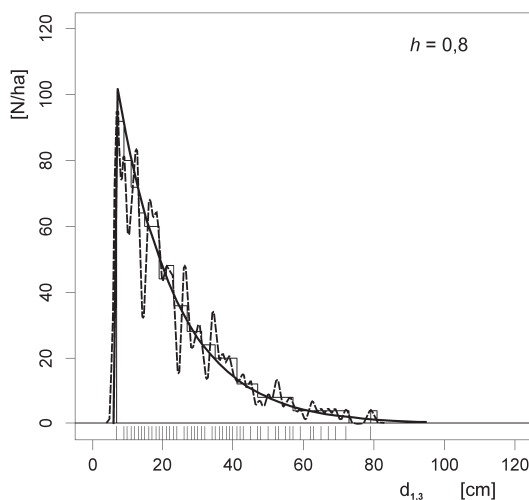
Ryc. 7. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 3.R (drzewostan przerębowy; małe różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem rozkładu ujemnego wykładniczego (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 2$)

Fig. 7. Approximation of the empirical DBH data for the plot 3.R (selection stand; small differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the negative-exponential distribution (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 2$)



Ryc. 8. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 3.R (drzewostan przerębowy; małe różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem rozkładu ujemnego wykładniczego (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 1$)

Fig. 8. Approximation of the empirical DBH data for the plot 3.R (selection stand; small differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the negative-exponential distribution (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 1$)



Ryc. 9. Aproksymacja rozkładów empirycznych pierśnic na powierzchni 3.R (drzewostan przerębowy; małe różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości) z wykorzystaniem rozkładu ujemnego wykładniczego (linia ciągła) i estymatora jądrowego (linia przerywana; szerokości pasma $h = 0,8$)

Fig. 9. Approximation of the empirical DBH data for the plot 3.R (selection stand; small differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes) using the negative-exponential distribution (solid line) and the kernel density estimator (dotted line; bandwidth $h = 0.8$)

W przypadku drzewostanów jednopiętrowych i przerębowych wartości statystyki B są najmniejsze dla estymatora jądrowego (wynoszą od $-0,0014$ do $0,0115$), natomiast w przypadku drzewostanów dwupiętrowych dla mieszanego modelu Weibulla (przybierają wartości od $0,0002$ do $0,0008$) (tab. 1). Przedstawione wyniki dowodzą, że w analizowanych drzewostanach, reprezentujących lasy o różnej budowie pionowej, funkcje gęstości estymatora jądrowego oraz mieszanego modelu Weibulla cechują się najmniejszym obciążeniem.

Wartości statystyki A są miarą „elastyczności” i dokładności badanych modeli parametrycznych oraz estymatora jądrowego w stosunku do rozkładów empirycznych. Im mniejsza jest wartość statystyki A , tym jest lepsze dopasowanie badanych modeli. W przypadku drzewostanów jednopiętrowych i dwupiętrowych najmniejsze wartości statystyki A występują dla estymatora jądrowego (od $0,6112$ do $2,3368$), a w przypadku drzewostanów przerębowych dla rozkładu ujemnego wykładniczego (od $0,5305$ do $1,9425$) (tab. 1; ryc. 1–3, 7–9). Dla rozkładów empirycznych, charakteryzujących się przeciętnymi lub dużymi różnicami liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości, zmniejszenie szerokości pasma, czyli „wyostrenie” funkcji gęstości estymatora jądrowego, zwiększa dokładność aproksymacji. W przypadku rozkładów, cechujących się małymi różnicami liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości, zmniejszenie szerokości pasma zmniejsza dokładność aproksymacji (tab. 1). Przedstawione wyniki dowodzą, że nieregularne rozkłady empiryczne wymagają zmniejszenia szerokości pasma, co powoduje „wyostrenie” funkcji gęstości

Tabela 1 — Table 1

Wartości statystyk B i A dla badanych drzewostanów i modeli
 Values of statistics B and A as related to the stands and models investigated

Powierzchnia Plot	Modele parametryczne Parametric models		Szerokość pasma Bandwidth	Model nieparametryczny Nonparametric model	
	<i>B</i>	<i>A</i>		<i>B</i>	<i>A</i>
Drzewostany jednopiętrowe — One-storied stands					
	Rozkład normalny Normal distribution			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
1.P	0,0563	1,9236	2	−0,0011	1,7261
			1	−0,0014	1,4368
			0,8	−0,0014	1,3791
1.R	0,0659	0,7282	2	−0,0004	0,6301
			1	−0,0014	0,7461
			0,8	−0,0014	0,8338
1.NR	0,0528	2,3040	2	−0,0011	2,1368
			1	−0,0014	1,7123
			0,8	−0,0014	1,5261
Drzewostany dwupiętrowe — Two-storied stands					
	Rozkład mieszany Weibulla Mixture Weibull model			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
2.P	0,0003	1,3190	2	0,0008	1,2463
			1	−0,0012	1,0463
			0,8	−0,0012	0,9959
2.R	0,0008	0,4406	2	0,0034	0,6112
			1	−0,0012	0,6789
			0,8	−0,0012	0,7559
2.NR	0,0002	2,2844	2	<0,0001	2,3368
			1	−0,0012	1,8584
			0,8	−0,0012	1,6597
Drzewostany przerębowe — Selection stands					
	Rozkład ujemny wykładniczy Negative-exponential distribution			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
3.P	0,0606	1,0970	2	0,0091	1,4259
			1	−0,0013	1,1383
			0,8	−0,0013	1,0775
3.R	0,0564	0,5305	2	0,0115	0,9240

Powierzchnia Plot	Modele parametryczne Parametric models		Szerokość pasma Bandwidth	Model nieparametryczny Nonparametric model	
	<i>B</i>	<i>A</i>		<i>B</i>	<i>A</i>
Drzewostany przerębowe — Selection stands					
	Rozkład ujemny wykładniczy Negative-exponential distribution			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
			0,8	−0,0013	0,8909
3.NR	0,0583	1,9425	2	0,0021	2,0540
			1	−0,0012	1,5251
			0,8	−0,0012	1,3083

estymatora jądrowego. W przypadku regularnych rozkładów należy stosować bardziej „rozmyte” estymatory jądrowe.

Rozkłady empiryczne charakteryzujące się przeciętnymi lub małymi różnicami liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości zostały precyzyjnie aproksymowane badanymi modelami parametrycznymi (test chi-kwadrat; $p > 0,05$) (tab. 2). Rozkłady cechujące się dużymi różnicami liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości nie zostały poprawnie aproksymowane wybranymi modelami parametrycznymi (test chi-kwadrat; $p < 0,01$) (tab. 2).

Tabela 2 — Table 2

Test chi-kwadrat (statystyka χ^2) oraz zmodyfikowany test T_1 Fana (T_{1n} jest to zmodyfikowana statystyka testu T_1 Fana) dla analizowanych drzewostanów i modeli

The chi-square test (χ^2 statistic) and the modified Fan's T_1 test (T_{1n} is the modified Fan's T_1 test statistic) for the stands and models analysed

Powierzchnia Plot	Test chi-kwadrat Chi-square test		Szerokość pasma Bandwidth	Test T_1 T_1 test	
	χ^2	p		T_{in}	p
Drzewostany jednopiętrowe — One-storied stands					
	Rozkład normalny Normal distribution			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
1.P	35,49	0,0614	2	−0,5150	0,6967
			1	2,3761	0,0087
			0,8	4,1777	<0,0001
1.R	5,94	0,9999	2	−1,2655	0,8972
			1	0,4887	0,3125
			0,8	2,0166	0,0219
1.NR	50,99	0,0011	2	−1,3039	0,9039
			1	0,4442	0,3285
			0,8	1,9722	0,0243

Tabela 2 cd. — Table 2 cont.

Powierzchnia Plot	Test chi-kwadrat Chi-square test		Szerokość pasma Bandwidth	Test T_1 T_1 test	
	χ^2	p		T_{1n}	p
Drzewostany dwupiętrowe — Two-storied stands					
	Rozkład mieszany Weibulla Mixture Weibull model			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
2.P	30,48	0,4413	2	−0,3814	0,6485
			1	1,5360	0,0623
			0,8	2,6723	0,0038
2.R	6,16	1,0000	2	−0,3768	0,6468
			1	0,8997	0,1841
			0,8	3,0833	0,0010
2.NR	72,67	<0,0001	2	−0,8309	0,7970
			1	1,2689	0,1022
			0,8	3,4791	0,0003
Drzewostany przerębowe — Selection stands					
	Rozkład ujemny wykładniczy Negative-exponential distribution			Estymator jądrowy Kernel density estimator	
3.P	28,22	0,8193	2	6,0666	<0,0001
			1	4,8571	<0,0001
			0,8	5,8717	<0,0001
3.R	11,72	1,0000	2	6,4450	<0,0001
			1	6,6928	<0,0001
			0,8	8,8324	<0,0001
3.NR	63,03	0,0035	2	4,3807	<0,0001
			1	2,4423	0,0073
			0,8	3,4879	0,0002

Istotne różnice między odpowiednimi modelami parametrycznymi i estymatorami jądrowymi uzyskano w przypadku drzewostanów jednopiętrowych dla 4 aproksymacji, w przypadku drzewostanów dwupiętrowych dla 3 aproksymacji, a w przypadku drzewostanów przerębowych dla wszystkich, 9 aproksymacji (test T_1 Fana, $p < 0,05$) (tab. 2, ryc. 1–9). Przedstawiona analiza dowodzi, że estymator jądrowy precyzyjnie aproksymuje rozkłady regularne lub nieregularne w całym zakresie, natomiast nie jest w stanie dokładnie aproksymować rozkłady posiadające regularny przebieg z pojedynczymi, lokalnymi ekstremami. Przy małej szerokości pasma na odcinkach regularnych pojawia się przesadne „wyostrzenie”, a przy dużej szerokości pasma, lokalne ekstrema zostają „rozmyte”.

V. DYSKUSJA

Prezentowane wyniki wskazują na wysoką dokładność modeli parametrycznych, ich precyzja jest zbliżona lub nawet niekiedy wyższa od dokładności aproksymacji uzyskanej przy użyciu estymatora jądrowego. Jest to wynik bardzo interesujący, ponieważ estymatory jądrowe cechują się dużą elastycznością (Li i Racine 2007). Przyczyną uzyskania takich rezultatów jest dokładne dobranie modeli parametrycznych do danych empirycznych.

Estymatory jądrowe są obecnie stosowane do konstrukcji różnych testów statystycznych, m.in. testów zgodności (Pagan i Ullah 1999, Cao i Lugosi 2005, Li i in. 2005). W tego typu testach analizowana jest różnica między parametrycznymi funkcjami gęstości oraz funkcją gęstości estymatora jądrowego, przy czym przyjmuje się założenie, że funkcja gęstości estymatora jądrowego odpowiada rozkładowi empirycznemu. Wyniki niniejszej pracy wskazują na bardzo silny wpływ zróżnicowania liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości oraz szerokości pasma na jakość dopasowania funkcji gęstości estymatora jądrowego do rozkładu empirycznego. Podczas tego typu analiz zalecane jest przetestowanie kilku szerokości pasma estymatora jądrowego, rozpoczynając np. od szerokości pasma równej szerokości wykorzystanego w rozkładzie empirycznym stopnia grubości. Zawsze należy zadać sobie pytanie, czy rzeczywiście funkcja gęstości estymatora jądrowego odpowiada rozkładowi empirycznemu. Każdą aproksymację powinno się ocenić na wykresie. Jeżeli modele parametryczne, w porównaniu do estymatora jądrowego, z podobną precyzją aproksymują rozkład empiryczny, to możemy testować tylko hipotezy o równości odpowiednich funkcji gęstości, a nie hipotezy dotyczące dokładności aproksymacji rozkładów empirycznych modelami parametrycznymi.

VI. WNIOSKI

1. W badanych drzewostanach o różnej budowie pionowej, podczas parametrycznej i nieparametrycznej aproksymacji rozkładów empirycznych pierśnic, najmniejszym obciążeniem charakteryzował się estymator jądrowy oraz mieszany model Weibulla.

2. W przypadku drzewostanów jednopiętrowych i dwupiętrowych najbardziej precyzyjny był estymator jądrowy, a dla drzewostanów przerębowych rozkład ujemny wykładniczy.

3. Dobierając szerokość pasma estymatora jądrowego, należy sprawdzić, jak duże są różnice liczby pierśnic w sąsiadujących stopniach grubości, oraz uwzględnić potrzebną dokładność estymacji. Nieregularne rozkłady empiryczne wymagają zmniejszenia szerokości pasma, a regularne rozkłady powinny być aproksymowane z wykorzystaniem większych szerokości pasma.

4. W drzewostanach jednopiętrowych, dwupiętrowych i przerębowych na ogół lepsze efekty daje zastosowanie modeli parametrycznych, w większości

przypadków wykorzystanie estymatorów jądrowych powinno się ograniczyć do wstępnych przybliżeń. Estymatory jądrowe mogą okazać się znacznie bardziej przydatne podczas aproksymacji empirycznych rozkładów pierśnic w drzewostanach wielopiętrowych.

LITERATURA

- Ait-Sahalia Y. 1996. *Nonparametric pricing of interest rate derivative securities*. *Econometrics* 64: 385–426.
- Bernadzi E. 1994. *Półnaturalna hodowla lasu jest nadal aktualna*. *Las Pol.* 4: 7–10.
- Cao R., Lugosi I. 2005. *Goodness-of-fit based on the kernel density estimator*. *Scand. J. Statist.* 32: 599–615.
- Domański C., Pruska K. 2000. *Nieklasyczne metody statystyczne*. PWE, Warszawa.
- Fan Y.Q. 1994. *Testing the goodness of fit of a parametric density function by kernel method*. *Econ. Theory*, 10: 316–356.
- Fan Y.Q. 1998. *Goodness-of-fit tests based on kernel density estimators with fixed smoothing parameters*. *Econ. Theory* 14: 604–621.
- Gajek L., Kałuska M. 2000. *Wnioskowanie statystyczne. Modele i metody*. WNT, Warszawa.
- Gove J.H., Ducey M.J., Leak W.B., Zhang L. 2008. *Rotated sigmoid structures in managed uneven-aged northern hardwood stands: a look at the Burr Type III distribution*. *Forestry* 81: 161–176.
- Jaworski A. 1997. *Karpackie lasy o charakterze pierwotnym i ich znaczenie w kształtowaniu proekologicznego modelu gospodarki leśnej w górach*. *Sylvan* 141, 4: 33–490.
- Kowalkowski A. 2000. *Gleby*. [w:] *Świętokrzyski Park Narodowy. Przyroda, gospodarka, kultura*, S. Cieśliński S., A. Kowalkowski (red.). Świętokrzyski Park Narodowy, Bodzentyn.
- Kulczycki P. 2005. *Estymatory jądrowe w analizie systemowej*. WNT, Warszawa.
- Li Q., Racine J.S. 2007. *Nonparametric Econometrics*. Princeton University Press, New Jersey.
- Li Y., Singh R.S., Sun Y. 2005. *Goodness-of-fit tests of a parametric density functions: Monte Carlo simulation studies*. *J. Stat. Res.* 39: 103–125.
- Łukasik S. 2008. *Identyfikacja rozkładu w systemach rzeczywistych za pomocą estymatorów jądrowych*. *Czasop. Techn.* 17: 3–13.
- Macdonald P.D.M., Du J. 2004. *mixdist: Mixture Distribution Models*.
- Macdonald P.D.M., Pitcher T.J. 1979. *Age-groups from size-frequency data: a versatile and efficient method of analyzing distribution mixtures*. *J. Fish. Res. Board. Can.* 36: 987–1001.
- Matuszkiewicz J.M. 2008. *Zespoły leśne Polski*. PWN, Warszawa.
- Olszewski J.L., Szałach G., Żarnowiecki G. 2000. *Klimat*. [w:] *Świętokrzyski Park Narodowy. Przyroda, gospodarka, kultura*, S. Cieśliński S., A. Kowalkowski (red.). Świętokrzyski Park Narodowy, Bodzentyn.
- Pagan A., Ullah A. 1999. *Nonparametric Econometrics*. Cambridge University Press, New York.
- Parzen E. 1962. *On estimation of a probability density function and mode*. *Ann. Math. Stat.* 33, 1065–1076.
- Podlaski R. 2011a. *Modelowanie rozkładów pierśnic drzew z wykorzystaniem rozkładów mieszanych I. Rozkłady mieszane: definicja, charakterystyka, estymacja parametrów*. *Sylvan* 155, 4: 244–252.
- Podlaski R. 2011b. *Modelowanie rozkładów pierśnic drzew z wykorzystaniem rozkładów mieszanych II. Aproksymacja rozkładów pierśnic w lasach wielopiętrowych*. *Sylvan* 155, 5: 293–300.
- Podlaski R., Roesch F. A. 2013a. *Aproksymacja rozkładów pierśnic drzew w dwugeneracyjnych drzewostanach za pomocą rozkładów mieszanych. I. Estymacja parametrów*. *Sylvan* 157, 8: 587–596.
- Podlaski R., Roesch F. A. 2013b. *Aproksymacja rozkładów pierśnic drzew w dwugeneracyjnych drzewostanach za pomocą rozkładów mieszanych. II. Testy zgodności*. *Sylvan* 157, 9: 652–661.
- R Development Core Team 2013. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.Rproject.org/>
- Reynolds M.R., Burk T., Huang W.-H. 1988. *Goodness-of-fit tests and model selection procedures for diameter distribution models*. *For. Sci.* 34: 373–399.
- Rosenblatt M. 1956. *Remarks on some nonparametric estimates of a density functions*. *Ann. Math. Stat.* 27: 832–837.

- Silverman B.W. 1986. *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Chapman and Hall, London.
- Simonoff J.S. 1996. *Smoothing Methods in Statistics*. Springer, New York.
- Wand M.P., Jones M.C. 1995. *Kernel Smoothing*. Chapman and Hall, London, New York.
- Zasada M. 1995. Ocena zgodności rozkładów pierśnic w drzewostanach jodłowych z niektórymi rozkładami teoretycznymi. *Sylwan* 139, 12: 61–69.
- Zasada M. 2003. Możliwość zastosowania rozkładów mieszanych do modelowania rozkładów pierśnic drzew w naturalnych klasach biosocjalnych. *Sylwan* 147, 9: 27–37.
- Zasada M. 2013. Evaluation of the double normal distribution for tree diameter distribution modeling. *Silv. Fenn.* 47 (2), article id 956.
- Zasada M., Cieszewski C.J. 2005. A finite mixture distribution approach for characterizing tree diameter distributions by natural social class in pure even-aged Scots pine stands in Poland. *For. Ecol. Manage.* 204: 145–158.
- Zhang L.J., Gove J.H., Liu C., Leak W.B. 2001. A finite mixture of two Weibull distributions for modeling the diameter distributions of rotated-sigmoid, uneven-aged stands. *Can. J. For. Res.* 31: 1654–1659.

Summary

Rafał Podlaski

Parametric and nonparametric approximation of the DBH distribution in the stands of different vertical structure

Classical modelling of the DBH distribution is based mainly on parametric methods, assuming a specific, functional form of the models used. Currently, there are also nonparametric methods which do not require any arbitrary assumptions. Kernel density estimation is a nonparametric technique in which the kernel is averaged across the observed data points to create a smooth approximation.

The objectives of this study are (i) by using selected parametric models and the kernel density estimator to compare the accuracy of approximation of the empirical DBH distributions in stands of different vertical structure as well as the approximation accuracy in the empirical DBH data sets characterised by either average, or small or large differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes, and (ii) to assess the significance of differences between the selected parametric models and the kernel density estimator.

Sampling was carried out in the Świętokrzyski National Park (forest sub-districts: Święta Katarzyna and Święty Krzyż), where nine plots of 0.25 ha each were randomly selected.

Plots 1.P, 1.R and 1.NR represent one-storied stands, plots 2.P, 2.R and 2.NR — two-storied stands, while 3.P, 3.R and 3.NR selection stands. The plots marked with the character “P” are characterised by average differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes, while the plots marked with the characters “R” and “NR” are characterised by small and large differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes, respectively (Figs. 1–9)

In this study (i) three parametric models (the normal distribution, the mixture Weibull model and the negative-exponential distribution), (ii) a Gaussian density as the kernel, and (iii) a bandwidth $h = 2, 1$ and 0.8 cm were employed. In order to verify the precision of the approximation of empirical DBH data sets using the parametric models and the kernel density estimation, two statistics A and B were used (see equations 7 and 8). The Fan’s T test (1994), in the form T_1 proposed by Pagan and Ullah (1999), considers the difference between the parametric models and the kernel density estimate (see equation 10).

The values of the B statistic are lowest for the kernel density estimator and for the mixture Weibull model, indicating that these two models have the lowest bias (Table 1). The values of the A statistic are a measure of the flexibility of the analysed distributions. The lowest values of the A statistic were found for the kernel density estimator (in one-storied and two-storied stands) as well as for the negative-exponential distribution (in selection stands) (Table 1). Significant

differences between the respective parametric models and the kernel density estimator were obtained in case of one-storied stands for four approximations, in case of two-storied stands for three approximations, and in case of selection stands for all nine approximations (Fan's T_1 test, $p < 0.05$; Table 2, Figs. 1–9).

The research findings have led to the following main conclusions:

1. Choosing the bandwidth of the kernel density estimator one should consider both — the differences in the number of DBHs in the neighbouring DBH classes and the required estimation accuracy.

2. If the empirical DBH distribution is irregular the bandwidth has to be reduced.

3. In one-storied, two-storied and selection stands one should employ parametric models, using the kernel density estimator only for the preliminary approximations.

4. However, when approximating the empirical DBH distribution in many-storied stands the kernel density estimation can be much more useful.

*Department of Nature Protection, Institute of Biology,
Jan Kochanowski University, ul. Świętokrzyska 15,
25-406 Kielce, Poland
e-mail: r_podlaski@pro.onet.pl*

OWADY ZASIEDLAJĄCE SZYSZKI MODRZEWIA EUROPEJSKIEGO *LARIX DECIDUA* MILL. W REZERWACIE „MODRZEWIE” I JEGO OTOCZENIU (POŁUDNIOWA POLSKA)

Małgorzata Skrzypczyńska
Dariusz Sikora

Katedra Ochrony Lasu
Entomologii i Klimatologii Leśnej
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
al. 29 Listopada 46
PL 31-425 Kraków
rlwaga@cyf-kr.edu.pl

ABSTRACT

M. Skrzypczyńska, D. Sikora 2013. *Insects inhabiting cones of European larch Larix decidua Mill. in the protected forest reserve "Modrzewie" and its surrounding (southern Poland). Acta Agr. Silv. ser. Silv. 51: 45–58.*

A field study on insects inhabiting cones of *Larix decidua* Mill. subsp. *polonica* (Racib.) Domin, was carried out in the protected forest reserve "Modrzewie" and its surrounding (the Krościenko Forest District) in 2011. A total of 2210 cones (12 samples) from larches were collected for analysis and for rearing. Moreover 3600 seeds extracted from cones, were analysed. During the studies 1687 insect specimens were obtained. They belong to 4 orders: Hemiptera, Coleoptera, Hymenoptera and Diptera. The most numerous species was *Megastigmus pictus* (Först.) (Hym., Torymidae): 850 specimens including 4 males. *M. pictus* destroyed 10.94% of analysed seeds. *Strobilomyia laricicola* (Karl) inhabited 13.06% of analysed cones. Information on parasitoids are given.

KEY WORDS: *Larix decidua*, cones, seeds, insects, protected forest reserve "Modrzewie"

SŁOWA KLUCZOWE: *Larix decidua*, szyszki, nasiona, owady, rezerwat „Modrzewie”

I. WSTĘP I CEL PRACY

Modrzew europejski *Larix decidua* Mill. jako gatunek szybkorosnący ma na ogół charakter domieszki uszlachetniającej w drzewostanach wielogatunkowych na siedliskach lasu mieszanego świeżego, lasu świeżego, a niekiedy boru mieszanego świeżego (Jaworski 1994). Na terenie Polski znaczenie lasotwórcze mają dwa podgatunki modrzewia. Według Mirek i in. (2002) są to: modrzew europejski typowy *Larix decidua* Mill. subsp. *decidua* i modrzew europejski polski *Larix decidua* Mill. subsp. *polonica* (Racib.) Domin.

Właściwości hodowlane, a także użytkowe modrzewia powodują zwiększenie zapotrzebowania na jego nasiona o odpowiedniej jakości dostosowane do lokalnych warunków, tj. nasiona reprezentujące odpowiednie ekotypy. Na

jakość tych nasion niewątpliwie wpływają owady. W naszym kraju wykazano ponad 20 gatunków owadów uszkadzających szyszki i nasiona modrzewia. Należą tu gatunki owadów seminifagicznych, które niszczą nasiona, oraz gatunki konofagiczne, zasiedlające szyszki i zawarte w nich nasiona.

Dotychczas najczęściej wymienianym szkodnikiem nasion modrzewia europejskiego jest znamionek modrzewiowiec *Megastigmus pictus* (Förster) (Hymenoptera: Torymidae). Informacje na temat morfologii, biologii oraz szkodliwości tego gatunku można znaleźć w opracowaniach m.in. autorów: Hoffmeyer (1929), Nunberg (1947), Kapuściński (1948, 1966), Szmidt (1954, 1965), Bouček (1970), Skrzypczyńska (1973b, 1974a, 1977b, 1978a, 1996) oraz Roques i Skrzypczyńska (2003).

W naszym kraju znamionek modrzewiowiec odgrywa ważną rolę jako seminifag modrzewia europejskiego; gatunek ten niszczy przeciętnie 23,6% tych nasion (Skrzypczyńska 1973b).

Seminifagiem modrzewia o podobnej biologii i znaczeniu gospodarczym jest *Eurytoma* sp. (Hymenoptera: Eurytomidae) (Skrzypczyńska 1974b, Zerova 1978, Szmidt 1986). Z rzędu muchówek szkodnikiem nasion modrzewia okazała się reseliówka modrzewiówka *Resseliella skuhravoyorum* Skrzypcz. (Diptera: Cecidomyiidae) (Skrzypczyńska 1977a, Skuhrová i in. 2008).

Wśród konofagów modrzewia najczęściej podawana jest śmietka modrzewiówka *Strobilomyia laricicola* (Karl) (Diptera: Anthomyiidae). Na temat szkodliwości tego gatunku informacje podali m.in. Szmidt (1954), Kapuściński (1966), Skrzypczyńska (1973a, 1978a, 1996, 2000, 2001, Stocki i in. 2000).

Z uwagi na to, że uszkodzone przez *S. laricicola* szyszki podczas procesu suszenia dają 10–15 razy mniej nasion, które z reguły są niskiej jakości (Skrzypczyńska 2001), jej znaczenie gospodarcze jest poważne.

Często wymienianym konofagiem modrzewia jest szyszeń pospolity *Dioctria abietella* (Den. et Schiff.) (Lepidoptera: Pyralidae). Wiadomości o tym gatunku można znaleźć w publikacjach m.in. autorów: Kapuściński (1966), Matschek (1978), Skrzypczyńska (1974b, 1974c, 1978a, 1992, 1996), Roques (1983).

Z szyszkami modrzewia związane są również parazytoidy, których żywicielami są m.in. larwy kono- i seminifagów. Informacje na temat parazytoidów larw znamionka modrzewiowca *M. pictus*, mianowicie *Mesopolobus zetterstedtii* (Dalla Torre) (Hymenoptera: Pteromalidae) i *Eupelmus urozonus* Dalm. (Hymenoptera: Eupelmidae) podała Skrzypczyńska (1973b, 1973c, 1974b, 1978b). Parazytoidem larw reseliówki modrzewiówki *Resseliella skuhravoyorum* okazał się *Eupelmus pullus* Ruschka (Hymenoptera: Eupelmidae) (Skrzypczyńska 1977a, 1978b). Przypuszczalnym parazytoidem drobnych muchówek przyszczarkowatych *Asynapta* spp. (Diptera: Cecidomyiidae) jest *Anogmus laricis* Bouček (Hymenoptera: Pteromalidae) (Bouček 1966, Skrzypczyńska 1972). Znane są również parazytoidy śmietki modrzewiówki *S. laricicola*, spośród gąsieniczkowatych (Hymenoptera: Ichneumonidae) i męczelkowatych (Hymenoptera: Braconidae) (Skrzypczyńska 1996). Ponadto informacje o parazytoidach kono- i seminifagów modrzewia znajdują się w opracowaniach m.in. Kapuścińskiego (1966) i Skrzypczyńskiej (1978b, 1992, 1996).

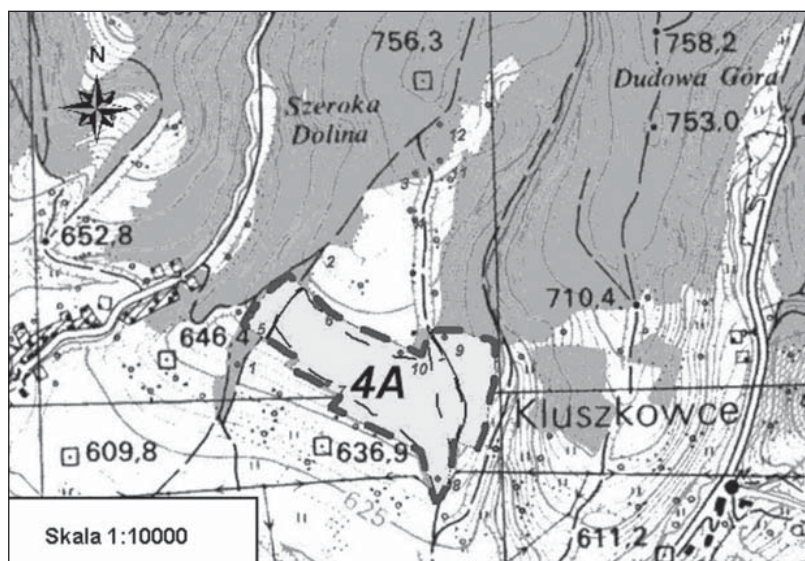
Na temat entomofauny szyszek modrzewi wiadomości podają m.in. Karpiński (1963, 1967) i Skrzypczyńska (1974b, 1977b, 1978a). Wymieniony autor (Karpiński 1967) zajmował się również rolą szyszek w aspekcie ekologicznym. Wyróżnił on wśród owadów i pajęczaków charakterystyczne grupy cenotyczne w odniesieniu do szyszek tegorocznych, zeszłorocznych i starszych oraz opadłych na dno lasu.

Na terenie rezerwatu „Modrzewie” położonym w Nadleśnictwie Krościenko dotychczas prawie nie prowadzono badań dotyczących owadów zasiedlających szyszki modrzewia europejskiego, a ściślej jego podgatunku — modrzewia polskiego. Fragmentaryczne dane o tych owadach wyhodowanych z próby szyszek pochodzących z Nadl. Krościenko podała Skrzypczyńska (1973b). Ponadto z wymienionego nadleśnictwa analizowano próby szyszek modrzewi pod kątem zasiedlenia przez śmietkę modrzewiówkę (Skrzypczyńska 2000). Dlatego podjęto badania, których celem było:

- podanie składu gatunkowego i ilościowego owadów zasiedlających szyszki i nasiona modrzewia *Larix decidua* Mill. subsp. *polonica* (Racib.) Domin,
- ustalenie roli parazytoidów w ograniczaniu liczebności szkodliwych owadów,
- określenie wpływu kono- i seminifagów na zdrowotność analizowanych szyszek i nasion.

II. MATERIAŁY I METODY

Materiałem do badań były próby szyszek modrzewia europejskiego *Larix decidua* subsp. *polonica* zebrane na terenie rezerwatu „Modrzewie” i w jego otoczeniu. Rezerwat ten położony jest w paśmie Lubania 640–670 m n.p.m., na obszarze administracyjnym Nadleśnictwa Krościenko (RDLP w Krakowie) (Jasińska-M’Bodj i in. 2011). Szyszki zebrano w końcu marca 2011 r. na 12 stanowiskach (ryc. 1). Wspomniane stanowiska o numerach od 5 do 10 zlokalizowano w rezerwacie, natomiast stanowiska 1 do 4 oraz 11 i 12 — w jego najbliższym otoczeniu. Odpowiednio były to próby: 5, 6, 7, 8, 9, 10 (rezerwat) oraz 1, 2, 3, 4, 11 i 12 (otoczenie rezerwatu). Początkowo planowano zebranie każdej próby szyszek z wybranego losowo modrzewia. Jednak napotkano trudności w zgromadzeniu odpowiedniej liczby szyszek z jednego drzewa, dlatego niekiedy w skład próby wchodziły szyszki pochodzące z kilku sąsiednich modrzewi. Szyszki zbierano z drzew rosnących, z dolnej części korony, jak również z gałęzi strąconych przez wiatr, leżących pod modrzewiami. Zebrany materiał umieszczano w oddzielnych woreczkach foliowych, do których dołączono etykietę z numerem próby i datą zbioru. Łącznie pobrano 12 prób zawierających — jak się okazało — 2210 szyszek. W laboratorium wszystkie próby szyszek analizowano. Określano liczbę szyszek normalnie wykształconych (bez uszkodzeń) oraz liczbę szyszek skrzywionych i zażywiczonych. Dla ustalenia uszkodzenia szyszek przez śmietkę modrzewiówkę *S. laricicola* z każdej



Ryc. 1. Stanowiska w rezerwanie „Modrzewie” i jego otoczeniu, na których pobierano do badań próby szyszek modrzewia europejskiego *Larix decidua* Mill. w 2011 r.

Fig. 1. Localities in the protected forest reserve “Modrzewie” and its surrounding where samples of cones of *Larix decidua* Mill. were collected for study in 2011

próby pobierano 10% szyszek. Następnie szyszki rozcinano wzdłuż trzpienia sekactorem, aby stwierdzić ewentualne ślady żerowania larw śmietki, w postaci charakterystycznego rozszerzenia i zażywienia trzpienia szyszki.

Ponadto z każdej próby szyszek pobrano do analizy po 300 nasion; łącznie 3600 egz. Nasiona analizowano metodą krajania, wyróżniając grupy nasion: zdrowe, tj. zdolne do kiełkowania; płonne; zasiedlone przez larwy owadów.

Kolejnym etapem było założenie prób szyszek do hodowli masowych. Szyszki umieszczano w szklanych słojach, wyścielonych ligniną. Słoje zabezpieczono drobną stylnową siatką. Dla utrzymania odpowiedniej wilgotności w hodowlach szyszki spryskiwano wodą co 2 tygodnie. Hodowle kontrolowano codziennie; pojawiające się imagines umieszczano w próbkach z załączoną etykietką zawierającą numer próby i datą wylęgu. Po ustaniu procesu wylęgu hodowle przejrano; obumarłe imagines wyjęto i zabezpieczono w próbkach. Następnie wszystkie uzyskane owady oznaczano.

Wyniki analiz szyszek i nasion modrzewia oraz dane z przeprowadzonych hodowli laboratoryjnych zestawiono w tabelach 1–3.

III. WYNIKI

Analiza 222 szyszek modrzewia europejskiego podgatunku modrzewia polskiego *Larix decidua* subsp. *polonica* wybranych losowo wykazała, że 29 szyszek (13,06%) było uszkodzonych przez śmietkę modrzewiówkę *Strobilomyia larici-*

cola (tab. 1). Najwięcej takich szyszek, tj. 27,78%, wykazano w próbie nr 11, natomiast uszkodzeń nie stwierdzono w próbie nr 10, obie próby pochodziły z otoczenia rezerwatu. Na terenie rezerwatu „Modrzewie” uszkodzenia spowodowane przez *S. laricicola* wahały się od 4,35% (próba nr 7) do 25,0% (próba nr 9).

Tabela 1 — Table 1

Wyniki analiz szyszek modrzewia europejskiego *Larix decidua* Mill. zebranych w rezerwacie „Modrzewie” i jego otoczeniu w 2011 r.

Results of the analyses of European larch *Larix decidua* Mill. cones collected in the protected forest reserve “Modrzewie” and its surrounding in 2011

Nr próby No. of sample	Liczba zebranych szyszek Number of cones col- lected	Liczba szyszek — Number of cones				
		analizowanych analysed	uszkodzonych przez damaged by <i>S. laricicola</i> (Karl)		nieuszkodzonych undamaged	
			egz. spec.	egz. spec.	%	egz. spec.
1	183	18	3	16,67	15	83,33
2	180	18	2	11,11	16	88,89
3	232	23	4	17,39	19	82,61
4	229	23	2	8,70	21	91,30
5	192	19	4	21,05	15	78,95
6	195	20	1	5,00	19	95,00
7	226	23	1	4,35	22	95,65
8	136	14	1	7,14	13	92,86
9	117	12	3	25,00	9	75,00
10	156	16	0	0,00	16	100,00
11	181	18	5	27,78	13	72,22
12	183	18	3	16,67	15	83,33
Razem Total	2210	222	29	13,06	193	86,94

W wyniku przeprowadzonych badań uzyskano 14 taksonów owadów (głównie w randze gatunku) reprezentowanych przez 1687 okazów. Owady te należały do 4 rzędów: pluskwiaki różnoskrzydłe (Hemiptera), chrząszcze (Coleoptera), błonkoskrzydłe (Hymenoptera) i muchówki (Diptera) (tab. 2). Przeważały błonkoskrzydłe w liczbie 1668 egz., co stanowi 98,87% wszystkich uzyskanych owadów. Muchówki reprezentowane były przez 15 okazów (0,89%), natomiast pluskwiaki różnoskrzydłe i chrząszcze odpowiednio przez 1 okaz (0,06%) i 3 okazy (0,18%).

Zestawienie owadów — według grup troficznych — uzyskanych z szyszek modrzewia europejskiego *Larix decidua* Mill. zebranych w rezerwacie „Modrzewie” i jego otoczeniu w 2011r.

Specification of insects — according to trophic groups — obtained from *Larix decidua* Mill. cones collected in the protected forest “Modrzewie” and its surrounding in 2011

Rząd — Ordo Rodzina — Family Gatunek — Species	Grupa troficzna Trophic group	Nr próby — No. of sample												Razem Total
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Hymenoptera Torymidae <i>Megastigmus pictus</i> (Först.)	seminifag	69	1♂ 121	46	1♂ 47	34	31	1♂ 121	60	59	1♂ 111	67	80	4♂ 846
Eurytomidae <i>Eurytoma</i> sp.	seminifag					1	1		3	14		5	21	45
Pteromalidae <i>Anognus</i> spp. <i>Mesopolobus zetterstedtii</i> (Dalla Torre)	parazytoid parazytoid parazytoid	1 43	121	9 62	4 62	8 55	35 27	1 17	3	12	136	1 39	2 46	1 61 623
Eupelmidae <i>Eupelmus pullus</i> Rusch. <i>Eupelmus urozonus</i> Dalm.	parazytoid parazytoid	2 3	1 3	4 3		1 1	15 1	5 4	1	5	3 3	6 8	5 2	48 28
Eulophidae <i>Elachertus</i> sp.	parazytoid	2					2	1				1	1	7
Ichneumonidae <i>Scambus</i> sp.	parazytoid	1			1	1								3

Rząd — Ordo Rodzina — Family Gatunek — Species	Grupa troficzna Trophic group	Nr próby — No. of sample												Razem Total
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Diptera Cecidomyiidae <i>Asynapta</i> sp.	saprofag	2	1				2			4			5	14
Chloropidae <i>Hapleginella laevifrons</i> (Loew)	saprofag			1										1
Hemiptera Lygaeidae <i>Gastrodes</i> sp.	gatunek przypadkowy			1										1
Coleoptera Dasytidae <i>Dasytes</i> sp.	gatunek przypadkowy	1				1							1	3
Razem — Total		124	248	126	115	102	114	150	69	94	255	127	163	1687

Uwaga — Notice
seminifag — seminiophage
parazytoid — parasitoid
saprofag — saprophage
gatunek przypadkowy — accidental species

Najliczniejszym seminifagiem okazał się znamionek modrzewiowiec *Megastigmus pictus* (Först.) (Hymenoptera: Torymidae). Łącznie uzyskano 850 okazów *M. pictus* w tym bardzo rzadko występujące samce tego gatunku, w liczbie 4 egz. (po 1 okazy z prób nr 2, 4, 7 i 10). Liczba wyhodowanych samic tego gatunku w poszczególnych próbach wahała się od 3 egz. — próba nr 6 do 121 egz. — próba nr 2 i nr 7.

Szkodnikiem nasion okazała się również *Eurytoma* sp. (Hymenoptera: Eurytomidae); łącznie uzyskano 45 imagines z prób nr: 5, 6, 8, 9, 11 i 12.

Spośród uzyskanych błonkoskrzydłych liczną grupę stanowiły parazytoidy. Najliczniej występował *Mesopolobus zetterstedtii* (Dalla Torre) (Hymenoptera: Pteromalidae) — parazytoid larw *M. pictus*; łącznie stwierdzono 623 imagines, w tym 312 samic i 311 samców. Dla poszczególnych prób liczba okazów wahała się od 3 egz. — próba nr 8 — do 136 egz. — próba nr 10. Również z rodziny Pteromalidae odnotowano *Anogmus* spp. — 61 egz.

Większość, tj. 35 egz. pochodziło z próby nr 6; owadów tych nie stwierdzono w próbach: nr 2, 8, 9 i 10.

Z rodziny Eupelmidae wykazano 2 gatunki: *Eupelmus pullus* Rusch. i *Eupelmus urozonus* Dalm. Pierwszy z wymienionych — parazytoid larw *Resseliella skuhravyorum* Skrzypcz. — został odnotowany w liczbie 48 egz.; najczęstszy był w próbie nr 6 (15 egz.), natomiast nie został wykazany w próbie nr 4. Z kolei *Eupelmus urozonus* — parazytoid larw *M. pictus* występował w liczbie 28 egz., w 9. próbach. Wyhodowano również pojedyncze okazy *Elachertus* sp. (Eulophidae), *Scambus* sp. (Ichneumonidae) oraz okazy przynależne do rodziny Braconidae.

Muchówki były reprezentowane przez 2 gatunki saprofagów: *Asynapta* sp. (Cecidomyiidae) — 14 egz. oraz *Hapleginella laevifrons* (Loew) (Chloropidae) — 1 egz.

Uzyskane owady zostały zaliczone do 4 grup troficznych: seminifagi (53,05%), parazytoidy (45,82%), saprofagi (0,89%) i gatunki przypadkowe (0,24%).

Grupa seminifagów obejmowała dwa gatunki owadów, reprezentowanych przez 859 okazów. Wśród parazytoidów występowała największa różnorodność gatunkowa. Uzyskano łącznie 773 egzemplarze należące do ośmiu taksonów.

Wśród saprofagów stwierdzono tylko 2 gatunki, których liczebność wynosiła łącznie 15 egz.

Uzyskane z hodowli okazy *Dasytes* sp. i *Gastrodes* sp., odpowiednio 3 egz. i 1 egz., uznano za gatunki przypadkowe, dla których szyszki często są schronieniem.

Analiza 3600 nasion modrzewia wykazała, że 394 nasiona (10,94%) było uszkodzonych przez larwy znamionka modrzewiowca *M. pictus*. Największy odsetek uszkodzonych nasion 19,0% był w próbie nr 2, natomiast najmniej, tj. 2,33% odnotowano w próbie nr 8. Ponadto 4 nasiona (0,11%) — po 2 egz. w próbach nr 5 i nr 8 — były zniszczone przez gąsienice szyszenia pospolitego *Dioryctria abietella* (tab. 3).

Nasiona płonne w liczbie 2914 stanowiły 80,95% ogólnej liczby analizowanych nasion. Każda rozpatrywana próba nasion zawierała wysoki odsetek

Tabela 3 – Table 3

Wyniki analiz nasion modrzewia europejskiego *Larix decidua* Mill. zebranych w rezerwacie „Modrzewie” i jego otoczeniu w 2011 r.

Results of the analyses of seeds extracted from the cones of *Larix decidua* Mill. collected in the protected forest reserve “Modrzewie” and its surrounding in 2011

Nr próby No. of sample	Liczba analizowanych nasion Number of analysed seeds	Liczba nasion — Number of seeds							
		zdrowych viable		płonnych infertile		uszkodzonych przez damaged by			
						<i>M. pictus</i> (Förs.)		<i>D. abietella</i> (Den. et Schiff.)	
		Egz. Spec.	%	Egz. Spec.	%	Egz. Spec.	%	Egz. Spec.	%
1	300	26	8,67	233	77,67	41	13,67	0	0,00
2	300	11	3,67	232	77,33	57	19,00	0	0,00
3	300	20	6,67	262	87,33	18	6,00	0	0,00
4	300	14	4,67	256	85,33	30	10,00	0	0,00
5	300	17	5,67	235	78,33	46	15,33	2	0,67
6	300	17	5,67	253	84,33	30	10,00	0	0,00
7	300	21	7,00	237	79,00	42	14,00	0	0,00
8	300	7	2,33	284	94,67	7	2,33	2	0,67
9	300	43	14,33	238	79,33	19	6,33	0	0,00
10	300	42	14,00	217	72,33	41	13,67	0	0,00
11	300	43	14,33	231	77,00	26	8,67	0	0,00
12	300	27	9,00	236	78,67	37	12,33	0	0,00
Razem Total	3600	288	8,00	2914	80,95	394	10,94	4	0,11

nasion płonnych, który wahał się od 72,33% (próba nr 10) do 94,67% (próba nr 8). Stwierdzono tylko 288 (8,0%) nasion pełnych, tj. zdolnych do kiełkowania. Odsetek takich nasion w poszczególnych próbach wynosił od 2,33% (próba nr 8) do 14,33 (próba nr 9 i nr 11) (tab. 3).

IV. DYSKUSJA

W latach 70. ubiegłego wieku przeprowadzono analogiczne badania (Skrzypczyńska 1973b). Uwzględniały one również szyszki modrzewia europejskiego pochodzące z terenu Nadleśnictwa Krościenko.

Niestety, z około 1 kg próby szyszek nie wyhodowano imagines *M. pictus*. Także podczas analizy nasion — metodą krajania — nie stwierdzono larw

tego gatunku owada (Skrzypczyńska 1973b). Obecnie wykonane badania oparte na materiale w postaci 2210 szyszek zebranych w rezerwacie „Modrzewie” i w jego otoczeniu na terenie Nadl. Krościenko wykazały, że *Megastigmus pictus* był najliczniej występującym gatunkiem. Z prowadzonych hodowli masowych szyszek uzyskano 846 egz. samic i 4 egz. samców (tab. 2), natomiast podczas analizy nasion — metodą krajania — 394 egz. larw (tab. 3); łącznie 1244 egz. znamionka modrzewiowca. Dane te potwierdzają informacje odnoszące się do roli tego gatunku w ograniczaniu liczby nasion „pełnych”, tj. zdolnych do kiełkowania (Skrzypczyńska 1973b). W Polsce gatunek ten uszkadza średnio 23% nasion modrzewia (Skrzypczyńska 1996). Rola znamionka modrzewiowca zmienia się w czasie. Według Szmida (1986) *M. pictus* uszkadza 1% nasion. Na niektórych stanowiskach w południowej Polsce w 2001 roku gatunek ten zasiedlił średnio 2,1% nasion (Skrzypczyńska i Koziół 2002). Wpływ tego seminafaga na zdrowotność nasion modrzewia potęguje fakt obradzenia modrzewi w okresie co 2–3 lata oraz występowanie znacznego odsetka nasion płonnych, który niekiedy dochodzi nawet do 97% (Skrzypczyńska 1973b).

Przeprowadzona analiza 3600 nasion modrzewia wykazała, że nasion płonnych było 2914 egz., co stanowi ponad 80% badanych nasion. Wyniki te potwierdzają dane z literatury. Tak wysoki odsetek nasion płonnych prawdopodobnie był spowodowany uszkodzeniem zawiązków szyszek przez spóźnione przymrozki. Na ten problem zwrócił uwagę Chylarecki (2000) oraz Skrzypczyńska i Koziół (2002).

Interesującym zjawiskiem jest występowanie samców *M. pictus*. Okazuje się, że samce tego gatunku pojawiają się bardzo rzadko (Skrzypczyńska 1973b, 1974a). Według Roques i Skrzypczyńskiej (2003) w Polsce proporcja liczby samców do liczby samic *M. pictus* wynosi 16:2123; oznacza to, że samce stanowią średnio 0,74% populacji *M. pictus*.

Powodem tego jest występowanie u znamionka modrzewiowca sposobu rozmnażania — partenogenezy telitokowej, tj. wydawanie przez partenogenetyczne samice potomstwa tylko rodzaju żeńskiego. Okazy męskie pojawiają się tylko w wyniku zaburzeń rozwojowych (Razowski 1987). W rezultacie prowadzonych hodowli z prób szyszek *Larix decidua* subsp. *polonica* uzyskano 4 samce oraz 846 samic tego gatunku. Dane te potwierdzają pogląd o bardzo rzadkim występowaniu okazów męskich *M. pictus*.

Spośród konofagów modrzewia najczęściej wykazywanym gatunkiem jest śmietka modrzewiówka *Strobilomyia laricicola*. Również w odniesieniu do tego gatunku procent uszkodzonych szyszek zmienia się w czasie. Według Szmida (1965) w latach 50. ubiegłego wieku *S. laricicola* zasiedliła 25% szyszek modrzewia; według Skrzypczyńskiej (1973a) w latach 1968–1970 śmietka modrzewiówka uszkodziła od 20 do 90% szyszek. Na terenie Nadl. Krościenko w 1999 r. opanowanie szyszek wahało się od 30 do 60% (Skrzypczyńska 2000). Obecnie przeprowadzone badania wykazały, że *S. laricicola* uszkodziła 13% analizowanych szyszek (tab. 1). Wobec tego szyszki te były w mniejszym stopniu zasiedlone przez tego konofaga niż w ubiegłych latach.

Z prowadzonych hodowli uzyskano liczne okazy parazytoidów. Najliczniejszym z nich był *Mesopolobus zetterstedtii*, który wystąpił w liczbie 623 egz. (tab. 2). Specyficznym żywicielem tego parazytoida okazała się larwa *M. pictus*; wymieniony związek troficzny ustaliła Skrzypczyńska (1973b).

Z uwagi na to, że z tych samych hodowli otrzymano 850 egz. imagines *M. pictus*, proporcja liczby parazytoida do liczby żywiciela świadczy o silnym oporze środowiska wobec tego seminifaga.

Z hodowli otrzymano również imagines *Eupelmus pullus* (48 egz.) — specyficznego parazytoida larw reseliówki modrzewiówki *Resseliella skuhravyorum*. Relacje troficzne pomiędzy wymienionymi owadami wykazała Skrzypczyńska (1978b). Mimo że z badanych prób szyszek modrzewia nie uzyskano larw ani imagines reseliówki modrzewiówki, obecność tego parazytoida świadczy o zasiedleniu prób szyszek modrzewia również przez *R. skuhravyorum*.

Rozpatrując z jednej strony liczebność uzyskanych owadów, a z drugiej strony teren badań, tj. rezerwat i jego otoczenie, trudno ustalić jednoznaczne powiązania.

W przypadku *Megastigmus pictus* średnia liczba imagines obliczona dla jednego stanowiska, na którym pobierano próby w rezerwacie i jego otoczeniu, była zbliżona i wynosiła odpowiednio 69,7 i 72,0. W odniesieniu do *Mesopolobus zetterstedtii* wystąpiły wyraźne różnice w średniej liczbie imagines, czyli 41,7 — dla rezerwatu oraz 62,2 — dla jego otoczenia. Znaczące różnice dotyczyły średniej liczby wszystkich uzyskanych owadów z terenu rezerwatu i jego otoczenia, które miały wartość odpowiednio 130,7 i 150,0. Jednak ze względu na to, że badania obejmowały jeden sezon wegetacyjny, należy ostrożnie ustalać ewentualne powiązania.

V. ZESTAWIENIE WYNIKÓW I WNIOSKI

1. Szyszki i nasiona *Larix decidua* subsp. *polonica* pochodzące z rezerwatu „Modrzewie” i jego otoczenia były uszkodzone przez dwa gatunki seminifagów, tj. *Megastigmus pictus* i *Eurytoma* sp. oraz konofaga — *Strobilomyia laricicola*.

2. Uzyskanie 846 samic *M. pictus* oraz 4 egz. samców tego gatunku potwierdza pogląd o rzadkim występowaniu okazów męskich znamionka modrzewiowca.

3. Znaczący wpływ na zdrowotność analizowanych nasion miał *M. pictus* (jego larwy stwierdzono w 11% nasion), tym bardziej że udział nasion płonnych wynosił ok. 80%.

4. Na podstawie charakterystycznych uszkodzeń trzpienia i rdzenia szyszek stwierdzono, że 13% szyszek zasiedliła *Strobilomyia laricicola*, tym samym konofag ten odgrywał rolę gospodarczą.

5. Wyhodowanie licznych gatunków parazytoidów z 5 rodzin: Pteromalidae, Eupelmidae, Eulophidae, Ichneumonidae i Braconidae świadczy o silnym oporze środowiska wobec stwierdzonych szkodliwych owadów.

6. Ze względu na występujący w rezerwacie „Modrzewie” ekotyp modrzewia polskiego należałoby kontynuować badania kono- i seminifagów tego modrzewia.

LITERATURA

- Bouček Z. 1966. Die Europäischen Arten der Gattung *Anogmus* Först. (Hymenoptera: Pteromalidae) Parasiten von Insekten in Nadelholzzapfen. Anz. Schädlingkunde 39: 52–57.
- Bouček Z. 1970. On some British *Megastigmus* (Hym., Torymidae) with a revised key to the West European species. Entom. Gazette 21: 265–275.
- Chylarecki H. 2000. *Modrzewie w Polsce. Dynamika wzrostu, rozwój i ekologia wybranych gatunków i ras*. Bogucki Wyd. Nauk. S.C., Warszawa.
- Hoffmeyer E.B. 1929. Aus Samen gezüchtete *Callimomiden* (*Callimomidenstudien* I). Entom. Medd. Kjöbenhavn 16: 323–334.
- Jasińska-M'Bodj A., Spendel Z., Bodziarczyk J., Staroń J. 2011. Dokumentacja do planu ochrony rezerwatu przyrody „Modrzewie” w Kluszkowcach. Stan na 1.01.2011 r. Gmina Czorsztyn. Województwo Małopolskie. BULiGL, Kraków.
- Jaworski A. 1994. *Hodowla Lasu. Wymagania siedliskowe ważniejszych gatunków drzew leśnych oraz zasady ich odnawiania*. AR, Kraków.
- Kapuściński S. 1948. Nowe dla fauny Polski muchówki i błonkówki szkodniki owoców i nasion drzew i krzewów. Kosmos, Ser. A, Rozpr. 45: 159–167.
- Kapuściński S. 1966. *Szkodniki owadzie nasion drzew leśnych*. PWRiL, Warszawa.
- Karpiński J. J. 1963. Owady żerujące na modrzewiu polskim (*Larix polonica* Rac.). Prace IBL 265: 3–50.
- Karpiński J. J. 1967. Owady i pajęczaki przechodzące rozwój bądź zimujące w szyszkach modrzewi: polskiego (*Larix polonica* Rac.) i europejskiego (*Larix europaea* Mill.). Prace IBL 314–319: 81–112.
- Matschek M. 1978. Familienreihe Pyraloidea, Zünsler. [w:] *Die Forstschädlinge Europas*. W. Schwenke (red.). Bd. 3. Schmetterlinge. Hamburg und Berlin, Verl. P. Parey.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zajac A., Zajac M. 2002. *Flowering plants and Pteridophytes of Poland. A Checklist*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Nunberg M. 1947. Przyczynek do znajomości rodzaju *Megastigmus* Dalm. (Hymenoptera, Chalcididae) na ziemiach Polski. Fragm. Faun. Mus. Zool. Polon. 5: 25–27.
- Razowski J. 1987. *Słownik entomologiczny*. PWN, Warszawa.
- Roques A. 1983. *Les insectes ravageurs des cônes et graines de conifères en France*. INRA, Paris.
- Roques A., Skrzypczyńska M. 2003. Seed-infesting chalcids of the genus *Megastigmus* Dalman, 1820 (Hymenoptera, Torymidae) native and introduced to the West Palearctic region: taxonomy, host specificity and distribution. Jour. of Natural History (UK) 37: 127–238.
- Skrzypczyńska M. 1972. *Anogmus laricis* Bouč. (Hymenoptera, Pteromalidae) wyhodowany z szyszek modrzewia europejskiego (*Larix decidua* Mill.) i polskiego (*Larix polonica* Rac.) nowy gatunek dla fauny Polski. Przegl. Zool. 16: 204–205.
- Skrzypczyńska M. 1973a. Uszkodzenia szyszek modrzewiowych przez śmietkę modrzewiową *Hylemyia laricicola* (Karl) w Polsce. Pol. Pismo Entom. 43: 383–394.
- Skrzypczyńska 1973b. Znamionek modrzewiowiec *Megastigmus pictus* (Först.) (Hymenoptera, Torymidae) oraz jego pasożyty: *Eupelmus urozonus* Dalm. (Hymenoptera, Eupelmidae) i *Mesopolobus zetterstedtii* (Dalla Torre) (Hymenoptera, Pteromalidae). Acta Agr. et Silv. ser. Silv. 13: 121–162.
- Skrzypczyńska M. 1973c. Zwei Parasitenarten (Hym. Chalc., Eupelmidae und Pteromalidae) von *Megastigmus pictus* (Först.) (Hym., Chalc., Torymidae) in Lärchensamen. Anz. Schädlingkunde Pflanzen — und Umweltschutz 46: 60–61.
- Skrzypczyńska M. 1974a. O występowaniu samców znamionka modrzewiowca *Megastigmus pictus* (Först.) (Hymenoptera, Torymidae). Pol. Pismo Entom. 44: 571–576.
- Skrzypczyńska M. 1974b. Materiały do znajomości entomofauny szyszek modrzewia europejskiego (*Larix decidua* Mill.) i polskiego (*Larix polonica* Rac.). Acta Zool. Cracov. 10: 327–333.

- Skrzypczyńska M. 1974c. Szyszeń pospolity *Dioryctria abietella* (Den. et Schiff.) (Lepidoptera, Pyralidae) szkodnik szyszek modrzewia europejskiego (*Larix decidua* Mill.) i polskiego (*Larix polonica* Rac.). Zesz. Nauk. AR w Krakowie, nr 92, Leśnictwo 9: 543–558.
- Skrzypczyńska M. 1977a. *Reseliówka modrzewiówka* *Resseliella skuhravyorum* Skrzypcz. (Diptera, Cecidomyiidae), jej stadia rozwojowe, biologia i znaczenie gospodarcze. Acta Agr. et Silv. ser Silv. 17: 97–113.
- Skrzypczyńska M. 1977b. Entomofauna of the cones of the European larch (*Larix decidua* Mill.) and Polish larch (*Larix polonica* Rac.) in Poland. Zeit. angew. Entom. 83: 238–247.
- Skrzypczyńska M. 1978a. Przegląd owadów znalezionych w szyszkach modrzewia europejskiego (*Larix decidua* Mill.) i polskiego (*Larix polonica* Rac.). Pol. Pismo Entom. 48: 543–563.
- Skrzypczyńska M. 1978b. Parasites of insects damaging seeds and cones of the European *Larix decidua* Mill. and Polish larches *Larix polonica* Rac. in Poland. Entomophaga 23: 303–307.
- Skrzypczyńska M. 1992. Živočišni škudci semen šišek a plodu lesnich dřevin. [w:] Škudci semen, šišek a plodu lesnich dřevin. J. Krístek (red.). Brazda, Praha.
- Skrzypczyńska M. 1996. Owady – szkodniki nasion i szyszek drzew iglastych. Gutenberg, Kraków.
- Skrzypczyńska M. 2000. Śmietka modrzewiówka – szkodnik szyszek i nasion modrzewia. Głos Lasu 10: 21.
- Skrzypczyńska M. 2001. Ochrona przed owadziemi szkodnikami nasion i owoców drzew leśnych [w:] Poradnik ochrony lasu. O. Łęski (red.). Oficyna edytorska „Wydawnictwo Świat”, Warszawa.
- Skrzypczyńska M., Koziół M. 2002. Wpływ późnionych przymrozków oraz owadów na zdrowotność szyszek modrzewia europejskiego *Larix decidua* Mill. Acta Agr. et Silv. ser. Silv. 40: 49–66.
- Skuhravá M., Skuhravý V., Skrzypczyńska M., Szadziński R. 2008. Gall midges (Cecidomyiidae, Diptera) of Poland. Pruszczarki (Cecidomyiidae, Diptera) Polski. Annals of the Upper Silesian Mus. (Entomology) 16: 5–160.
- Stocki J., Kinelski S., Dzwonkowski R. 2000. Drzewa iglaste i owady na nich żerujące. Multico, Warszawa.
- Szmidt A. 1954. Owady niszczące nasiona modrzewi i ich zwalczanie. Las Pol. 4: 13–16.
- Szmidt A. 1965. Rola szkodliwych owadów w bilansie strat nasion ważniejszych drzew leśnych. Roczn. WSR w Poznaniu 27: 238–241.
- Szmidt A. 1986. Ważniejsze szkodniki. [w:] Nasze drzewa leśne. Monografie popularnonaukowe. T. 6 — Modrzewie *Larix* Mill. S. Białobok (red.). PWN, Warszawa – Poznań.
- Zerova M. 1978. Sem. Eurytomidae- Eurytomidy. [w:] Opredelitel' nasekomykh evropejskoj časti SSSR. G. S. Medvedev (red.). T. III, č. 2. Nauka, Leningrad.

Summary

Małgorzata Skrzypczyńska, Dariusz Sikora

Insects inhabiting cones of European larch *Larix decidua* Mill. in the protected forest reserve “Modrzewie” and its surrounding (southern Poland)

Investigations on insects inhabiting cones of *Larix decidua* Mill. subsp. *polonica* (Racib.) Domin, were conducted in the protected forest reserve “Modrzewie” and its surrounding in 2011. Mentioned reserve is located in the Krościenko Forest District (the Kraków Forest Region) (Fig. 1).

In the 12 selected localities, in total 2210 cones (12 samples) were collected. Cone samples were used for analysis and for mass rearing in glass jars. Moreover from each sample, 300 seeds were extracted. In total 3600 seeds were analysed by cutting, defining the percentage of viable, infertile and insect damage seeds.

The analysis of cones showed that conophagous insect — *Strobilomyia laricicola* (Karl) (Diptera: Anthomyiidae) destroyed 13.06% of all examined cones (Table 1).

As a result of investigations 14 taxonomical units (1687 specimens) were obtained (Table 2). They belong to 4 orders: Hemiptera, Coleoptera, Hymenoptera and Diptera. Insects represented the seminiphages, namely *Megastigmus pictus* (Först.) (Hymenoptera: Torymidae) and *Eurytoma* sp. (Hymenoptera: Eurytomidae).

During investigations 846 females and 4 males of *M. pictus* were reared. These data confirm the opinion that *M. pictus* males appear only rarely.

Among the insects obtained, *Asynapta* sp. (Diptera: Cecidomyiidae) and *Hapleginella laevifrons* (Loew) (Dipt., Chloropidae) were saprophages. An accidental insects proved to be *Gastrodes* sp. (Hymenoptera: Lygaeidae) and *Dasytes* sp. (Coleoptera: Dasytidae) (Table 2).

An analysis of 3600 seeds shown that *M. pictus* destroyed 10.94% seeds, and conophagous insect — *Dioryctria abietella* (Den. et Schiff.) (Lepidoptera: Pyralidae) only 0.11% seeds. It appeared that were 8.0% of viable seeds and 80.95% of infertile seeds (Table 3).

During investigations parasitoids of these insects were noted. The relatively great role played *Mesopolobus zetterstedtii* (Dalla Torre) (Hymenoptera: Pteromalidae) — 623 specimens — from host *Megastigmus pictus*. Other parasitoids were as follows: *Eupelmus urozonus* Dalm. (Hym., Eupelmidae) — host *M. pictus*, *Eupelmus pullus* Rusch. — host *Resseliella skuhravyorum* Skrzypcz. (Diptera: Cecidomyiidae), *Anogmus* spp. (Hym., Pteromalidae) — host *Asynapta* sp. (Dipt., Cecidomyiidae). Remaining parasitoids were obtained from others insects inhabiting these cones.

*Department of Forest Protection Entomology
and Forest Climatology
University of Agriculture in Kraków*

DENDROCHRONOLOGICZNA CHARAKTERYSTYKA PRZYROSTU ŚWIERKA POSPOLITEGO (*PICEA ABIES* (L.) KARST.) Z TERENU BESKIDU ŚLĄSKIEGO I ŻYWIECKIEGO

Bogdan Wertz
Jarosław Socha
Stanisław Grabczyński
Paulina Szydłowska
Wojciech Ochał
Marek Maj

Katedra Biometrii i Produkcyjności Lasu
Wydział Leśny
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
al. 29 Listopada 46,
PL 31-425 Kraków
tel. +48 (12)6625341, e-mail: b.wertz@ur.krakow.pl

ABSTRACT

B. Wertz, J. Socha, S. Grabczyński, P. Szydłowska, W. Ochał, M. Maj 2013. *Dendrochronological characteristics of radial increments of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) from the Silesian and Żywiec Beskids* Acta Agr. Silv. ser. Silv. 51: 59–73.

The paper describes evaluation of spruce radial growth variability, based on of synchronized individual increment sequences (dendroscales). The empirical material were increment samples from 215 trees, growing on ten research plots in the Silesian and Żywiec Beskids. For each plot in each year there was calculated the raw average chronology, indexed chronology and the coefficient of variation for incremental indexes. In addition, an analysis of the occurrence of pointer years was performed. The observed medium-term changes of the analyzed incremental indices lead to conclusion that in the second half of the twentieth century, a certain external factor influenced the growth of tested spruces. Both the obtained results and the existing studies provide a basis for an assumption that this factor was mainly air pollution.

KEY WORDS: trendy przyrostowe, zmienność przyrostów, Karpaty Zachodnie, zanieczyszczenia powietrza

SŁOWA KLUCZOWE: increment trends, increment variation, Western Carpathians, air pollution

I. WSTĘP

W warunkach naturalnych przyrost drzew jest wynikiem realizacji strategii życiowej drzew i uzależniony jest od genetycznych cech osobniczych (Kulej i Socha 2008) oraz wpływu wielu czynników zewnętrznych (Kliczkowska i Bruchwald 2000, Romanya i Vallejo 2004, Socha 2009). Niektóre z nich zwykle ulegają niewielkim zmianom w ciągu życia drzew. Ich przykładem mogą być warunki glebowe, które w Beskidach wynikają w dużej mierze z położenia geograficznego i topograficznego (Maciaszek i in. 2010). Inne czynniki mogą charakteryzować się pewną zmiennością, oddziałując na przyrost drzew długofalowo (w okresie wielu dziesięcioleci) lub krótkofalowo. Szerokość wy-

tworzonego słoja przyrostowego jest wypadkową wielu czynników, wśród których największą rolę odgrywają warunki meteorologiczne, podlegające zwykle dużym corocznym zmianom (Fritts 1976). Z kolei inne czynniki charakteryzują się ograniczoną coroczną zmiennością, ulegając jednak istotnym zmianom średniookresowym, obejmującym przedział 5–10 lat. Przykładem czynnika o takim charakterze może być oddziaływanie na drzewa emisji przemysłowych, które w pewnych warunkach mogą nawet warunkować trwałość zbiorowisk leśnych. Rola emisji przemysłowych wzrosła w Polsce w ostatnim półwieczu, gdy następowały duże zmiany ilości emitowanych zanieczyszczeń powietrza (Greszta i in. 2002).

Za miarę zmian warunków, w jakich wzrastały drzewa, można uznać wielkość tworzonych przez nie słoików (Fritts 1976). Analizy dendrochronologiczne, opierające się na analizie wielkości przyrostów rocznych i ich zmianach w czasie, umożliwiają rozpoznawanie i określanie wpływu różnych czynników na szerokość odkładanego przyrostu rocznego. Za pomocą odpowiednich metod możliwe jest wyeksponowanie zmian, które nastąpiły pod wpływem wybranych czynników ekologicznych. Za przykład mogą tu służyć badania dendroklimatologiczne, akcentujące rolę zmienności warunków klimatycznych w corocznej aktywności kambium drzew. Odpowiednie metody mogą również służyć wyeksponowaniu roli innych czynników, wpływających na kształtowanie się przyrostu drzew w dłuższych okresach czasu, w tym również wpływu emisji przemysłowych (Krapiec i Szychowska-Krapiec 2003). Dzięki dendrochronologicznej charakterystyce przyrostowej wybranych drzewostanów oraz znajomości wymagań ekologicznych określonego gatunku można zatem uzyskać obraz wpływu wielu czynników, kształtujących przyrost grubości drzew.

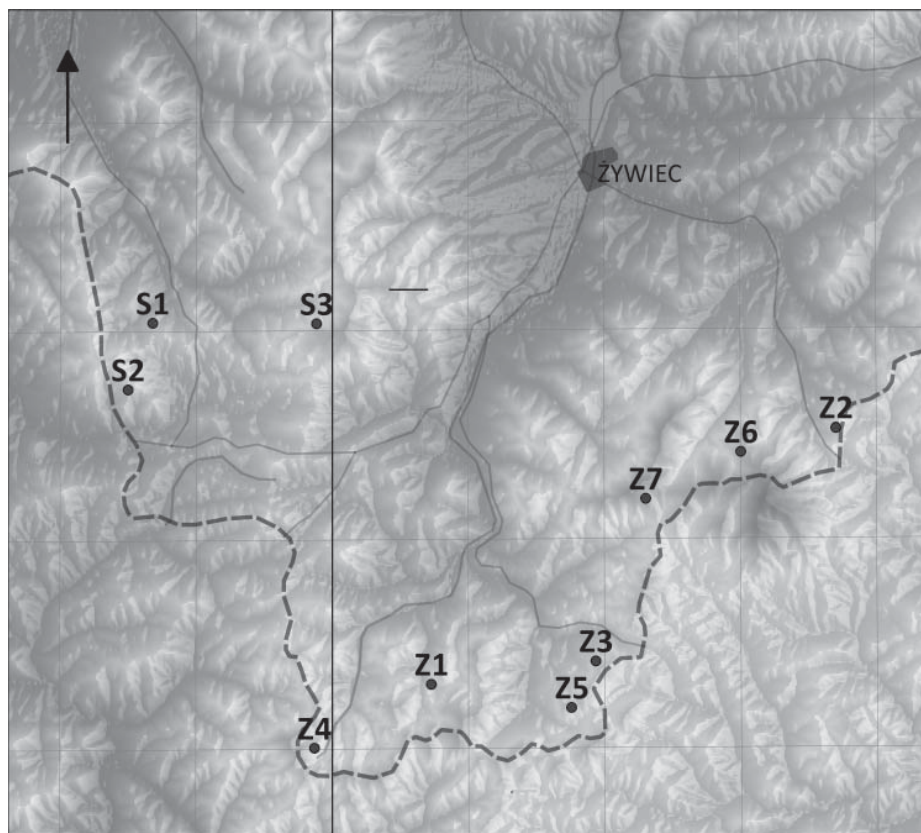
Świerk pospolity jest jednym z ważniejszych gatunków lasotwórczych w Polsce z uwagi na względnie łatwą uprawę i pielęgnację oraz wysoką produktywność (Jaworski 1995). Lasy świerkowe odgrywają istotną rolę w regulowaniu bilansu wodnego naszego kraju oraz zabezpieczają tereny wyżynne i górskie przed erozją gleb. Drzewa tego gatunku są stosunkowo często wykorzystywane w badaniach dendrochronologicznych, dotyczących klimatycznych uwarunkowań przyrostu drzew na grubość (Feliksik i Wilczyński 2002, Muter i Bednarsz 2003, Wilczyński i in. 2004b). W mniejszym zakresie badano wpływ innych czynników, w tym zanieczyszczeń powietrza na przyrosty kambialne świerka.

Badania przeprowadzono na terenie Beskidów — Śląskiego i Żywieckiego, gdzie po okresie destabilizacji, odnotowywanej w latach 80., drzewostany świerkowe sztucznego pochodzenia przeszły w fazę rozpadu, stając się przedmiotem pilnej przebudowy (Bruchwald i Dmyterko 2010). Bliskie sąsiedztwo uprzemysłowionego regionu śląskiego oraz przeważające wiatry zachodnie i północno-zachodnie, które były głównymi wektorami zanieczyszczeń, spowodowały, że lasy Beskidu Śląskiego i Żywieckiego w XX wieku znajdowały się pod silną presją emisji przemysłowych.

Celem niniejszego opracowania jest przedstawienie charakterystyki przyrostowej badanych drzewostanów oraz określenie zmienności czasowej przyrostów radialnych drzew.

II. MATERIAŁ (TEREN BADAŃ) I METODYKA

Materiał empiryczny stanowiły dane pochodzące z 10 stanowisk badawczych, z czego 3 zlokalizowane były na obszarze Beskidu Śląskiego, a 7 na terenie Beskidu Żywieckiego (Ryc. 1). Stanowiska badawcze usytuowane były na różnych wysokościach n.p.m. (Tab. 1). Na każdym stanowisku badawczym wybrano od 16 do 27 drzew próbnych w wieku powyżej 80 lat, pochodzących z I lub II klasy biosocjalnej Krafta. Z drzew próbnych pobrano za pomocą świdra przyrostowego Presslera po 1 wywiercie na wysokości pierśnicy, od strony północnej (Ochał 1998). Następnie dokonano pomiaru szerokości słoików rocznych przy użyciu urządzenia Biotronik, zapewniającego dokładność pomiaru wynoszącą 0,01 mm, a otrzymane w ten sposób surowe sekwencje przyrostowe zostały zsynchronizowane z wykorzystaniem pakietu DPL (Holmes 1994).



Ryc. 1. Lokalizacja stanowisk badawczych na tle mapy topograficznej Beskidu Śląskiego i Beskidu Żywieckiego

Fig. 1. Location of the sample plots on the topographic map of Silesian Beskid and Żywiec Beskid

Tabela 1 — Table 1

Charakterystyka geograficzna stanowisk badawczych
Geographical characteristic of sample plots

Stanowisko		Nadleśnictwo	Oddział	Długość geograficzna	Szerokość geograficzna	Nachylenie [°]	Wysokość [n.p.m.]
Beskid Śląski	S1	Wisła	39a	18,8672	49,6126	10	740
	S2	Wisła	155	18,8491	49,5807	14	802
	S3	Wisła	75i	18,9878	49,6125	30	950
Beskid Żywiecki	Z1	Ujszoły	155c	19,0720	49,4402	19	750
	Z2	Jeleśnia	89	19,3696	49,5625	24	860
	Z3	Ujszoły	166d	19,1929	49,4512	14	920
	Z4	Ujszoły	252d	18,9861	49,4095	23	930
	Z5	Ujszoły	184a	19,1750	49,4290	5	1020
	Z6	Jeleśnia	203	19,2996	49,5512	17	1130
	Z7	Ujszoły	6	19,2298	49,5289	15	1195

Oceny zmienności przyrostów radialnych drzew dokonano na podstawie zsynchronizowanych sekwencji przyrostów osobniczych (dendroskal). Dla każdego stanowiska badawczego obliczono:

- chronologię rzeczywistą, będącą średnią przyrostów wszystkich drzew, oraz odchylenie standardowe i autokorelacje I rzędu przyrostów,
- chronologię indeksowaną, będącą średnią z indeksów, obliczonych jako stosunek przyrostu rzeczywistego do wartości odczytanej z krzywej wyrównującej, dopasowanej przy pomocy programu ARSTAN (Cook i Holmes 1986),
- współczynnik zmienności indeksów przyrostowych, będący ilorazem odchylenia standardowego i średniej arytmetycznej obliczonych indeksów, wyrażonym w procentach.

Ponadto dla poszczególnych stanowisk wykonano analizę występowania lat wskaźnikowych (Schweingruber i in., 1990). Lata wskaźnikowe wyznaczono na podstawie indeksowanych wartości dendroskal. Oznaczono lata wskaźnikowe pozytywne, gdy u co najmniej 90% drzew z danej powierzchni próbnej stwierdzono wzrost szerokości odkładanych przyrostów w porównaniu z rokiem poprzedzającym, oraz lata negatywne, gdy u co najmniej 90% drzew z danej powierzchni próbnej stwierdzono spadek szerokości odkładanych przyrostów.

W celu wyeksponowania zmienności średniookresowej dokonano również obliczenia średnich wartości obliczonych wskaźników w poszczególnych dekadach.

III. WYNIKI

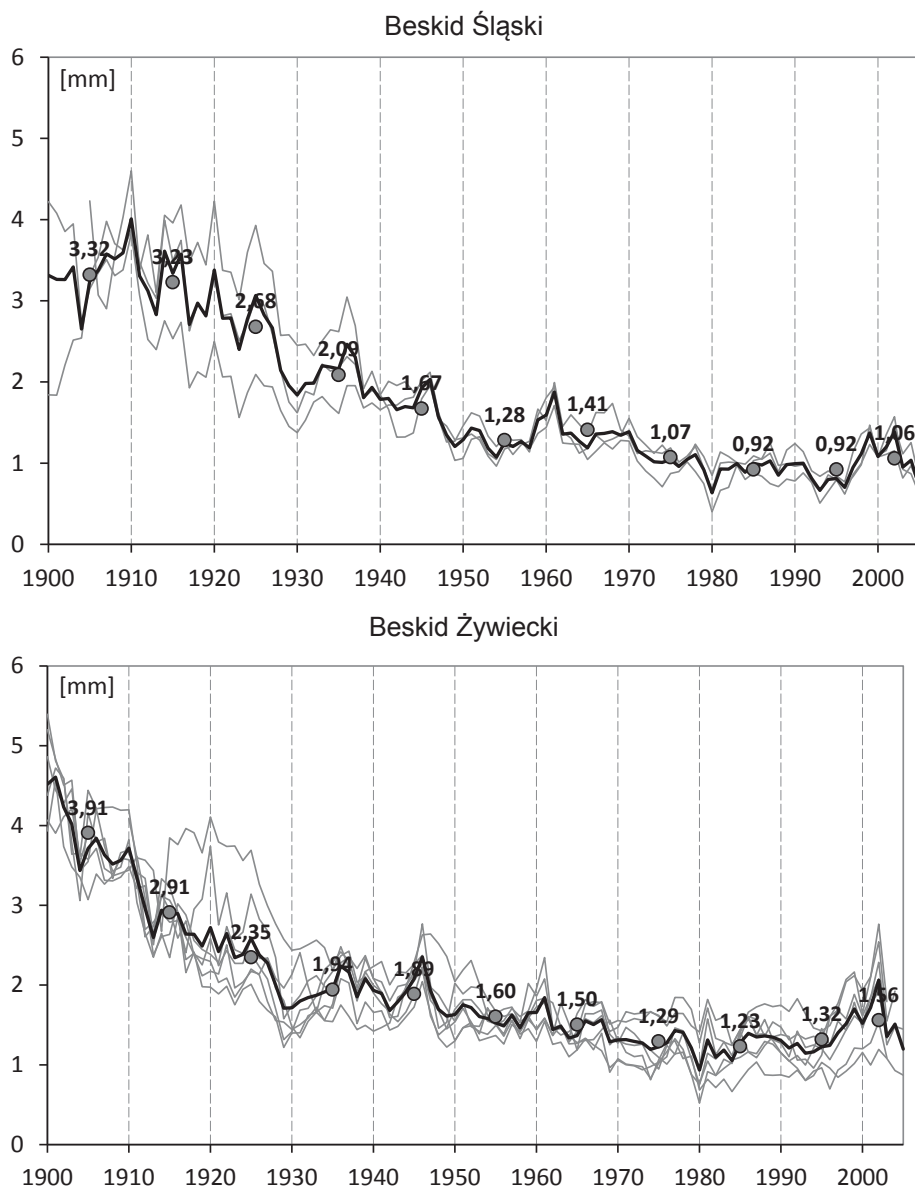
Podstawowe wartości charakteryzujące chronologie rzeczywiste, obliczone na podstawie sekwencji przyrostowych pojedynczych drzew (dendroskal), ukazują nieznaczne różnice pomiędzy poszczególnymi stanowiskami pochodzącymi z Beskidu Śląskiego oraz Beskidu Żywieckiego (Tab. 2). Otrzymane wartości średnie wskazują na nieco większe przyrosty świerków z Beskidu Żywieckiego, nie jest to jednak różnica statystycznie istotna (test t na poziomie istotności $p < 0,05$). Odchylenie standardowe przyrostów rocznych było dla wszystkich stanowisk podobne i zawierało się w granicach 0,80–1,14 mm. Zbliżone wartości występowały również w przypadku autokorelacji I rzędu, stanowiącej miarę siły trendów długookresowych.

Tabela 2 — Table 2

Podstawowe charakterystyki chronologii rzeczywistych stanowisk badawczych
Basic characteristic of raw chronologies for sample plots

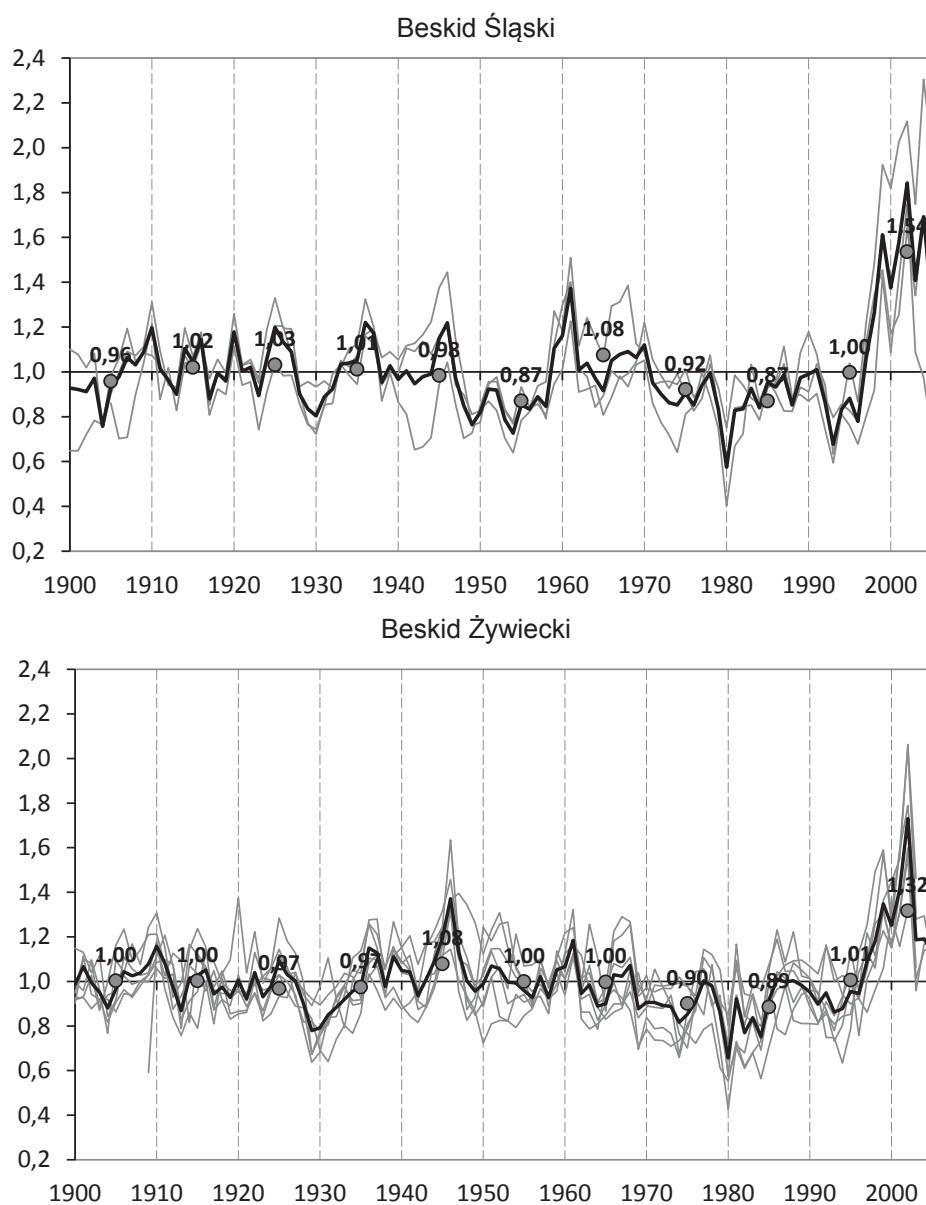
Stanowisko		Liczba drzew	Długość sekwencji [lat]	Średnia [mm]	Odchylenie standardowe	Autokorelacja I rzędu
Beskid Śląski	S1	27	104	1,84	0,893	0,950
	S2	24	104	1,87	0,810	0,949
	S3	28	104	1,87	0,911	0,950
Beskid Żywiecki	Z1	21	106	1,82	0,865	0,948
	Z2	24	106	1,69	0,822	0,939
	Z3	17	101	1,84	1,138	0,952
	Z4	16	106	2,12	0,855	0,926
	Z5	18	105	2,11	0,801	0,927
	Z6	18	104	1,91	0,912	0,958
	Z7	22	97	1,96	0,963	0,939

Wartości chronologii rzeczywistych (Ryc. 2) wykazują trend starczy (wiekowy) trwający do połowy lat 90., objawiający się spadkiem szerokości odkładanych przyrostów wraz z wiekiem. Średnie dekadowe wartości chronologii rzeczywistych świerków z Beskidu Śląskiego maleją w XX w. od wartości 3,32 mm do 0,92 mm. Podobna tendencja występuje u drzew z Beskidu Żywieckiego, przyrosty drzew kształtują się tu jednak na nieco wyższym poziomie i maleją od wartości 3,91 mm do 1,23 mm. Opisany trend spadkowy szerokości przyrostów radialnych zostaje zaburzony pod koniec XX wieku. Od połowy lat 90. obserwuje się wzrost szerokości odkładanych przyrostów radialnych. Proces ten szczególnie wyraźnie uwidacznia się u drzew z terenu Beskidu Żywieckiego, gdzie szerokość odkładanych przyrostów



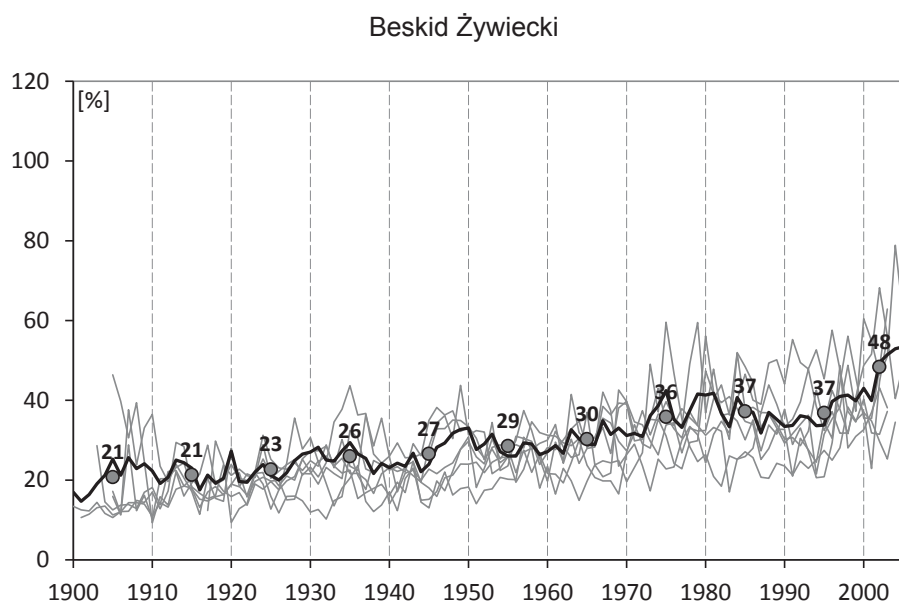
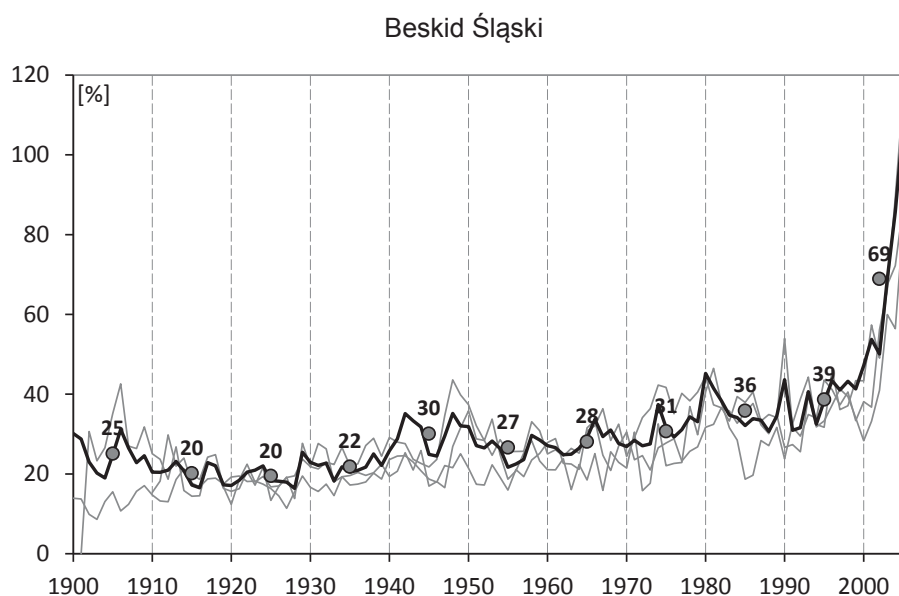
Ryc. 2. Chronologie rzeczywiste dla stanowisk badawczych (szare linie),
chronologia średnia (czarna linia) oraz wartości średnie w dekadach (punkty)

Fig. 2. Raw chronologies of sample plots (grey lines) with a mean chronology (black line)
and average values for decades (points)



Ryc. 3. Chronologie indeksowane dla stanowisk badawczych (szare linie),
chronologia średnia (czarna linia) oraz wartości średnie w dekadach (punkty)

Fig. 3. Indexed chronologies of sample plots (grey lines) with a mean chronology (black line)
and average values for decades (points)



Ryc. 4. Współczynniki zmienności przyrostów dla stanowisk badawczych (szare linie), łącznie dla stanowisk (czarna linia) oraz wartości średnie w dekadach (punkty)

Fig. 4. Coefficients of variation for the radial increment on sample plots (grey lines) with a mean (black line) and average values for decades (points)

wzrosła średnio od wartości 1,23 mm w latach 80. aż do 1,56 mm w początkowych latach XXI wieku.

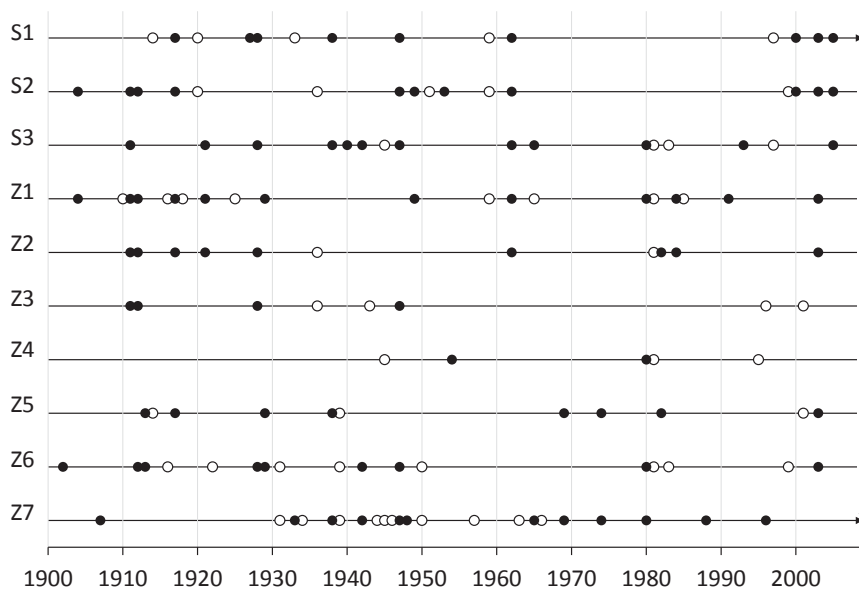
Wykorzystanie procesu indeksacji przy pomocy krzywych, modelujących długookresowe przyrosty radialne pozwoliło zaobserwować względne zmiany przyrostów drzew. W obserwowanej chronologii indeksowej (Ryc. 3) uwidoczniły się znacznie silniej niż w przypadku chronologii rzeczywistych krótkookresowe oraz średniookresowe zmiany przyrostowe badanych świerków.

W początkowych dekadach XX w. średnie wartości chronologii indeksowanych oscylują w granicach jedności na wszystkich stanowiskach. Ten uporządkowany rytm przyrostowy nieznacznie zaburzają jedynie stosunkowo niskie przyrosty drzew z Beskidu Śląskiego w latach 50. Istotne zmiany średniookresowe w przyroście badanych świerków można zaobserwować w latach 70., w których rozpoczyna się 20-letni okres trwałego spadku chronologii indeksowanych poniżej jedności. Spadek ten szczególnie silnie kontrastuje z gwałtownym wzrostem aktywności przyrostowej drzew od połowy lat 90. do roku 2005, gdy na wszystkich stanowiskach badawczych odnotowano średni przyrost drzew, znacznie przekraczający poziom wyznaczony przez dopasowane krzywe modelujące. Wyraźnie większą dynamikę w tym okresie wykazały drzewa z terenu Beskidu Śląskiego, gdzie przyrost drzew był średnio o ponad 50% większy niż wynikający z trendu długookresowego (wartość chronologii indeksowanej równa 1,54).

Dzięki obliczeniu współczynnika zmienności indeksów przyrostów radialnych w każdym roku możliwe staje się określenie względnej jednorodności reakcji przyrostowych drzew na każdym stanowisku badawczym. Współczynnik ten wraz z wiekiem stopniowo wzrastał (Ryc. 4) od około 20% do około 40% w poszczególnych dekadach XX wieku. Tendencja ta jest widoczna zarówno u świerków z Beskidu Śląskiego jak i Żywieckiego, zmienność przyrostów drzew kształtuje się na obu tych obszarach na podobnym poziomie. Stopniowy wzrost współczynnika zmienności w XX wieku został zakłócony w ostatniej dekadzie badań, tj. na początku XXI wieku, jego dynamiczną intensyfikacją. Szczególnie wyraźny wzrost nastąpił u świerków z Beskidu Śląskiego (69%).

Innym wskaźnikiem przyrostowym, pozwalającym pośrednio ocenić zróżnicowanie reakcji przyrostowych drzew, jest liczba i regularność występowania lat wskaźnikowych, obserwowanych na poszczególnych stanowiskach badawczych. Lata wskaźnikowe stanowią ponadto ważne narzędzie pozwalające na tworzenie wzorców przyrostowych, charakterystycznych dla określonych lokalizacji oraz na dokładne datowanie sekwencji przyrostowych pojedynczych drzew.

Na poszczególnych stanowiskach badawczych stwierdzono znaczną nieregularność występowania lat wskaźnikowych (Ryc. 5). Analizując zestawienie sumy lat wskaźnikowych z badanych stanowisk w dekadach (Tab. 3), można zauważyć obniżenie ich liczby w latach 50. oraz prawie zanik w latach 70. Zaobserwowana na różnych stanowiskach zbieżność wzrostu oraz spadku liczby lat wskaźnikowych w tych samych okresach wskazuje na oddziaływanie na drzewa czynnika zewnętrznego o dużym zasięgu.



Ryc. 5. Lata wskaźnikowe, wyznaczone dla stanowisk badawczych z Beskidu Śląskiego (S) oraz Beskidu Żywieckiego (Z); negatywne (czarne punkty) i pozytywne (białe punkty)

Fig. 5. Pointer years determined for sample plots in Silesian Beskid (S) and Żywiec Beskid (Z); negative (black dots) and positive (white dots)

Tabela 3 — Table 3

Sumaryczna liczba lat wskaźnikowych w dekadach dla stanowisk badawczych z Beskidu Śląskiego (S) oraz Beskidu Żywieckiego (Z)

The total number of pointer years in decades for sample plots in Silesian Beskid (S) and Żywiec Beskid (Z)

Stanowisko	Lata										
	1900–1909	1910–1919	1920–1929	1930–1939	1940–1949	1950–1959	1960–1969	1970–1979	1980–1989	1990–1999	2000–2005
S1	0	2	3	2	1	1	1	0	0	1	3
S2	1	3	1	1	2	3	1	0	0	1	3
S3	0	1	2	1	4	0	2	0	3	2	1
Z1	1	6	3	0	1	1	2	0	4	1	1
Z2	0	3	2	1	0	0	1	0	3	0	1
Z3	0	2	1	1	2	0	0	0	0	1	1
Z4	0	0	0	0	1	1	0	0	2	1	0
Z5	0	3	1	2	0	0	1	1	1	0	2
Z6	1	3	3	2	2	1	0	0	3	1	1
Z7	1	0	0	5	6	2	4	1	2	1	0

IV. DYSKUSJA Z WNIOSKAMI

Obliczone wskaźniki przyrostowe ukazują dynamikę zmian przyrostu na grubość świerków z terenu Beskidu Śląskiego i Żywieckiego. Analiza ich zmienności czasowej wskazuje, że oprócz naturalnego trendu starczego, wywierającego wyraźny długofalowy wpływ na rzeczywiste wartości chronologii przyrostów, a także naturalnych, krótkookresowych zmian aktywności przyrostowej drzew, będących wynikiem wpływu warunków meteorologicznych, na badane drzewa w XX w. oddziaływały również czynniki o charakterze średniookresowym. Ich działanie najwyraźniej ukazuje zmienność czasowa chronologii standaryzowanych, otrzymanych w wyniku procesu indeksacji dendroskal rzeczywistych. Po początkowych dekadach XX wieku, w których przyrost drzew kształtował się na stosunkowo stałym poziomie, w drugiej połowie minionego stulecia nastąpiło wyraźne obniżenie aktywności przyrostowej drzew, objawiające się spadkiem szerokości słoików przyrostowych. Równoległe z nim nastąpił wzrost zróżnicowania reakcji przyrostowych świerków. Pod koniec XX wieku, w latach 90., u drzew stwierdzono stosunkowo gwałtowny przyrost szerokości odkładanych przyrostów, wskazujący na rewalizację badanych drzew. Zmiany te mogą mieć charakter regionalny, ponieważ podobny wzorzec reakcji przyrostowych sygnalizowali w Beskidach Wilczyński i inni (2004b), podczas gdy podobnych reakcji nie zaobserwowano w Polsce północno-wschodniej (Koprowski i Zielski 2006), w Tatrach (Savva i in. 2006) ani na terenie Czech (Rybníček i in. 2012). Źródło pozytywnej reakcji przyrostowej, obserwowanej w ostatnich dekadach badań, nie zostało jednoznacznie wyjaśnione. Można przypuszczać, że zjawisko to jest wynikiem synergistycznego oddziaływania szeregu czynników (LeBlanc 1998). Wśród najważniejszych wymienić można wyraźny spadek emisji zanieczyszczeń w ostatnich dekadach (Świątczak 2002), potencjalne uwalnianie składników pokarmowych, dostarczonych wraz z zanieczyszczeniami (efekt quasi-nawożenia), silnie uzależniony od właściwości fizyko-chemicznych roztworu glebowego oraz składu chemicznego samych zanieczyszczeń — Szdziej i in. 2001) oraz spadek konkurencji międzyosobniczej, będący następstwem wydzielania się drzew bardziej wrażliwych na wpływ zanieczyszczeń. Należy mieć również na uwadze fakt, że dendrochronologiczna ocena przyrostu w minionych dekadach przeprowadzana jest na podstawie sekwencji przyrostowych osobników, które obecnie zajmują wysoką pozycję biosocjalną w drzewostanie. Wskazuje to na ich potencjalnie dużą odporność, w porównaniu do drzew, które wydzieliły się już z drzewostanu. Źródła wysokiej aktywności przyrostowej drzew w ostatnich dekadach można również upatrywać w średnio- i długookresowych zmianach klimatycznych, charakteryzujących się wzrostem średniej temperatury i opadów w trakcie zimy i wiosny (Wilczyński i in. 2004a, Socha i Durło 2012), a także w anomalii klimatycznej, polegającej na spadku temperatur w latach 1961–1990 oraz późniejszym jej wzroście, odnotowanej m.in. na obszarze Tatr (Büntgen i in. 2010).

Zarówno dotychczasowe badania świerka z Polski południowej, dotyczące zmian w czasie różnych czynników ekologicznych, wpływających na aktywność przyrostową drzew (Ochał 2000, Krapiec i Szychowska-Krapiec 2003, Wertz, 2012), jak i dostępne informacje o zmianie poziomu emisji zanieczyszczeń przemysłowych, pozwalają przypuszczać, że czynnik ten miał kluczowe znaczenie w obserwowanej zmienności przyrostów świerków z Beskidu Śląskiego i Żywieckiego. Największą rolę w całkowitej ilości odprowadzanych do atmosfery zanieczyszczeń w całym XX wieku odgrywały źródła zlokalizowane na terenie województwa śląskiego (wcześniej katowickiego), na którego terenie znajdują się badane obszary Beskidów.

W świetle szeregu prac badawczych ukazujących, że imisje przemysłowe oddziałują na drzewa, zakłócając ich rytm przyrostowy, wynikający z wpływu układu warunków meteorologicznych (Fritts 1976, Kairukstis i in. 1987, Feliksik i Wilczyński 2003, Wilczyński i in. 2004a), interesujące wydają się być uzyskane przez Pärn'a i Mandre'a (2011) wyniki badań przedstawiające nieznaczny wpływ emisji zanieczyszczeń pyłowych na przyrosty radialne świerka. Obserwowany wzrost współczynników zmienności przyrostów radialnych w latach 70. i 80. wydaje się potwierdzać wpływ imisji na zaburzenie procesu przyrostowego drzewostanów świerkowych z obszaru Beskidu Śląskiego i Żywieckiego. W badaniach, opisujących zmiany przyrostów drzewostanów poddanych wpływowi imisji, często również odnaleźć można wzorzec przyrostowy, charakteryzujący się nagłym, średniookresowym spadkiem wielkości przyrostu drzew w czasie wzrostu presji zanieczyszczeń przemysłowych oraz rewitalizacją, która następuje kilka dekad później (Bronisz i in. 2010, Ochał 2000, Muzika i in. 2002, Krapiec i Szychowska-Krapiec 2003, Elling i in. 2009, Wertz, 2012). Podobny wzorzec wystąpił również u świerków z badanego obszaru, przy czym nieco silniejsza reakcja dotyczy drzew z terenu Beskidu Śląskiego, usytuowanego w bliższym sąsiedztwie silnie uprzemysłowionego regionu Śląska. Wniosek ten potwierdza również wyraźny spadek liczby lat wskaźnikowych w badanych drzewostanach w okresie wysokich emisji zanieczyszczeń przemysłowych 70., podczas gdy spadku takiego nie zaobserwowano w drzewostanach świerkowych z terenu Czech (Čejková i Kolář 2009, Rybníček i in. 2012).

PODZIĘKOWANIA

Badania wykonano w ramach projektu nr N N309 066939 finansowanego przez Narodowe Centrum Nauki.

LITERATURA

- Bronisz A., Bijak S., Bronisz K. 2010. *Dendroklimatologiczna charakterystyka jodły pospolitej (Abies alba Mill.) na terenie Gór Świętokrzyskich*. Sylwan 154, 7: 463–470.
- Bruchwald A., Dmyterko E. 2010. *Lasy Beskidu Śląskiego i Żywieckiego — zagrożenia, nadzieja*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.

- Büntgen U., Frank D., Trouet V., Esper J. 2010. *Diverse climate sensitivity of Mediterranean tree-ring width and density*. *Trees - Struct. Funct.* 24: 261–273.
- Čejková A., Kolář T. 2009. *Extreme radial growth reaction of Norway Spruce along an altitudinal gradient in the Šumava Mountains*. *Geochronometria* 33: 41–47.
- Cook E.R., Holmes R.L. 1986. *Useres manual for computer program ARSTAN*. [w]: Holmes R.L., Adams R.K., Fritts H.C. (red.), *Tree-ring chronologies of western North America: California, eastern Oregon and northern Great Basin*. *Chronology Ser. 6*. Univ. of Arizona: 50–65.
- Elling W., Dittmar C., Pfaffelmoser K., Rotzer T. 2009. *Dendroecological assessment of the complex causes of decline and recovery of the growth of silver fir (Abies alba Mill.) in Southern Germany*. *For. Ecol. Manage.* 257: 1175–1187.
- Feliksik E., Wilczyński S. 2002. *Variability of tree-ring sizes of the Norway spruce (Picea abies (L.) Karst) growing at different altitudes*. *Folia Forestalia Polonica, Series A- Forestry*. 44: 87–96.
- Feliksik E., Wilczyński S. 2003. *Tree-rings as indicators of environmental change*. *Electron. J. Pol. Agric. Univ. Ser. For.*, vol. 6, issue 2.
- Fritts H.C. 1976. *Tree ring and Climate*. Academic Press, London, New York, San Francisco.
- Greszta J., Gruszka A., Kowalkowska M. 2002. *Wpływ imisji na ekosystem*. Wydawnictwo Naukowe „Śląsk”, Katowice.
- Holmes R.L. 1994. *Dendrochronology program library users manual*. University of Arizona, Tucson.
- Jaworski A. 1995. *Charakterystyka hodowlana drzew leśnych*. Gutenberg. Kraków.
- Kairiukstis L., Grigaliunas J., Skuodienė L., Stravinskiene V. 1987. *Physiological and dendrochronological indications of forest decline and their application for monitoring*. [w]: Kairiukstis L., Nilsson S., Straszak A. (red.), *Forest Decline and Reproduction: Regional and Global Consequences*. *Proceedings of the Workshop held in Krakow, Poland, 23–27 March 1987*. IASA: 151–167.
- Kliczkowska A., Bruchwald A. 2000. *Kształtowanie się bonitacji drzewostanów świerkowych na terenach górskich*. *Sylwan* 144, 9: 5–15.
- Koprowski M., Zielski A. 2006. *Dendrochronology of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) from two range centres in lowland Poland*. *Trees* 20, 383–390.
- Krapiec M., Szychowska-Krapiec E. 2003. *Wpływ antropopresji na drzewostany Ojcowskiego Parku Narodowego w świetle analizy dendrochronologicznej*. [w]: Lach J. (red.), *Dynamika zmian środowiska geograficznego pod wpływem antropopresji*. ISBN 83-916241-2-9: 200–210.
- Kulej M., Socha J. 2008. *Effect of provenance on the volume increment of grand fir (Abies grandis Lindl.) under mountain conditions of Poland*. *J. For. Sci.* 54, 1: 1–8.
- LeBlanc D.C. 1998. *Interactive effects of acidic deposition, drought, and insect attack on oak populations in the Midwestern United States*. *Can. J. For. Res.* 28: 1184–1197.
- Maciaszek W., Gruba P., Januszek K., Lasota J., Wanic T., Zwydak M. 2000. *Degradacja i regeneracja gleb pod wpływem gospodarki leśnej na terenie Żywiecczyny*. Wydawnictwo AR, Kraków.
- Muter E., Bednarz B. 2003. *Klimatyczne uwarunkowania przyrostu na grubość świerka (Picea abies (L.) H. Karst.) z regionu Parku Narodowego Ormtjernkampen w Norwegii*. *Sylwan* 147, 3: 47–56.
- Muzika R.-M., Guyette R., Zielonka T., Liebhold A. 2002. *The Influence of Air Pollution on Tree Growth in the Carpathian Mountains*. [w]: *Effects of Air Pollution on Forest Health and Biodiversity in Forest of the Carpathian Mountains*. Szaro R.C. (red.). IOS Press. Amsterdam. 185–194.
- Ochał W., 1998. *Rozkład przyrostu grubości na przekroju poprzecznym drzewa w górskich drzewostanach świerkowych*. *Sylwan* 142, 11: 69–86.
- Ochał W., 2000. *Struktura i dynamika przyrostu grubości drzew w drzewostanach świerkowych masywu Skrzyczne*. *Sylwan* 144, 1: 75–85.
- Pärn H., Mandre M. 2011. *Dendrochronological analysis of the growth and growth–climate relationships of conifers in the region of alkaline dust deposition*. *For. Ecol. Manage.* 262: 88–94.
- Romanya J., Vallejo V.R. 2004. *Productivity of Pinus radiata plantations in Spain in response to climate and soil*. *For. Ecol. Manage.* 195: 177–189.
- Rybníček M., Čermák P., Kolář T., Žid T. 2012. *Growth responses of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) to the climate in the south-eastern part of the Českomoravská Upland (Czech Republic)*. *Geochronometria* 39: 149–157.

- Savva Y., Oleksyn J., Reich P.B., Tjoelker M.G., Vaganov E. a., Modrzynski J. 2006. *Interannual growth response of Norway spruce to climate along an altitudinal gradient in the Tatra Mountains, Poland*. *Trees* 20: 735–746.
- Schweingruber F.H., Eckstein D., Serre-Bachet F., Bräker O. 1990. *Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology*. *Dendrochronologia* 8: 9–38.
- Socha J. 2008. *Effect of topography and geology on the site index of Picea abies in the West Carpathian, Poland*. *Scand. J. For. Res.* 23: 203–213.
- Socha J. 2009. *Wpływ cech biometrycznych drzewostanu oraz wybranych czynników środowiskowych na kształtowanie się bieżącego przyrostu mierzchości górskich drzewostanów świerkowych*. *Sylwan* 153, 5: 323–331.
- Socha J., Durło G. 2012. *How will climate change impact biomass increment by Norway spruce stands in Western Beskids*. *Folia For. Pol.*, 54 (2): 94–108.
- Szdzuj J., Godzik S., Staszewski T., Kubiesa P., 2001. *Concentration of air pollutants and their effects on Norway spruce (Picea abies L.) in Brenna — the Beskidy Mountains*. [w]: Siwecki R. (red.). *Biological Reactions of Trees of Industrial Pollution*. Poznań-Kórnik, Instytut Dendrologii. 207–215.
- Świątczak B. 2002. *Zmienność zanieczyszczenia powietrza w Polsce na tle zmniejszania emisji zanieczyszczeń do atmosfery w okresie zmian gospodarczych państwa*. *Przegląd Geofizyczny*. Zeszyt 1–2: 27–43.
- Wertz, B. 2012. *Dendrochronologiczna ocena wpływu emisji przemysłowych na główne gatunki drzew iglastych z Wyżyny Kieleckiej*. *Sylwan* 156, 5: 379–390.
- Wilczyński S., Durło G., Feliksik E., 2004a. *Trends of air temperature and precipitation in the meteorological station of Kopciowa in the Beskid Sądecki Mountains (southern Poland) during 1971–2000*. *The Beskids Bulletin*, 17: 17–22.
- Wilczyński S., Feliksik E. 2004. *The dendrochronological monitoring of the Western Beskid Mountains (southern Poland) on the basis of radial increments of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.)*. *Electron. J. Pol. Agric. Univ. Ser. For.*, vol. 7, issue 2.
- Wilczyński S., Feliksik E., Wertz B. 2004b. *Diversification of climatic requirements of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) in the upper forest zone*. *Electron. J. Pol. Agric. Univ. Ser. For.*, vol. 7, issue 1.

Summary

Bogdan Wertz, Jarosław Socha, Stanisław Grabczyński, Paulina Szydłowska,
Wojciech Ochał, Marek Maj

Dendrochronological characteristics of radial increments of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) from the Silesian and Żywiec Beskids

The paper describes evaluation of spruce radial growth variability, based on of synchronized individual increment sequences (dendroscales). The empirical material were increment samples from 215 trees, growing on ten research plots in the Silesian and Żywiec Beskids. For each plot in each year the average raw and indexed chronology, as well as the coefficient of variation of incremental indexes were calculated. In addition, an analysis of the occurrence of pointer years was performed.

Raw average chronologies showed no real significant differences between the sample plots (Tab. 2). The age-trend was visible, resulting in decrease of the width of radial increment with age (Fig. 2). This trend was disrupted in the nineties, when there was noted an increase in the width of the radial increment. Medium-term incremental trends, highlighted especially in the indexed chronologies (Fig. 3), showed that in the early decades of the twentieth century all the average values of the indexed chronologies fluctuated within unity. Significant medium-term changes of spruce radial growth has occurred in the 70's, when a twenty-year period of sustained decline of the values of indexed chronologies has began. In this period it was also found an increase of the coefficient of variation for incremental indexes (Fig. 4). The analysis of the occurrence of the pointer years on researched plots allowed to conclude a reduction in their quantity in the 50's

and almost extinction in the 70's (Tab. 3). Those changes strongly contrasted with the change in the incremental activity of the trees, lasting from middle 90's to 2005, when the radial increment of spruces increased while the heterogeneity of its reactions remained on the very high level.

The observed medium-term changes of the analyzed incremental indices has lead to conclusion that in the second half of the twentieth century a certain external factor influenced the growth of tested spruces. Both the obtained results and the existing studies provide a basis for an assumption that this factor was mainly air pollution.

*Department of Biometry and Forest Productivity
University of Agriculture in Krakow*

NADZIEMNA BIOMASA DRZEW W MŁODYCH DRZEWOSTANACH OLSZY CZARNEJ (*ALNUS GLUTINOSA* (L.) GAERTN.)

Wojciech Ochał

Katedra Biometrii i Produkcyjności Lasu
Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
al. 29-Listopada 46
PL 31-425 Kraków
rlochal@cyf-kr.edu.pl

ABSTRACT

W. Ochał 2013. *The above-ground biomass of trees in young black alder (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) stands.* Acta Agr. Silv. ser. Silv. 51: 75–89.

The aim of this study was to specify the above-ground biomass structure of black alder as well as to assess the influence of habitat conditions on biomass size and on allometric relation between biomass and breast height diameter. The empirical material consisted of 67 sample trees in age from 6 to 20 years selected from 17 stands growing on two types of forest habitat. The average share of stem wood in aboveground biomass of trees was 61.04%, branches 18.89%, bark and leaves 11.31% and 8.76% respectively. The fact that the examined stands constituted habitat type did not substantially influence either the biomass size or the relation between biomass and breast height diameter.

KEY WORDS: *Alnus glutinosa*, Black alder, aboveground biomass, dry weight

SŁOWA KLUCZOWE: *Alnus glutinosa*, olsza czarna, nadziemna biomasa, sucha masa

I. WSTĘP

W ostatnich kilku dekadach obserwuje się intensywny wzrost zainteresowania biomasa ekosystemów leśnych. Do głównych powodów tego trendu należy zaliczyć wzrost znaczenia odnawialnych źródeł energii w ograniczaniu kryzysu paliwowo-energetycznego (Parde 1980, Bartoszewicz-Burczy 2012), a także potrzeby nauki w zakresie badania: produktywności ekosystemów, tempa przepływu energii i obiegu materii w ekosystemach oraz udziału i znaczenia obszarów leśnych w globalnym cyklu węgla (Parresol 1999). Rosnące w wielu krajach wykorzystanie biomasy na cele energetyczne spowodowało większe zainteresowanie zasobami biomasy drzewostanów najmłodszych klas wieku (Telenius 1999). W najbliższym czasie znaczenie tych drzewostanów będzie rosło także ze względu na zmiany struktury użytkowania gruntów, polegające na zalesianiu obszarów rolnych o najniższej produktywności (Polna 2012), oraz z racji potencjalnie dużych możliwości sekwestracji węgla w tych drze-

wostanach. Według danych zawartych w „Raporcie o stanie lasów w Polsce” (DGLP 2013) od 1995 r. powierzchnia leśna kraju wzrosła o 408 tys. ha, a potencjał zalesieniowy Polski wynosi nadal około 2 mln ha. Obserwowany proces zwiększania lesistości kraju wiąże się ze zmianami składu gatunkowego. Od 1945 r. do dziś udział gatunków liściastych wzrósł z 13% do 23,2%. Drzewostany olszowe zajmują ponad 5% powierzchni w lasach państwowych i blisko 8% w lasach prywatnych (DGLP 2013). Potencjał produkcyjny siedlisk leśnych wskazuje na możliwość dalszego zwiększania udziału gatunków liściastych. Należy przypuszczać, że udział olszy czarnej w przyszłych uprawach i zadrzewieniach powstałych w drodze sukcesji wtórnej będzie wynosił co najmniej tyle, ile obecnie.

Wiedza o zasobach biomasy drzewostanów najmłodszych klas wieku jest niewystarczająca. Wynika to z dotychczasowego niewielkiego gospodarczego znaczenia tej kategorii drzewostanów oraz związanego z tym braku metod oraz tablic i wzorów służących do szacowania biomasy młodych drzew (Blujdea i in. 2012). Nieliczne opracowania dotyczące biomasy olszy czarnej (Hughes 1971, Vares 2000, Ruiz-Peinado i in. 2012) oraz prace poświęcone miąższości pni tego gatunku (Lockov 1995, Dudzińska i Bruchwald 2003a, 2003b, 2003c) nie wyczerpują zagadnienia. W ostatnim okresie pojawiło się wiele nowych opracowań poświęconych metodom określania biomasy młodych drzew różnych gatunków (Johansson 2000, Ilvesniemi i Liu 2001, Bjarnadottir i in. 2007, Pajtik i in. 2008, Marková i Pokorný 2011, Blujdea i in. 2012, Bijak i in. 2013). Prezentowane w nich wyniki i metody szacowania biomasy mają zazwyczaj charakter lokalny, a wykorzystanie ich w innych obiektach obarczone jest ryzykiem wystąpienia błędów systematycznych (Muukkonen 2007, Somogyi i in. 2007, Ochał i in. 2013b). Wynika to z szeregu czynników kształtujących wielkość i strukturę biomasy pojedynczych drzew, do których to czynników zaliczyć należy: uwarunkowania genetyczne (Socha i Kulej 2005, Kilpeläinen i in. 2010), fazę rozwoju drzewostanu (Peichl i Arain 2007), konkurencję i zajmowaną przez drzewo pozycję socjalną (Vanninen i Mäkelä 2000, Ochał i in. 2013a), warunki siedliskowe (Kantola i Mäkelä 2005) oraz rodzaj i intensywność zabiegów hodowlanych (Eriksson 2006, Hegazy i in. 2008). Poznanie czynników decydujących o strukturze i wielkości biomasy pojedynczych drzew, a także wpływających na allometryczne zależności między biomasą i podstawowymi wymiarami drzew, jest koniecznym etapem poprzedzającym budowę modeli umożliwiających szacowanie biomasy drzewostanów.

Celem pracy jest przedstawienie wielkości i struktury nadziemnej biomasy pojedynczych drzew w młodych drzewostanach olszy czarnej oraz ocena wpływu warunków siedliskowych na wielkość biomasy i zależność allometryczną między biomasą i pierśnicą drzew.

II. MATERIAŁ I METODYKA

Materiał badawczy zebrany został w 17 drzewostanach olszowych w wieku od 8 do 20 lat rosnących na terenie Nadleśnictwa Niepołomice (tab. 1). Wy-

Tabela 1 – Table 1

Podstawowe cechy wybranych do badań drzewostanów olszy czarnej
Main characteristics of black alder stands

Typ siedliskowy lasu Habitat type	Drzewostan Stand	Wiek [lat] Age [year]	Przeciętna pierśnica [cm] Quadratic mean diameter [cm]	Przeciętna wysokość [m] Lorey's mean height [m]	Powierzchnia przekroju [m ² ·ha ⁻¹] Basal area [m ² ·ha ⁻¹]	Liczba drzew [ha ⁻¹] Number of stems [ha ⁻¹]
Ols (Ol) Typical alder swamp forest	NI-171d	11	6,8	9,1	12,6	3440
	NI-171f	8	4,8	6,6	7,7	4280
	NI-253m	9	4,6	6,2	5,5	3300
	NI-275d	14	7,6	9,4	12,8	2840
	NI-249j	18	9,4	11,3	16,6	2383
	NI-250i	15	9,7	11,4	16,9	2300
	NI-250j	11	6,7	7,6	8,9	2500
Bór mieszany wilgotny (BMw) Moist mixed coniferous forest	NI-181c	9	5,3	7,6	9,7	4360
	NI-183d	9	5,2	7,0	6,8	3220
	NI-234c	8	4,5	6,4	6,6	4220
	NI-282g	12	7,7	9,0	12,9	2780
	NI-183h	19	11,5	11,7	12,6	1217
	NI-194d	20	10,5	12,6	12,5	1433
	NI-233g	15	10,4	10,8	12,0	1417
	NI-258a	15	10,9	12,3	14,7	1583
	NI-258l	15	9,5	12,2	15,7	2233
	NI-260c	20	13,2	14,9	17,0	1250

brane do badań drzewostany występowały na dwóch typach siedliskowych lasu, dziesięć na borze mieszanym wilgotnym (BMw), pozostałych siedem na siedlisku olsu (Ol). W drzewostanach w wieku do 10 lat zakładano 5 powierzchni próbnych o wielkości 0,01 ha, natomiast w starszych 3 o wielkości 0,02 ha. Proporcja drzewostanów Ia i Ib klasy wieku była zbliżona na obu analizowanych siedliskach, w związku z czym wpływ niejednorodności materiału na wyniki porównań został ograniczony do minimum. Na powierzchniach zmierzono pierśnice i wysokości wszystkich drzew. Grubości zmierzono w dwóch prostopadłych kierunkach z dokładnością do 0,1 cm, wysokość

zmierzone wysokościomierzem Vertex IV z dokładnością odczytu wynoszącą 0,1 m.

Ocenę wielkości i struktury nadziemnej biomasy olszy wykonano na próbie złożonej z 67 drzew. Z każdej powierzchni próbnej wybrano i ścięto jedno drzewo położone najbliżej jej środka. Przeciętne wymiary drzew próbnych zestawiono w tabeli 2. Bezpośrednio po ścięciu drzew zmierzono ich pierśnicę oraz długość pnia. Następnie drzewa rozdzielono na frakcję pnia, gałęzi i liści. Świeżą masę wyróżnionych frakcji określono za pomocą elektronicznej wagi hakowej o dokładności odczytu 0,02 kg. Przed ważeniem pień podzielono na 10 równych sekcji, a gałęzie pocięto i związano w pakiet.

Tabela 2 — Table 2

Średnie i zakresy wybranych cech dendrometrycznych drzew próbnych
Means and ranges of selected features of sample trees

Typ siedliskowy lasu Habitat type	Liczba drzew próbnych Number of sample trees	Wiek [lat] Age [year]	Pierśnica [cm] Breast height diameter [cm]	Wysokość [m] Height [m]	Mięższność strzały [m ³] Volume of stem [m ³]
Ol Typical alder swamp forest	29	11,8 (7–19)	7,1 (3,8–12,5)	8,6 (5,5–13,1)	0,0234 (0,0050–0,0706)
BMw Moist mixed co-niferous forest	38	13,2 (6–20)	8,5 (2,8–14,0)	9,9 (4,2–17,5)	0,0395 (0,0021–0,1430)

Z wyróżnionych frakcji pobrano próbki, na których podstawie określono suchą masę. Ze środka każdej sekcji pnia wycięto fragment o długości 10 cm, z frakcji gałęzi wycięto pakiet o długości około 30–35 cm, a z frakcji liści pobrano próbkę o masie 300 g. Próbki oznaczono i zapakowano w foliowe worki chroniące przed wysuszeniem. Po przewiezieniu do laboratorium próbki zważono w stanie świeżym na stacjonarnej wadze o dokładności odczytu 0,02 g. Próbkę pnia przed zważeniem rozdzielono na frakcję kory i drewna. Następnie wszystkie próbki suszono w temperaturze 105°C w suszarce laboratoryjnej SUP–100W. Za suchą masę przyjęto taką, która w kolejnych ważeniach kontrolnych nie ulegała zmianie. Wążenia kontrolne wykonywano w odstępach 8–12 godz.

Świeżą masę drewna i kory pnia obliczono, mnożąc świeżą masę pnia określoną w terenie przez udział drewna i kory stwierdzony w próbkach pobranych z pni drzew.

Suchą biomasę poszczególnych frakcji (drewna, kory, gałęzi i liści) obliczono, mnożąc świeżą masę tych frakcji przez stosunek suchej i świeżej masy określonej na podstawie próbek:

$$B_i = B_{sw_i} \cdot \frac{msu_i}{msw_i} \quad (1)$$

gdzie:

B_i — sucha biomasa i -tej frakcji [kg],

B_{sw_i} — świeża biomasa i -tej frakcji [kg],

msu_i — sucha masa próbki pobranej z i -tej frakcji [g],

msw_i — świeża masa próbki pobranej z i -tej frakcji [g].

Całkowitą suchą biomasę drzewa obliczono, sumując suchą masę wszystkich wyróżnionych frakcji, tj. drewna pnia, kory pnia, gałęzi i liści. Następnie obliczono udział poszczególnych komponentów w całkowitej nadziemnej biomasie drzewa:

$$U_i = \frac{B_i}{B_{AB}} \cdot 100 \quad (2)$$

U_i — udział i -tej frakcji [%],

B_i — sucha biomasa i -tej frakcji drzewa [kg],

B_{AB} — całkowita nadziemna sucha biomasa drzewa [kg].

Przeciętne wartości biomasy analizowanych komponentów u drzew rosnących na dwóch siedliskach porównano przy użyciu jednoczynnikowej analizy kowariancji, w której za zmienną towarzyszącą przyjęto wiek drzewa. Masy komponentów poddano transformacji logarytmicznej w celu spełnienia założeń analizy kowariancji. Ogólny model kowariancji przyjął następującą postać:

$$y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta(x_{ij} - \bar{x}) + \varepsilon_{ij} \quad (3)$$

gdzie:

y_{ij} — logarytm biomasy drzewa lub komponentu dla j -tej obserwacji w i -tej grupie wyróżnionej na podstawie typu siedliskowego lasu,

μ — ogólna średnia zlogarytmowanych wartości biomasy w populacji,

α_i — wpływ i -tego poziomu czynnika (efekt związany z siedliskowym typem lasu),

β — efekt oddziaływania zmiennej towarzyszącej (wpływ wieku),

x_{ij} — wartość zmiennej towarzyszącej (wiek) dla j -tej obserwacji w i -tej grupie wyróżnionej na podstawie typu siedliskowego lasu,

$\bar{x}$ — wartość średnia zmiennej towarzyszącej wiek,

ε_{ij} — składnik losowy.

Ocenę wpływu siedliska na wybrane allometryczne zależności olszy przeprowadzono za pomocą analizy regresji wielorakiej. Zależność biomasy drzewa lub komponentu od pierśnicy przedstawia równanie allometryczne powstałe na bazie funkcji potęgowej (Tausch 1981, Parresol 1999):

$$B = a \cdot D^b \quad (4)$$

które po transformacji logarytmicznej przyjmuje postać liniową:

$$\ln(B) = \ln(a) + b \cdot \ln(D) \quad (5)$$

Na bazie formy liniowej zbudowano model zakładający modyfikujący wpływ siedliskowego typu lasu na zależność między biomasa i pierśnicą drzew:

$$\ln(B) = b_0 + b_1 \cdot \ln(D) + b_2 \cdot TSL \quad (6)$$

gdzie:

B — biomasa drzewa lub komponentu,

D — pierśnica drzewa,

TSL — zmienna sztuczna przyjmująca wartość 1 dla drzew rosnących na siedlisku olsu i 0 dla drzew wzrastających na borze mieszanym wilgotnym,

b_0, b_1, b_2 — współczynniki równania.

Ostatecznie model (6) wykorzystano do oszacowania biomasy nadziemnych komponentów drzew w analizowanych drzewostanach olszy. Przed zastosowaniem modelu przekształcono go do postaci umożliwiającej oszacowanie biomasy w jednostkach wagowych. Ponowna transformacja do postaci nielogarytmowanej prowadzi do uzyskania obciążonych oszacowań biomasy i wymusza zastosowanie poprawki korekcyjnej CF zgodnie z wzorem (Baskerville 1972):

$$\hat{B} = \exp(b_0 + b_1 \cdot \ln(D) + b_2 \cdot TSL + CF) \quad (7)$$

$$CF = \frac{SEE^2}{2} \quad (8)$$

gdzie:

$\hat{B}$ — biomasa wyrażona w jednostkach wagowych [kg],

CF — współczynnik korekcyjny,

SEE — błąd standardowy estymacji modelu poddanego transformacji.

Analizy statystyczne wykonano w programie Statistica 10 (StatSoft Inc. 2011)

III. WYNIKI BADAŃ

W analizowanej próbie średnia sucha masa pojedynczego drzewa wynosiła $13,49 \pm 2,06$ kg na siedlisku olsu i $21,34 \pm 2,76$ kg na siedlisku boru mieszanego wilgotnego (tab. 3). W przypadku pojedynczych drzew zakres obserwowanych wartości wahał się od 3,20 kg do 40,03 kg oraz od 1,84 kg do 65,35 kg odpowiednio dla drzew z siedliska olsu i boru mieszanego wilgotnego. Przeciętna biomasa drzewa z siedliska olsu składała się z $8,62 \pm 1,45$ kg drewna pnia, $1,52 \pm 0,23$ kg kory pnia, $2,36 \pm 0,32$ kg gałęzi i $0,99 \pm 0,10$ kg liści, natomiast drzewa z siedliska boru z $14,23 \pm 2,01$ kg drewna, $2,41 \pm 0,31$ kg kory, $3,35 \pm 0,37$ kg gałęzi i $1,35 \pm 0,14$ kg liści. Wielkość biomasy analizowanych komponentów była bardzo zróżnicowana pomiędzy poszczególnymi drzewami, o czym świadczą przedstawione w tabeli 3 zakresy wartości oraz

Tabela 3 – Table 3

Sucha biomasa nadziemnych komponentów drzew olszy czarnej
Dry biomass of aboveground components of black alder trees

Frakcja Component	Średnia ± błąd standardowy [kg] Mean ± standard error [kg]	Minimum [kg] Minimum [kg]	Maksimum [kg] Maximum [kg]	Odchylenie standardowe [kg] Standard deviation [kg]	Współczynnik zmienności [%] Coefficient of variation [%]
Ols (Ol) — Typical alder swamp forest					
Liście Leaves	0,99 ± 0,10	0,34	2,31	0,55	55,14
Gałęzie Branches	2,36 ± 0,32	0,52	6,52	1,72	72,88
Drewno pnia Stem wood	8,62 ± 1,45	1,62	27,28	7,80	90,50
Kora pnia Stem bark	1,52 ± 0,23	0,36	4,21	1,25	82,07
Drzewo Total tree	13,49 ± 2,06	3,20	40,03	11,12	82,42
Bór mieszany wilgotny (BMw) — Moist mixed coniferous forest					
Liście Leaves	1,35 ± 0,14	0,28	2,88	0,85	63,12
Gałęzie Branches	3,35 ± 0,37	0,42	7,80	2,29	68,42
Drewno pnia Stem wood	14,23 ± 2,01	0,68	49,30	12,39	87,11
Kora pnia Stem bark	2,41 ± 0,31	0,18	6,93	1,94	80,41
Drzewo Total tree	21,34 ± 2,76	1,84	65,35	17,00	79,66

względna zmienność wyrażona współczynnikiem zmienności, który przyjmował wartości z zakresu od 55,14% do 90,50%.

Obserwowane różnice w wielkości przeciętnej biomasy pomiędzy dwoma typami siedliskowymi zweryfikowano, stosując jednoczynnikową analizę kowariancji. Zastosowanie analizy kowariancji pozwoliło na wyeliminowanie wpływu wieku drzew, który nieznacznie różnił się między siedliskami (tab. 2), i w efekcie na bezpośrednie porównanie oddziaływania dwóch uwzględnionych

w badaniach typów siedliskowych lasu na wielkość biomasy. Wyniki przeprowadzonych testów nie potwierdziły istotnego wpływu siedliskowego typu lasu na wielkość biomasy któregośkolwiek z analizowanych komponentów drzewa (tab. 4).

Tabela 4 — Table 4

Wyniki analizy kowariancji — ocena wpływu typu siedliskowego lasu na przeciętną biomasę nadziemnych komponentów olszy czarnej

The results of the analysis of covariance — assessment of the impact of forest habitat types on average above-ground biomass of black alder components

Frakcja Component	Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody Degrees of freedom	Średni kwadrat Mean square	Statystyka F Statistics F	Poziom prawdopodo- bieństwa Level of probability
Liście Leaves	Wyraz wolny	15,899	1	15,899	91,729	0,000 ^{*)}
	Wiek — Age	16,739	1	16,739	96,572	0,000 ^{*)}
	TSL ^{*)}	0,026	1	0,026	0,148	0,701
	Błąd — Error	11,093	64	0,173		
Gałęzie Branches	Wyraz wolny	9,154	1	9,154	43,773	0,000 ^{*)}
	Wiek — Age	27,370	1	27,370	130,875	0,000 ^{*)}
	TSL ^{*)}	0,106	1	0,106	0,505	0,480
	Błąd — Error	13,384	64	0,209		
Drewno pnia Stem wood	Wyraz wolny	3,805	1	3,805	16,306	0,000 ^{*)}
	Wiek — Age	53,755	1	53,755	230,345	0,000 ^{*)}
	TSL ^{*)}	0,098	1	0,098	0,419	0,520
	Błąd — Error	14,935	64	0,233		
Kora Stem bark	Wyraz wolny	30,927	1	30,927	164,013	0,000 ^{*)}
	Wiek — Age	43,835	1	43,835	232,466	0,000 ^{*)}
	TSL ^{*)}	0,069	1	0,069	0,366	0,547
	Błąd — Error	12,068	64	0,189		
Drzewo Total tree	Wyraz wolny	0,003	1	0,003	0,016	0,900
	Wiek — Age	43,269	1	43,269	232,166	0,000 ^{*)}
	TSL ^{*)}	0,087	1	0,087	0,469	0,496
	Błąd — Error	11,928	64	0,186		

^{*)} istotny na poziomie $\alpha = 0,05$ — significant at the 0.05 significance level

^{*)} TSL — typ siedliskowy lasu — Habitat type

Ze względu na stwierdzony brak różnic w wielkości biomasy u drzew rosnących na siedliskach olsu i boru mieszanego wilgotnego analizę udziału biomasy poszczególnych komponentów przeprowadzono wspólnie dla wszyst-

kich drzew próbnych, a wyniki przedstawiono w tabeli 5. W nadziemnej biomase olszy dominującym komponentem jest drewno pnia. Jego przeciętny udział wynosił $61,04 \pm 1,01\%$. Drugą pozycję zajmuje frakcja gałęzi, której udział wynosi $18,89 \pm 0,72\%$. Kolejne pozycje zajmują frakcja kory o udziale $11,31 \pm 0,18\%$ i frakcja liści z udziałem $8,76 \pm 0,45\%$. Zmienność udziału w porównaniu do zmienności biomasy komponentów jest niewielka. Najmniejszą zmienność stwierdzono w przypadku udziałów biomasy drewna i kory, odpowiednio 13,55% i 12,81% (tab. 5). Zmienność udziału biomasy gałęzi i liści jest wyższa i wynosi 31,08% i 42,23%.

Tabela 5 — Table 5

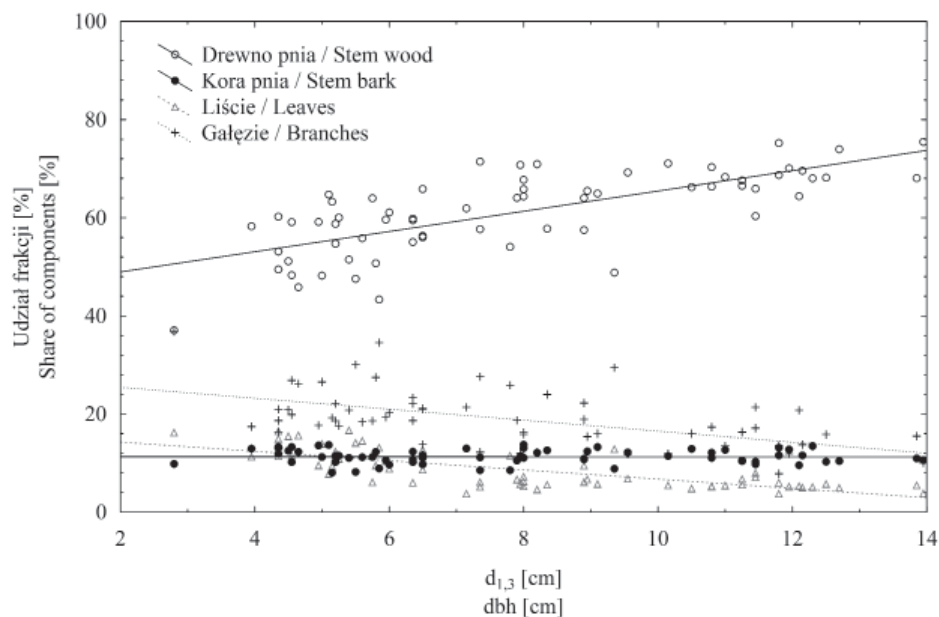
Udział komponentów drzewa w całkowitej nadziemnej biomase

The share of components in the total tree aboveground biomass

Frakcja Component	Średnia $\pm$ błąd standardowy Mean $\pm$ standard error	Minimum Minimum	Maksimum Maximum	Odchylenie standardowe Standard deviation	Współczynnik zmienności Coefficient of variability
Drewno pnia Stem wood	$61,04 \pm 1,01$	37,09	75,44	8,27	13,55
Kora pnia Stem bark	$11,31 \pm 0,18$	8,07	13,77	1,45	12,81
Gałęzie Branches	$18,89 \pm 0,72$	7,81	36,81	5,87	31,08
Liście Leaves	$8,76 \pm 0,45$	3,78	16,72	3,70	42,23

Zależność udziału biomasy poszczególnych komponentów od pierśnicy przedstawiono na rycinie 1. Wraz ze wzrostem pierśnicy w zakresie od 2 cm do 14 cm obserwuje się wzrost udziału biomasy drewna od około 48% do 73%. Towarzyszy mu jednocześnie spadek udziału biomasy gałęzi od około 25% do 12% oraz liści od około 15% do 4%. Udział kory nie zależy od pierśnicy i wynosi przeciętnie nieco ponad 11%.

Zależność biomasy od pierśnicy drzewa i typu siedliskowego lasu opisano równaniem (6). Statystyczną ocenę dobroci dopasowania modelu oraz wartości oszacowanych współczynników przedstawiono w tabeli 6. Przyjęty model wyjaśnia 81,6% i 85,9% zmienności biomasy liści i gałęzi. W przypadku kory udział wyjaśnionej wariancji wyniósł 97,3%, a zmienność biomasy drewna pnia oraz całego drzewa wyjaśniona została w 98,2%. W analizowanym modelu biomasa zależała wyłącznie od pierśnicy drzewa. Typ siedliskowy lasu w żadnym z analizowanych przypadków nie modyfikował allometrycznej zależności między biomasa i pierśnicą drzew (tab. 6).



Ryc. 1. Udział wyróżnionych komponentów biomasy w zależności od pierśnicy drzewa

Fig. 1. Share of biomass components depending on the tree diameter at breast height

Tabela 6 — Table 6

Statystyczna ocena modelu (6) i współczynników regresji
Statistical evaluation of model (6) and regression coefficients

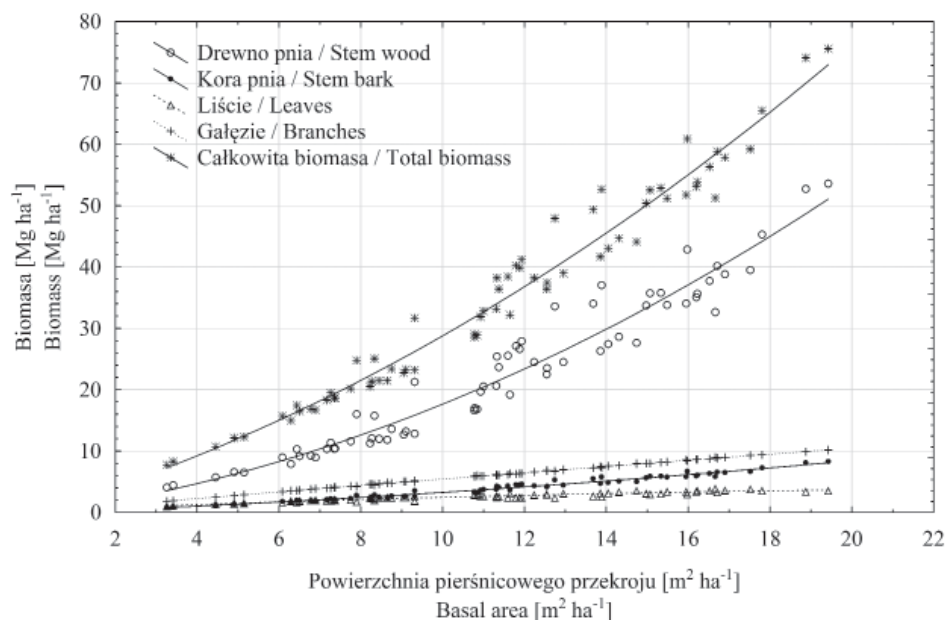
Frakcja Component	b_0	b_1	b_2	R^2_{adj}	SSE
Liście Leaves	-3,15403 ⁾	1,56510 ⁾	0,02573	0,816	0,282
Gałęzie Branches	-3,08102 ⁾	1,94122 ⁾	-0,00648	0,859	0,300
Drewno pnia Stem wood	-3,38529 ⁾	2,69511 ⁾	0,02275	0,982	0,141
Kora pnia Stem bark	-4,52402 ⁾	2,42107 ⁾	0,02349	0,973	0,153
Drzewo Total tree	-2,32459 ⁾	2,41666 ⁾	0,01643	0,982	0,124

R^2_{adj} — skorygowany współczynnik determinacji — adjusted coefficient of determination

SSE — błąd standardowy estymacji — standard error of estimation

⁾ istotny na poziomie $\alpha = 0,05$ — significant at the 0.05 significance level

Wykorzystując wzór (7) i pomiary pierśnic wykonane na powierzchniach próbnych, obliczono suchą biomasę drzewostanów przypadającą na jednostkę powierzchni. Na powierzchniach próbnych całkowita nadziemna sucha biomasa wahała się od $7,75 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do $75,57 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Obserwowany zakres wartości dla suchej masy drewna wynosił od $4,06 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do $53,61 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, kory od $0,87 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do $8,28 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, liści od $1,01 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do $3,86 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ i gałęzi od $1,82 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ do $10,17 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Na rycinie 2 przedstawiono zależność biomasy poszczególnych komponentów od pierśnicowego pola przekroju drzewostanu.



Ryc. 2. Biomasa drzewostanów olszy czarnej w zależności od powierzchni pierśnicowego przekroju drzewostanu

Fig. 2. Alder stands biomass depending on the basal area

IV. DYSKUSJA WYNIKÓW

Materiał wykorzystany w pracy zebrany został na dwóch typach siedliskowych lasu charakteryzujących się podobnym wysokim stopniem uwilgotnienia oraz różną żyznością. Hipotezę badawczą zakładającą istotny wpływ siedliska na wielkość biomasy drzew zweryfikowano za pomocą analizy kowariancji umożliwiającą wyeliminowanie wpływu dodatkowych czynników, takich jak np. wiek. Wynik analizy wskazujący na brak wpływu siedliska na wielkość biomasy jest zaskakujący, ponieważ żyzność siedliska jest głównym czynnikiem determinującym przeciętne wymiary, a tym samym i biomasę drzew. Bogdan

i in. (2009), analizując wyniki doświadczenia proveniencyjnego, w którym te same pochodzenia olszy czarnej wzrastały na dwóch powierzchniach badawczych, stwierdził istotny wpływ lokalizacji na produkcję biomasy. Wpływ siedliska na wielkość biomasy liści oraz gęstość pni zaobserwowany został także przez Johanssona (2007) w 12-letnich plantacjach brzozy. Badania Vanninen i in. (1996) wskazują, że pomimo różnic w wielkości biomasy spowodowanej żyznością siedlisk ogólny wzorzec rozmieszczenia biomasy mierzony względem udziałem komponentów pozostaje niezmienny. Udział biomasy pnia stwierdzony przez Johanssona (2000) w plantacjach olszy czarnej w wieku od 4 do 36 wynosił 73%, co praktycznie nie odbiega od wartości stwierdzonej na podstawie analizowanego materiału (72,35%). Johansson (2000) podaje jednak nieco mniejszy udział gałęzi (15%) i nieco większy liści (12%) w porównaniu do wartości przedstawionych w niniejszym opracowaniu. Różnice wynikają prawdopodobnie z nieco innej struktury wiekowej analizowanych przez Johanssona (2000) drzew oraz kilkukrotnie większego zagęszczenia drzewostanów, które może istotnie modyfikować wielkość biomasy koron drzew (Naidu i in. 1998, Vanninen i Mäkelä 2000), a także ze względu na odmienne warunki klimatyczne wynikające z lokalizacji geograficznej.

Podstawowym problemem badawczym przy opracowywaniu metod szacowania biomasy jest poszukiwanie czynników siedliskowych wpływających na relacje allometryczne wykorzystywane we wzorach empirycznych służących do określania biomasy (Muukkonen 2007, Shaiek i in. 2011). Harding i Grigal (1986) stwierdzili istotny wpływ bonitacji na zależność między biomasą i pierśnicą, w wyniku czego opracowali oddzielne równania allometryczne dla klas bonitacji. Vanninen i Mäkelä (1999) oraz Helmisaari i in. (2007) stwierdzili mniejszy stosunek biomasy liści do korzeni u drzew z siedlisk uboższych. Wpływ żyzności siedliska na proporcje niektórych komponentów biomasy drzew sygnalizował także Vanninen i in. (1996). W przeciwieństwie do przedstawionych powyżej przykładów Socha i Wężyk (2007) w pracy poświęconej metodom szacowania biomasy igliwia sosny zwyczajnej nie stwierdzili wpływu żyzności i wilgotności siedliska na allometryczne zależności pomiędzy biomasą i pierśnicą drzew. Uzyskane w niniejszej pracy wyniki wskazują na identyczną zależność między biomasą analizowanych komponentów i pierśnicą drzew na siedlisku olsu i boru mieszanego wilgotnego. Brak modyfikującego wpływu siedliska pozwala na opracowanie pojedynczego wzoru allometrycznego, który będzie można wykorzystać na obu analizowanych siedliskach.

Całkowita sucha biomasa w drzewostanach olszowych w wieku od 7 do 18 lat w Szwecji wynosiła od $35,1 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ do $77,3 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Johansson 1999, 2000). Podobne wartości $29,6 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (12 lat) i $87,2 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (18 lat) zaobserwował także Mitchell i in. (1981 za Johansson 1999) w drzewostanach Szkocji. Obserwowane w przedstawionej pracy zasoby suchej biomasy wynoszące od $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ do $75 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ nie odbiegają od wielkości stwierdzonych w innych opracowaniach.

V. WNIOSKI

- Zmienność całkowitej nadziemnej biomasy oraz jej komponentów: liści, gałęzi, drewna pnia, kory pnia w drzewostanach olszowych I klasy wieku jest bardzo duża, współczynnik zmienności tych cech przyjmuje wartości z zakresu od 55% do 90%.
- W strukturze nadziemnej biomasy drzew dominuje drewno pnia (61,04%), kolejne pozycje zajmują frakcje gałęzi (18,89%), kory (11,31 %) i liści (8,76%).
- Udział biomasy drewna rośnie wraz ze wzrostem pierśnicy drzew, gałęzi i liści natomiast maleje. Udział biomasy kory nie zależy od grubości drzew.
- Zarówno wielkość całkowitej nadziemnej biomasy, jak i poszczególnych komponentów jest identyczna u drzew rosnących na olsie i borze mieszanym wilgotnym.
- Zależność między masą nadziemnych komponentów i pierśnicą drzew nie różni się istotnie między siedliskami olsu i boru mieszanego wilgotnego. Brak modyfikującego wpływu siedliska pozwala na budowę jednego, wspólnego dla obu typów siedliskowych równania służącego do określania biomasy.

PODZIĘKOWANIA

Praca finansowana ze środków na naukę w latach 2010–2012 jako projekt N N309 160638.

LITERATURA

- Bartoszewicz-Burczy H. 2012. *Potencjał i energetyczne wykorzystanie biomasy w krajach Europy Środkowej*. Energetyka 65, 12: 860–866.
- Baskerville G.L. 1972. *Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass*. Can. J. For. Res. 2, 1: 49–53.
- Bijak S., Zasada M., Bronisz A., Bronisz K., Czajkowski M., Ludwisiak Ł., Tomusiak R., Wojtan R. 2013. *Estimating coarse roots biomass in young silver birch stands on post-agricultural lands in central Poland*. Silva Fenn. 47, 2: 1–14.
- Bjarnadottir B., Inghammar A.C., Brinker M.M., Sigurdsson B.D. 2007. *Single tree biomass and volume functions for young Siberian larch trees (Larix sibirica) in eastern Iceland*. Icel. Agric. Sci. 20: 125–135.
- Blujdea V.N.B., Pilli R., Dutca I., Ciuvăţ L., Abrudan I.V. 2012. *Allometric biomass equations for young broadleaved trees in plantations in Romania*. For. Ecol. Manage. 264: 172–184.
- Bogdan S., Sporcic M., Seletković A., Ivanković M. 2009. *Biomass Production of Common Alder (Alnus glutinosa/L./Gaertn.) in Pure Plantations and Mixed Plantations with Willow Clones (Salix sp.) in Croatia*. Croat. J. For. Eng. 30, 2: 99–112.
- DGLP 2013. *Raport o stanie lasów w Polsce 2012*. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Dudzińska M., Bruchwald A. 2003a. *Wzory empiryczne pierśnicowych liczb kształtu drewna użytkowego dla olszy czarnej (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.)*. Sylwan 147, 7: 3–6.
- Dudzińska M., Bruchwald A. 2003b. *Wzory empiryczne pierśnicowej liczby kształtu strzały w korze i grubizny drzewa dla drzewostanów olszy czarnej (Alnus glutinosa L.)*. Sylwan 147, 5: 36–41.

- Dudzińska M., Bruchwald A. 2003c. Wzory empiryczne i tablice miąższości grubizny drzewa dla olszy czarnej (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Sylwan 147, 6: 69–78.
- Eriksson E. 2006. Thinning operations and their impact on biomass production in stands of Norway spruce and Scots pine. Biomass and Bioenergy 30, 10: 848–854.
- Harding R.B., Grigal D.F. 1986. Notes: Site Quality Influences on Biomass Estimates for White Spruce Plantations. For. Sci. 32, 2: 443–446.
- Hegazy S.S., Aref I.M., Al-Mefarrej H., El-Juhany L.I. 2008. Effect of spacing on the biomass production and allocation in *Conocarpus erectus* L. trees grown in Riyadh, Saudi Arabia. Saudi J. Biol. Sci. 15, 2: 315–322.
- Helmisaari H.S., Derome J., Nöjd P., Kukkola M. 2007. Fine root biomass in relation to site and stand characteristics in Norway spruce and Scots pine stands. Tree Physiol. 27, 10: 1493–1504.
- Hughes M.K. 1971. Tree Biocontent, Net Production and Litter Fall in a Deciduous Woodland. Oikos 22, 1: 62–73.
- Ivesniemi H., Liu C. 2001. Biomass distribution in a young Scots pine stand. Boreal Environ. Res. 6, 1: 3–8.
- Johansson T. 1999. Dry matter amounts and increment in 21- to 91-year-old common alder and grey alder and some practical implications. Can. J. For. Res. 29, 11: 1679–1690.
- Johansson T. 2000. Biomass equations for determining fractions of common and grey alders growing on abandoned farmland and some practical implications. Biomass and Bioenergy 18, 2: 147–159.
- Johansson T. 2007. Biomass production and allometric above- and below-ground relations for young birch stands planted at four spacings on abandoned farmland. Forestry 80, 1: 41–52.
- Kantola A., Mäkelä A. 2005. Development of biomass proportions in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). Trees 20, 1: 111–121.
- Kilpeläinen A., Routa J., Peltola H., Gerendiaín A.Z., Pulkkinen P., Kellomäki S. 2010. Effects of genetic entry and competition on above ground biomass production of Norway spruce grown in southern Finland. For. Ecol. Manage. 259, 12: 2327–2332.
- Lockov K.W. 1995. Neue Volumen- und Formzahltafeln für Roterle (*Alnus glutinosa* [L.] Gaertn.). Beträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 29, 4: 145–150.
- Marková I., Pokorný R. 2011. Allometric relationships for the estimation of dry mass of aboveground organs in young highland Norway Spruce stand. Acta Univ. Silv. Mendelianae Brunensis 28, 6: 217–224.
- Muukkonen P. 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. Eur. J. For. Res. 126, 2: 157–166.
- Naidu S.L., Delucia E.H., Thomas R.B. 1998. Contrasting patterns of biomass allocation in dominate and suppressed loblolly pine. Can. J. For. Res. 28, 8: 1116–1124.
- Ochał W., Grabczyński S., Orzeł S., Wertz B., Socha J. 2013a. Alokacja nadziemnej biomasy u sosen zajmujących różne pozycje biosocjalne w drzewostanie. Sylwan 157, 10: 737–746.
- Ochał W., Socha J., Grabczyński S. 2013b. Ocena dokładności wzorów empirycznych służących do określania biomasy nadziemnych komponentów drzew olszy czarnej (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.). Ms. KBiPL, UR Kraków.
- Pajtík J., Konôpka B., Lukac M. 2008. Biomass functions and expansion factors in young Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst) trees. For. Ecol. Manage. 256, 5: 1096–1103.
- Parde J. 1980. Forest biomass. For. Abstr. 41, 8: 343–362.
- Parresol B.R. 1999. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. For. Sci. 45, 4: 573–593.
- Peichl M., Arain M.A. 2007. Allometry and partitioning of above- and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. For. Ecol. Manage. 253, 1–3: 68–80.
- Polna M. 2012. Zalesienia gruntów rolnych na obszarach wiejskich wschodniego pogranicza Polski. J. Agribus. Rural Dev. 4, 26: 91–102.
- Ruiz-Peinado R., Montero G., del Río M. 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. Forest Systems 21, 1: 42–52.
- Shaiek O., Loustau D., Trichet P., Meredieu C., Bachtobji B., Garchi S., Aouni M.H. 2011. Generalized biomass equations for the main aboveground biomass components of maritime pine across contrasting environments. Ann. For. Sci. 68, 3: 443–452.
- Socha J., Kulej M. 2005. Provenance-dependent variability of *Abies grandis* stem form under mountain conditions of Beskid Sądecki (southern Poland). Can. J. For. Res. 35, 11: 2539–2552.

- Socha J., Wężyk P. 2007. *Allometric equations for estimating the foliage biomass of Scots pine*. Eur. J. For. Res. 126, 2: 263–270.
- Somogyi Z., Cienciala E., Mäkipää R., Muukkonen P., Lehtonen A., Weiss P. 2007. *Indirect methods of large-scale forest biomass estimation*. Eur. J. For. Res. 126, 2: 197–207.
- StatSoft Inc. 2011. *STATISTICA (data analysis software system)*, version 10.
- Tausch R.J. 1981. *Comparison of regression methods for biomass estimation of sagebrush and bunchgrass*. Great Basian Naturalist 49, 3: 373–380.
- Telenius B. 1999. *Stand growth of deciduous pioneer tree species on fertile agricultural land in southern Sweden*. Biomass and Bioenergy 16: 13–23.
- Vanninen P., Mäkelä A. 1999. *Fine root biomass of Scots pine stands differing in age and soil fertility in southern Finland*. Tree Physiol. 19, 12: 823–830.
- Vanninen P., Mäkelä A. 2000. *Needle and stem wood production in Scots pine (Pinus sylvestris) trees of different age, size and competitive status*. Tree Physiol. 20, 8: 527–533.
- Vanninen P., Ylitalo H., Sievänen R., Mäkelä A. 1996. *Effects of age and site quality on the distribution of biomass in Scots pine (Pinus sylvestris L.)*. Trees 10, 4: 231–238.
- Vares A. 2000. *Biomass, nitrogen and phosphorus allocation in above-ground parts of Black alder (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) plantations*. Baltic Forestry 6, 1: 47–52.

Summary

W. Ochał

The above-ground biomass of trees in young black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) stands

The aim of this study was to specify the above-ground biomass structure of black alder as well as to assess the influence of habitat conditions on biomass size and on allometric relation between biomass and breast height diameter. The research was conducted in 17 black alder stands of age class I (Tab. 1) where 67 sample trees had been chosen and cut down (Tab. 2). The components subject to evaluation were dry mass as well as stem wood, stem bark, branches and leaves. The influence of habitat type on the size of biomass in particular components was assessed based on the analysis of one-way covariance results, where the covariate was tree age (formula 3, Tab. 4). The influence on the relation between biomass and breast height diameter, on the other hand, was estimated based on the analysis of multiple regression (formula 6, Tab. 6). Mean biomass and the observed ranges of values for all analyzed components have been presented in Table 3. A dominant component of above-ground black alder biomass is stem wood (61.04%), followed by branches (18.89%), bark (11.31 %) and leaves (8.76%) (Tab.5, Fig. 1). The fact that the examined stands constituted habitat type did not substantially influence either the biomass size or the relation between biomass and breast height diameter.

Department of Biometry and Forest Productivity
University of Agriculture in Krakow

WPŁYW NARTOSTRAD STACJI NARCIARSKIEJ JAWORZYNA KRYNICKA S.A. NA OTACZAJĄCY DRZEWOSTAN

Stanisław Małek
Michał Wacławek

Katedra Ekologii Lasu
Wydział Leśny
al. 29 Listopada 46
PL 31-425 Kraków
rlmalek@cyf-kr.edu.pl

Marek KroczeK
Tadeusz Wieczorek

Zespół Parków Krajobrazowych
Województwa Małopolskiego
ul. Vetulaniego 1
PL 31-227 Kraków
m.kroczeK@zpkwm.pl
t.wieczorek@zpkwm.pl

ABSTRACT

S. Małek, M. KroczeK, T. Wieczorek, M. Wacławek 2013. *The effect of the Jaworzyna Krynicka S.A. ski trails on ambient forest stands*. Acta Agr. Silv. ser. Silv. 51: 91–101.

Jaworzyna Mountain forests of the law have granted protected status as a spa forests and forests in protected zones around the spas, as well as protective forests intakes and sources of water. In addition, forests are located in the Natura 2000 site "Popradzka refuge" and the Poprad Landscape Park. As part of the 24 sample plots laid out. The aim of the study is to determine the effect of runs No. I, II and IV of the ski station Jaworzyna Krynicka SA of the surrounding stand. Performed on them, inter alia, assess damage to trees, an assessment of the X-rays of trees, an assessment of the damage to the tree canopy deciduous beech mainly by Roloff classification It was noticed a significant: change in the number of trees in the areas of research; changes in the species composition; large variation in the abundance of forest stands; increase in X-ray conifer crowns; an increase in damage to the crowns of beech in all areas of research; — inventoried damage is primarily shallow wounds and abrasion bark — wounds on trees can also be a place of infection fungal pathogens; Edges of slopes and point taken for the gondola should be reforested as soon as possible to create a forest edge.

KEY WORDS: Jaworzyna Krynica, stands, skiing, damage, fragmentation, forest edge

SŁOWA KLUCZOWE: Jaworzyna Krynicka, drzewostany, trasy narciarskie, uszkodzenia, fragmentacja, ściana lasu

I. WSTĘP

Zakres oddziaływania inwestycji rekreacyjno-sportowych na środowisko przyrodnicze jest szeroki i obejmuje między innymi zniszczenie istniejącej szaty roślinnej. Dokonuje się ono zarówno w czasie realizacji inwestycji, jak i w trak-

cie jej eksploatacji. W głównej mierze polega ono na wycinaniu lasu pod narciarskie trasy zjazdowe. Największe zniszczenie lasów następuje podczas tworzenia narciarskich trasach zjazdowych, powodując tzw. fragmentację obszaru leśnego, zmieniając stosunki ekologiczne granicy lasu i jego wnętrza w bezpośrednim sąsiedztwie nartostrady. Wzmożone nasłonecznienie oraz silniejsze wiatry, wciskające się z przecinek będących tunelami wietrznymi do wnętrza lasu, już w krótkim czasie powodują zmiany fitocenotyczne w istniejących zespołach roślinnych. Na gatunkach o gładkiej korze, takich jak buk czy jodła często obserwowane są przypadki występowania zgorzeli słonecznej (Kostuch 1996, Wieczorek i Krocze 2000, Małek i in. 2008).

Budowa nartostrad oraz ich eksploatacja wpływają na ekosystem leśny w sposób bezpośredni i pośredni. Szkody bezpośrednie sprowadzają się do mechanicznych uszkodzeń roślinności lub gleby. Na etapie budowy nartostrad szkody powstają przede wszystkim w trakcie ścinki i zrywki drewna oraz na skutek prac ziemnych wykonywanych przez ciężki sprzęt mechaniczny (koparki, spycharki, samochody ciężarowe). W trakcie eksploatacji nartostrad obserwowane uszkodzenia powodowane są głównie przez urządzenia do zagęszczania śniegu (ratraki). Konsekwencją tego oddziaływania jest zamieranie uszkodzanych drzew i niszczenie brzegu drzewostanu potęgujące tym samym ww. zjawiska (Skawiński 1993, Skawiński i Krzan 1996, Guzik i in. 2002, Małek i in. 2008).

Lasy Jaworzyny Krynickiej rosną na urodzajnych siedliskach: lasu mieszanego górskiego (LMG) i lasu górskiego (LG). Na badanym terenie siedliska LMG znajdują się w głównej mierze powyżej wysokości 950 m n.p.m. w części północno-zachodniej oraz w partiach przyszczytowych. Na terenie badań buk stanowił 45,5% zapasu drzewostanów. Oprócz buka drzewostany tworzą również świerk, jodła oraz sosna. Rolę gatunków domieszkowych pełnią tu modrzew, brzoza i olsza szara, a pojedynczo występują także jesion i jawor. Na podstawie danych pochodzących z operatu urządzeniowego na badanym obszarze wyróżniono 11 kategorii składu gatunkowego: jednogatunkowe buczyny, jednogatunkowe świerczyny, jednogatunkowe jedliny, jednogatunkowe sośniny, jednogatunkowe brzeziny, jednogatunkowe bory modrzewiowe, wielogatunkowe buczyny, wielogatunkowe świerczyny, wielogatunkowe jedliny, wielogatunkowe sośniny, buczyno-jedliny, buczyno-świerczyny, sośnino-świerczyny, świerczyno-buczyny. Skład gatunkowy drzewostanów znajdujących się na badanym obszarze jedynie w 30% jest zgodny z gospodarczym typem drzewostanu dla danego siedliska, w 38% jest częściowo zgodny, a w 32% niezgodny z GTD (Plan Urządzania Lasu 2007, Przybylska 1993).

W latach 1976–1977 zbiorowiska roślinne znajdujące się na terenie Leśnego Zakładu Doświadczalnego zostały poddane inwentaryzacji. Na większej części badanego terenu stwierdzono występowanie zbiorowisk roślinnych z zespołu żyznej buczyny karpackiej (*Dentario glandulosae-Fagetum*). W części południowej i wschodniej dużą powierzchnię porastały drzewostany przedplonowe na siedliskach żyznych jedlin i buczyn. W wyższych położeniach znajdujących się powyżej 1000 m n.p.m. znaczny obszar zajmowały młodniki świerkowe

na halach, a w partiach przyszczytowych mieściły się zbiorowiska ubogich łąk (*Hieracio Nardetum*). W części wschodniej, będącej w najniższym położeniu, stwierdzono zbiorowisko nadrzecznej olszyny górskiej (*Alnetum incanae*) oraz eutroficznych młak (*Valeriano-Caricetum flavae*) (Róžański i in. 1987, Matuszkiewicz 2005).

Lasy porastające Jaworzynę Krynicką mają prawnie przyznany status ochronny jako lasy uzdrowiskowe oraz lasy w strefach ochronnych wokół sanatoriów, a także jako lasy ochronne ujęć i źródeł wody. Na części obszaru, administracyjnie przynależnego do miasta Krynicy, mają oprócz wyżej wymienionych dodatkową kategorię — lasów ochronnych w miastach (Plan Urządzania Lasu 2007).

Celem prowadzonych badań było określenie wpływu nartostrad nr I, II i IV stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka S.A. na otaczający drzewostan.

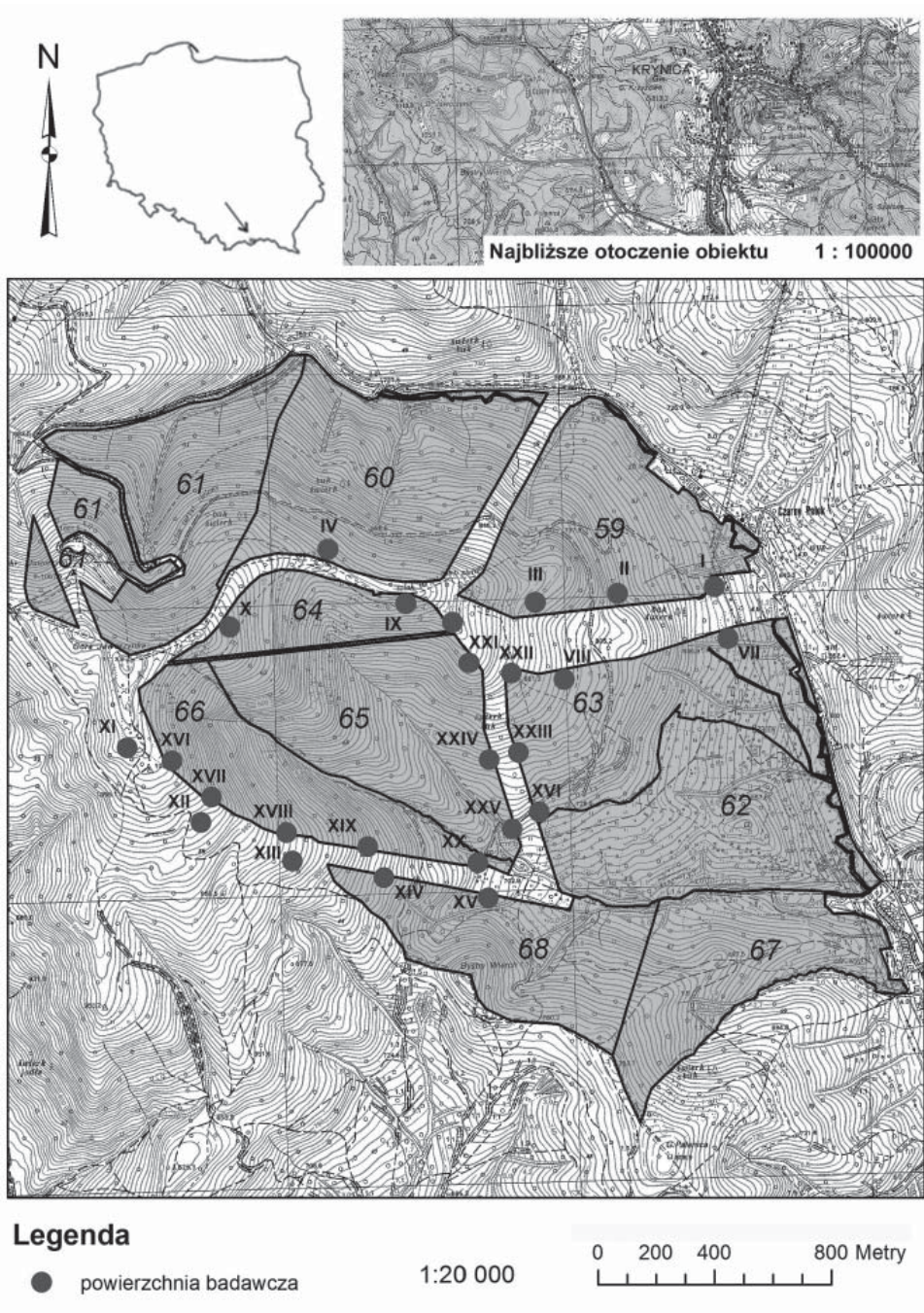
W niniejszym opracowaniu wykorzystano sprawozdania z ocen wpływu nartostrady na otaczający drzewostan, przygotowywane przez autorów dla Kolei Gondolowej Jaworzyna Krynicka S.A., oraz wyniki pracy magisterskiej przygotowanej w Katedrze Ekologii Lasu, Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie.

II. TEREN BADAŃ I METODYKA

Wpływ nartostrad nr I, II i IV stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka S.A. na otaczający drzewostan określono z wykorzystaniem 24 powierzchni badawczych. Powierzchnie badawcze wzdłuż nartostrad założono w tym samym czasie, kiedy oddawano je do eksploatacji: nr I w 1999 roku (Wieczorek i Kroczyk 2000), nr II w 2003 roku (Małek 2003), a nr IV w 2005 roku (Małek 2005). Badania na powierzchniach monitoringowych odbywały się na przełomie sierpnia i września w latach 1999, 2002, 2003, 2004, 2005, 2009 i 2010 (Wacławek 2010). Powierzchnie o wymiarach 40 × 40 m znajdują się wzdłuż nartostrad nr I, II i IV, po obydwu ich stronach, i ułożone są mniej więcej co 100 m n.p.m. w charakterystycznych drzewostanach (Ryc. 1).

W ramach prac terenowych wykonano:

- określenie współrzędnych położenia drzewa;
- pomiar pierśnicy ($d_{1,3}$) każdego drzewa na wysokości 1,30 m od góry stoku;
- pomiar wysokości każdego drzewa;
- ocenę uszkodzenia pni drzew: ocena strony uszkodzenia pnia drzewa (A — od strony nartostrady, B — od góry stoku, C — od wnętrza drzewostanu, D — od dołu stoku), ocenę rodzaju uszkodzenia (uszkodzenia kory, objawy chorobowe, złomy, posusze);
- ocenę stopnia prześwietlenia koron wszystkich drzew iglastych wg ICP Forest Manual (1998);
- ocenę stopnia uszkodzenia koron drzew liściastych, głównie buka, według klasyfikacji Roloffa (1985a, b).



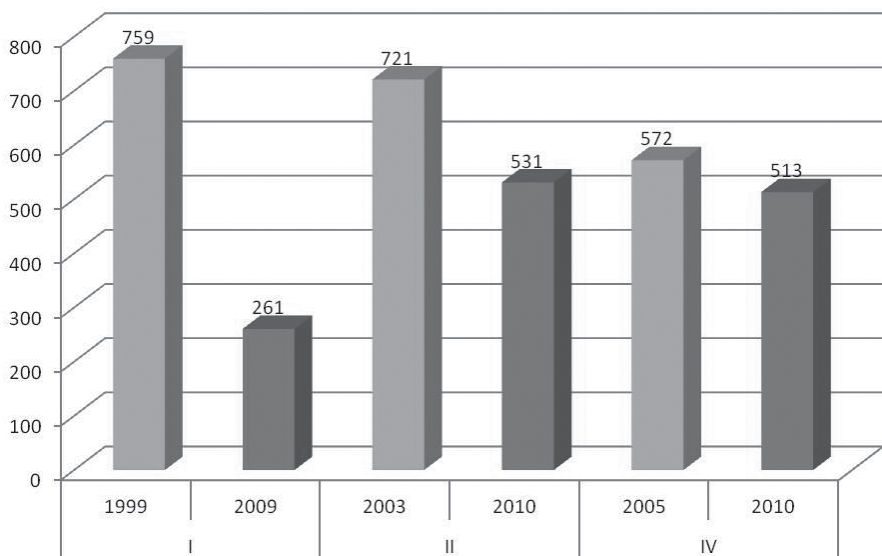
Ryc. 1. Położenie obiektu badań

Fig 1. Location of study

III. WYNIKI BADAŃ

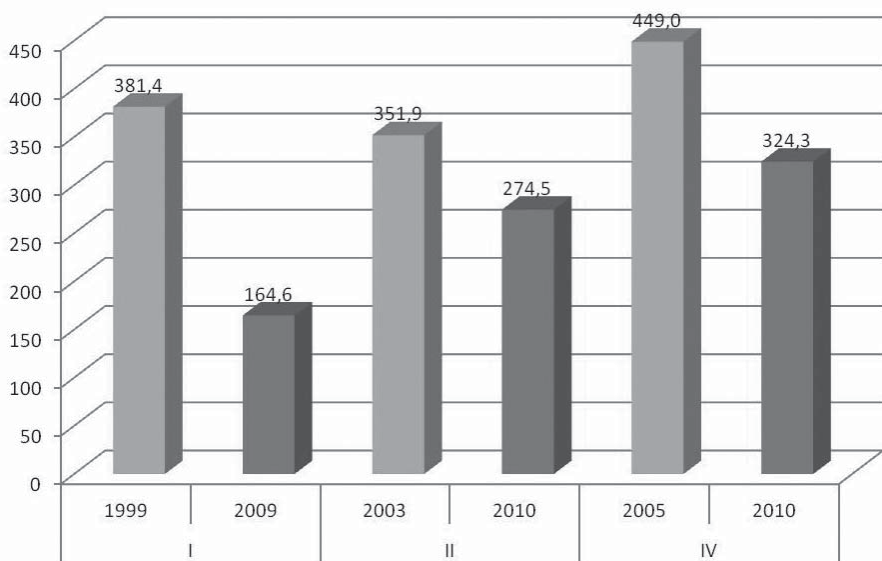
Przedstawione wyniki stanowią zestawienie średnich wartości ze wszystkich powierzchni badawczych znajdujących się wzdłuż nartostrad nr I, II i IV. Na wszystkich powierzchniach w trakcie okresu badawczego zaobserwowano zmniejszenie się liczby drzew na hektar: dla nartostrady nr I z 759 w 1999 roku do 261 w roku 2009, dla nartostrady nr II z 721 w 2003 roku do 531 w roku 2010, dla nartostrady nr IV z 572 w 2005 roku do 513 w roku 2010 (Ryc. 2). Odnotowano spadek zasobności drzewostanów wzdłuż wszystkich nartostrad: dla nartostrady nr I z 381 m³/ha w 1999 roku do 164,6 m³/ha w roku 2009, dla nartostrady nr II z 351,9 m³/ha w 2003 roku do 274,5 m³/ha w roku 2010, dla nartostrady nr IV z 449 m³/ha w 2005 roku do 324,3 m³/ha w roku 2010 (Ryc. 3). Zaobserwowano wzrost osłabienia koron drzew znajdujących się na powierzchniach badawczych, gdzie prześwietlenie gatunków iglastych zwiększyło się średnio: dla nartostrady nr I z 29,6% w 1999 roku do 70,7% w roku 2009, dla nartostrady nr II z 52,1% w 2003 roku do 61,4% w roku 2010, dla nartostrady nr IV z 43,8% w 2005 roku do 70,5% w roku 2010 (Ryc. 4). Stan koron buków również uległ pogorszeniu i w klasyfikacji uszkodzeń zmieniał średnio swoje wartości: dla nartostrady nr I z 1 w 1999 roku do 2,3 w roku 2009, dla nartostrady nr II z 1,9 w 2003 roku do 2,1 w roku 2010, dla nartostrady nr IV z 1,2 w 2005 roku do 2,2 w roku 2010 (Ryc. 5). Odnotowano zmiany w miąższości drzew uszkodzonych, przy czym duży udział na wszystkich powierzchniach miały drzewa uszkodzone od strony nartostrady. Przy nartostradzie nr I nastąpił spadek miąższości drzew uszkodzonych ze 127 m³/ha w 1999 roku do 60,4 m³/ha w roku 2009, w tym drzew uszkodzonych od strony nartostrady z 58,2 m³/ha w 1999 roku do 47,9 m³/ha w roku 2009. Przy nartostradzie nr II wystąpił wzrost miąższości drzew uszkodzonych ze 129,7 m³/ha w 2003 roku do 148,1 m³/ha w roku 2010, w tym drzew uszkodzonych od strony nartostrady ze 107,8 m³/ha w 2003 roku do 148,1 m³/ha w roku 2010. Przy nartostradzie nr IV nastąpił wzrost miąższości drzew uszkodzonych z 52,5 m³/ha w 2005 roku do 67,6 m³/ha w roku 2010, w tym drzew uszkodzonych od strony nartostrady z 31,5 m³/ha w 2003 roku do 47,3 m³/ha w roku 2010 (Ryc. 6) (Małek i in. 2009).

Prezentowane wyniki wykazują, iż znaczna liczba drzew posiada pędy wierzchołkowe w fazie degeneracji. Pędy główne zmniejszają swą długość i występują na nich niemal wyłącznie krótkopędy. Konsekwencją tego jest tworzenie się „lancetowatych” gałęzi w wierzchołkowej części koron, które są gęsto okryte liśćmi wyrastającymi z krótkopędów. Problem ten przejawia się w szczególności na powierzchniach XVI, XX, XXI, XXII, XXV i XXVI. Skrajne części korony ulegają wyraźnemu prześwietleniu. Harmonijna budowa koron zostaje zakłócona pojedynczymi grubszymi gałęziami przyrastającymi szybciej w stosunku do innych, co prowadzi do desynchronizacji wzrostu. Na powierzchniach badawczych uszkodzone buki przekształcają pędy główne w krótkopędy, co zaobserwowano głównie na powierzchniach XVI i XXI. Na brzegach koron pędy kierują się w stronę światła, a w stanie nieulistnionym



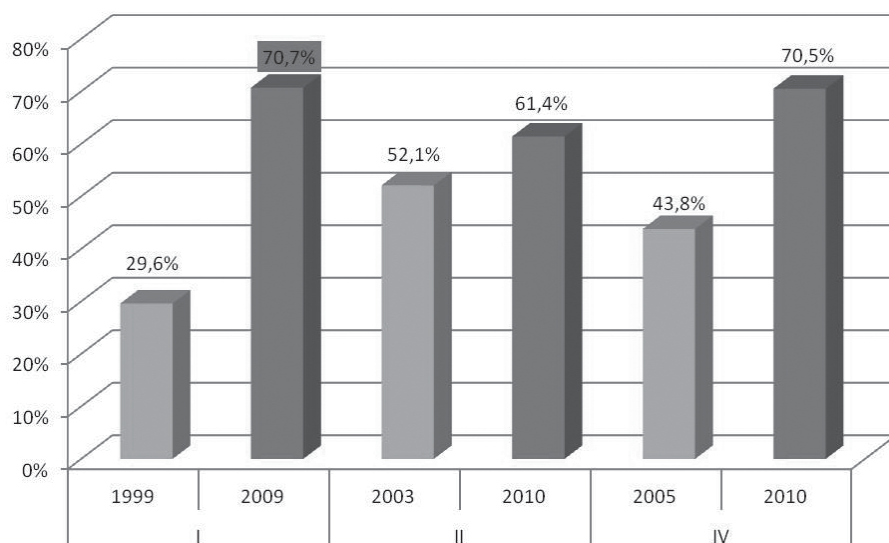
Ryc. 2. Zagęszczenie drzew (szt/ha) uśrednione dla wszystkich powierzchni badawczych położonych przy nartostradach nr I, II i IV w trakcie trwania okresu badawczego

Fig. 2. Tree density (units/ha) averaged over all research plots located at the ski slopes No. I, II and IV during the study period

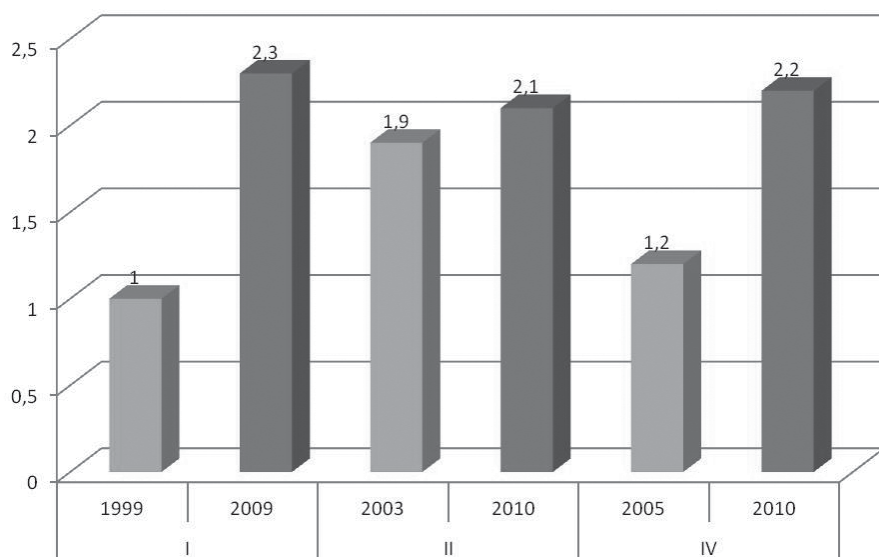


Ryc. 3. Zasobność drzew (m³/ha) uśredniona dla wszystkich powierzchni badawczych położonych przy nartostradach nr I, II i IV w trakcie trwania okresu badawczego

Fig. 3. The abundance of trees (m³/ha) averaged over all research plots located at the ski slopes No. I, II and IV during the study period

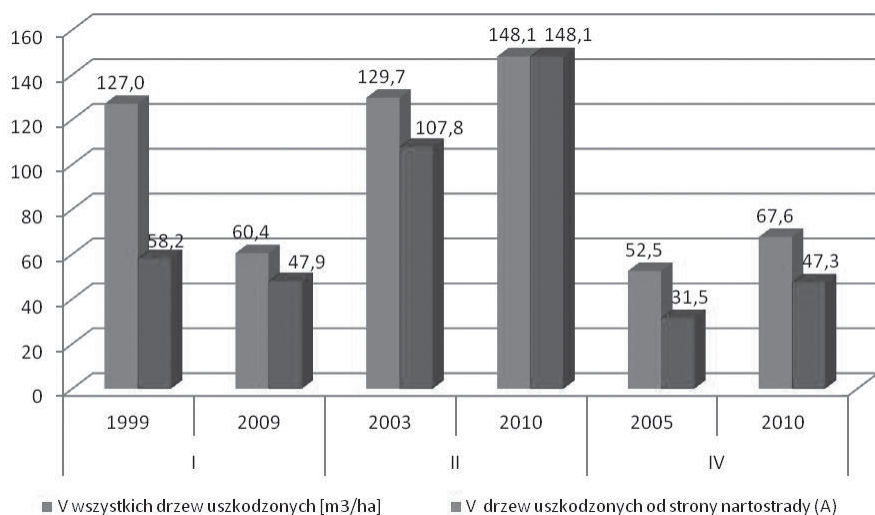


Ryc. 4. Prześwietlenie koron gatunków iglastych (%) uśrednione dla wszystkich powierzchni badawczych położonych przy nartostradach nr I, II i IV w trakcie trwania okresu badawczego
 Fig. 4. Overexposure crowns of coniferous species (%) averaged over all research plots located at the ski slopes No. I, II and IV during the study period



Ryc. 5. Zmiany stopnia uszkodzenia koron buka według klasyfikacji Roloffa uśrednione dla wszystkich powierzchni badawczych położonych przy nartostradach nr I, II i IV w trakcie trwania okresu badawczego

Fig. 5. Changes in the degree of damage according to the classification of beech crowns Roloff averaged over all research plots located at the ski slopes No. I, II and IV during the study period



Ryc. 5. Miąższość (m^3/ha) drzew uszkodzonych w zależności od strony uszkodzenia uśrednione dla wszystkich powierzchni badawczych położonych przy nartostradach nr I, II i IV w trakcie trwania okresu badawczego

Figure. 5 The thickness (m^3/ha) of damaged trees, depending on the damage averaged over all research plots located at the ski slopes No. I, II and IV during the study period

tworzą tzw. stadium „szponów”. Gdy są one zbyt długie w okresie wegetacyjnym, mogą się łatwo obłamywać w trakcie silnie wiejących wiatrów. Korona staje się wtedy mocno prześwietlona. Prześwietlenie następuje od zewnątrz do wnętrza korony i po pewnym czasie wykształca się tzw. „pędzlowata” struktura gałęzi. Doprowadza to do powstania coraz większych luk w koronie. W tym stopniu uszkodzenia buki są wysoce podatne na negatywne działanie czynników abiotycznych, takich jak śnieg i wiatr, które powodować mogą kolejne deformacje koron.

IV. DYSKUSJA I WNIOSKI

Zmiany w ekosystemach leśnych, będących bardzo stabilnymi układami, można obserwować dopiero w dłuższej perspektywie. Osiem lat po oddaniu nartostrady nr II i pięć po oddaniu nartostrady nr IV — jak i dwukrotnie wykonane w tym czasie obserwacje i pomiary na stałych powierzchniach badawczych (ostatnie w roku 2010, których przedmiotem jest niniejsza praca) — to okres dla ekosystemów leśnych bardzo krótki. Opierając się na uzyskanych wynikach, można jednak wskazać na wyraźne tendencje w zmianach wybranych cech drzewostanu, które powstały pod wpływem oddziaływania inwestycji we względnie krótkim czasie.

1. Stwierdzono znaczne zmiany w liczbie drzew na powierzchniach badawczych. Największe zmiany wystąpiły w przyszczytowej części. W części

tej duże zniszczenia zostały dokonane przez silny wiatr, który w połączeniu z okiścią łamał osłabione wierzchołki drzew, głównie świerków oraz modrzewi. Odnotować należy, iż drzewa uszkodzone od strony nartostrady przy nartostradzie nr II stanowiły 62% wszystkich drzew uszkodzonych, a przy nartostradzie nr IV aż 70%.

2. Zanotowano znaczne zmiany w składzie gatunkowym. Przybyło drzew wrażliwych pod względem wymagań wilgotności gleby i o małych możliwościach regeneracyjnych w zabliźnianiu ran otwartych, takich jak buk i w mniejszym stopniu jodła. Ubyło natomiast sporo drzew bardzo wrażliwych na zmiany wilgotności gleby (głównie świerka). Udział buka rośnie w środkowej i dolnej części nartostrady, a modrzewia zarówno w części przyszczytowej jak i dolnej.

3. Stwierdzono duże zróżnicowanie w zasobności drzewostanów. Największe zmiany zasobności w latach 2003–2010 wystąpiły w dolnej oraz przyszczytowej części nartostrady nr II, gdzie na początku okresu badawczego zanotowano największą liczbę uszkodzeń drzew od strony nartostrady związanych z budową i eksploatacją kolejki. Zaobserwowano równocześnie znaczny przyrost zasobności drzewostanu w okresie 2003–2010 na powierzchni XXIV, związany głównie z wejściem wielu drzew w próg pierśnicowania.

4. Zaobserwowano znaczny wzrost prześwietlenia koron drzew iglastych. Przy nartostradzie nr II średnio o 9%, a przy nartostradzie nr IV średnio 27%. Ubytek igliwia w takiej skali w tak krótkim czasie jest bardzo niepokojącym zjawiskiem, wskazującym na pogarszanie się stanu zdrowotnego drzew w bezpośrednim sąsiedztwie nartostrady. Powyższe dane informują o konieczności rychłego zakończenia przebudowy oraz budowy brzegu lasu. Największe zmiany zanotowano w górnej części nartostrady nr II oraz dolnej części nartostrad II i IV.

5. Stwierdzono wzrost uszkodzenia koron buka na wszystkich powierzchniach badawczych. Przy nartostradzie nr II w porównaniu z rokiem 2003, gdzie wskaźnik ten według klasyfikacji Roloffa wynosił średnio 1,85, w roku 2010 przyjął wartość średnią na poziomie 2,06. W przypadku nartostrady nr IV ten sam wskaźnik przyjmował wartości średnie 1,24 w 2005 roku i 2,16 w roku 2010.

6. Zinventaryzowane uszkodzenia, zarówno na powierzchniach zlokalizowanych przy nartostradzie nr II jak i IV, to przede wszystkim rany płytkie i odarcia kory. W dużej mierze są to rany częściowo zabliźnione, co wskazuje, iż uszkodzenia te powstawały w okresie budowy. Nowe uszkodzenia powstają przede wszystkim na skutek usuwania obumierających drzew znajdujących się przy brzegu drzewostanu. Część zinventaryzowanych uszkodzeń jest trudna do zidentyfikowania i mogły one powstać w wyniku najechania przez sprzęt mechaniczny pracujący przy obsłudze trasy narciarskiej (skutery śnieżne bądź ratraki powodujące rany głębokie, wąskie, poszarpane, umiejscowione na pniu do 1 m wys.). Rany na drzewach mogą również być miejscem infekcji patogenów grzybowych. Konsekwencją tego jest zamieranie uszkodzanych drzew oraz niszczenie brzegu drzewostanu, co potęguje ww. zjawiska.

7. Uszkodzenia pni drzew, a także deformacja ich koron wskazują na niekorzystne zjawisko „otwartej powierzchni” eksponowanej na negatywny wpływ trasy narciarskiej. W związku z powyższym zaleca się stworzenie lub odtworzenie brzegu lasu, który składać się będzie ze wszystkich warstw. Za przykład może tu posłużyć powierzchnia nr XXIV z występującym odnowieniem bukowym, na której stwierdzono przyrost miąższości i spadek uszkodzeń w pobliżu nartostrady. Obrzeża tras zjazdowych i przecinek wykonanych dla kolejki gondolowej powinno się obsadzić możliwie szybko i gęsto rosnącymi drzewami lub krzewami. Zaleca się, by drzewa wzrastające w bezpośrednim sąsiedztwie nartostrady były chronione sztucznie (płotki śnieżne, osłony pni, itd.). Zastosowanie tego typu zabezpieczeń chroni zarówno drzewostan przed uszkodzeniami, jak i samych narciarzy, uniemożliwiając im wjazd do lasu, co może zakończyć się niebezpiecznymi urazami.

LITERATURA

- Guzik M., Skawiński P., Wężyk P. 2002. Oddziaływanie narciarstwa zjazdowego na szatę roślinną Doliny Goryczkowej w Tatrach. [w:] *Użytkowanie turystyczne parków narodowych*. Partyka J. (red.). Ojców 2002: 723–733. Instytut Ochrony Środowiska PAN i OPN, Ojców.
- Anonim 1998. *Manual on methods and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. United Nations Economic Commission for Europe
- Kostuch R. 1996. Budowa kolejki gondolowej na Jaworzynie Krynicką. *Aura* 12: 13–15.
- Małek S. 2003. Wpływ stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka na otaczający drzewostan na podstawie stałych powierzchni badawczych zlokalizowanych wzdłuż nartostrady nr 2. Ms., FAGUS, Kraków.
- Małek S. 2005. Wpływ nartostrady nr 4 stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka na otaczający drzewostan na podstawie stałych powierzchni badawczych. MS., FAGUS, Kraków.
- Małek S., Kroczyk M., Wieczorek T., Astel A., 2008. *Changes in forest stands close to the ski trail no I on the Jaworzyna Krynicka Mts*. Polish Journal of Environmental Studies 17, 3A: 399–405.
- Małek S., Kroczyk M., Wieczorek T., Waclawek M. 2009. Wpływ bezpośredniego sąsiedztwa nartostrady nr I stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka S.A. na drzewostan w latach 1999–2009. [w:] *Badania, dydaktyka i gospodarka w Leśnym Zakładzie Doświadczalnym w Krynicy*. Krynica-Zdrój: 7–11.
- Matuszkiewicz W. 2005. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. PWN, Warszawa.
- Plan Urządzania lasu dla LZD w Krynicy na okres 2007–2016. P. W. Krameko, Kraków.
- Przybylska K. 1993. *Instrukcja inwentaryzacji i kontroli zasobów leśnych za stałych powierzchniach próbnych w Bieszczadzkim Parku Narodowym*. Katedra Urządzania Lasu AR, Kraków.
- Roloff A. 1985a. *Untersuchungen zum vorzeitigen Laubfall und zur Diagnose von Trockenschäden in Buchenbeständen*. Allg. Forstzeitschr. 40: 157–160.
- Roloff A. 1985b. Ein schleichendes Absterben: Auswirkung von Immissionsschäden in Buchenbeständen. Allg. Forstzeitschr. 40: 905–910.
- Różański W., Kobak L., Lesiński A. 1987. *Roślinność Leśnego Zakładu Doświadczalnego w Krynicy*, Mapa.
- Skawiński P. 1993. *Oddziaływanie człowieka na przyrodę kopuły Kasprowego Wierchu oraz Doliny Goryczkowej w Tatrach*. [w:] *Ochrona Tatr w obliczu zagrożeń*. W. Cichocki (red.). Materiały konferencyjne, Zakopane: 197–226. TPN, Zakopane.
- Skawiński P., Krzan Z. 1996. *Narciarstwo*. [w:] *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego*. Tatry i Podtatrze, t. 3. Z. Mirek (red.). TPN, Zakopane–Kraków.
- Waclawek M., 2010. *Zmiany wybranych cech drzewostanu w bezpośrednim sąsiedztwie nartostrady nr I stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka S.A. w latach 1999–2009*. Praca magisterska. Ms., Katedra Ekologii Lasu UR, Kraków.

Wieczorek T., KroczeK M. 2000. *Oddziaływanie turystyki na drzewostany Jaworzyny Krynickiej*. [w:] *Monitoring przyrodniczo-środowiskowy w pierwszych dwóch latach funkcjonowania kolei gondolowej na Jaworzynę Krynicką*. Z. Witkowski (red.). Ms., Kolej Gondolowa Jaworzyna Krynicka S.A., Krynica.

Summary

S. Małek, M. KroczeK, T. Wieczorek, M. Waclawek

The effect of the Jaworzyna Krynicka S.A. ski trails on ambient forest stands

A significant change in the number of trees was found on research plots (Figure 2). The largest changes occurred in the area near the top, mainly caused by strong wind, which in conjunction with the pressure of snow on branches broke the weakened tree tops, mostly of spruce and larch.

Significant changes were noted in the species composition. An increase was noted in the number of trees which are sensitive with regard to the soil moisture requirements and with small regenerative abilities in the healing of open injuries, such as beech and to a smaller extent fir. A decrease was noted in the number of trees very sensitive to soil moisture changes (mainly spruce).

Large variation was found in the stand volume (Figure 3). The largest changes in the stand volume in the years 2003-2010 occurred in the lower and top parts of ski trail no. II, where at the beginning of the study period was recorded the highest number of trees damaged along the ski trail, which was associated with the construction and the operation of the cable railway.

There was a significant increase in the coniferous tree crown defoliation (Figure 4), along ski trail no. II by an average of 9%, and along ski trail no. IV by an average of 27%. The loss of needles on such a large scale in such a short time is a very worrying phenomenon indicating the deterioration of health of trees in the immediate vicinity of the ski trails. These data indicate the need for a speedy completion of the reconstruction and the construction of the forest edge.

An increase in beech crown damage was noted on all research plots (Fig. 5). Along ski trail no. II, in comparison with 2003, when this index value in the Roloff classification averaged 1.85, in 2010 it adopted the mean value at 2.06. In the case of ski trail no. IV, the index had the average values of 1.24 in 2005 and 2.16 in 2010.

The inventoried damage includes primarily shallow injuries and bark abrasion on the side of the ski trails (Fig. 6). To a large extent these are partially healed injuries, which indicates that these lesions were created during the construction period. New damage arises primarily as a result of the removal of dying trees located at the edge of the stand.

Damage to tree stems and crown deformation indicate the unfavorable phenomenon of "open area" exposed to the negative impact of the ski trails. Consequently, the recommended measures are the creation or restoration of the forest edge, which will consist of all layers. The edges of ski trails and firebreaks should be lined with possibly fast and densely growing trees or shrubs. It is recommended that trees growing in the immediate vicinity of the ski slopes should be protected artificially (with snow fences, trunk shields, etc.). The use of this type of measures protects both the stand against damage and the skiers themselves, preventing them from entering the forest, which may result in dangerous injuries.

*Department of Forest Ecology
Faculty of Forestry
University of Agriculture in Krakow*

WPŁYW POZYSKANIA DREWNA NA STAN ODNOWIENIA NATURALNEGO KILKANAŚCIE LAT PO UŻYTKOWANIU NA PRZYKŁADZIE LASÓW W BESKIDZIE WYSPOWYM

Dominika Gaj-Gielarowiec
Karol Gielarowiec

Katedra Użytkowania Lasu i DREWNA
Uniwersytet Rolniczy
al. 29 Listopada 46
PL 31-425 Kraków

ABSTRACT

D. Gaj-Gielarowiec, K. Gielarowiec 2013 *Wood harvesting influence on condition of natural regeneration after several years of utilization for example forests in the Beskid Wyspowy Mountains*. Acta Agr. Silv. ser. Silv. 51: 103–118.

The study concerns an assessment of the change dynamics in the lower floor of the forest and was performed in the mountain forests in Lubogoszcz forestry. It is a continuation of long-term follow-up of the Department of Forest and Wood Utilization. The aim of this study is to answer various questions relating to: changes in the amount of regeneration areas used and unused after several years of obtaining wood. A deep analysis shows increase in number of total regeneration. There is a similar increase in natural seeding and understorey on the surfaces used and unused. Analysis of the dynamics of species recomposition showed that the main species in the lower floor is beech. Based on statistical analysis no significant correlations between the damage from chopping and skidding and the size of the recovery after several years of using were found.

KEY WORDS: natural regeneration, young natural regeneration and understorey, dynamic, forestry Lubogoszcz, *Abies alba*, *Fagus sylvatica*

SŁOWA KLUCZOWE: odnowienie naturalne, nalot i podrost, dynamika, leśnictwo Lubogoszcz, *Abies alba*, *Fagus sylvatica*

I. WSTĘP I CEL BADAŃ

Las jest dynamicznym tworem przyrody, w którym nieprzerwanie przeplatają się procesy śmierci, narodzin i rozwoju drzew. Leśnicy w lasach gospodarczych starają się naśladować przyrodę, a w swoich działaniach dążą do przyspieszenia wymienionych procesów poprzez wykorzystywanie odpowiednich rębni. Z rębniami nieodłącznie związane są cięcia. W związku z tym powstaje pytanie dotyczące ewentualnego negatywnego wpływu pozyskania na środowisko leśne, jego wpływu na drzewa pozostające, odnowienie, roślinność runa i glebę.

Laurow (1994) stwierdził, że we wszystkich rodzajach cięć, z wyjątkiem rębni zupełnej, znaczący problem stanowi ochrona pozostających po użytko-

waniu elementów drzewostanu. Dużym wyzwaniem jest ochrona nalotu i podrostu w drzewostanach, w których stosowane są rębnie złożone. Szczególnie trudne staje się to w położeniach górskich, gdzie warunki terenowe nie sprzyjają dbałości o odnowienie, powodując jednocześnie utrudnienia związane z zachowaniem bezpieczeństwa pracy oraz dostosowaniem kierunków obalania drzew do możliwości technologicznych (Sowa i Szewczyk 2000).

Badania przeprowadzone w 2010 roku polegały na analizie dynamiki zmian odnowienia naturalnego po kilkunastu latach od zakończenia pozyskania w górskim Leśnictwie Lubogoszcz położonym w Beskidzie Wyspowym. Prezentowana praca stanowi kontynuację badań Stanisława Biedrończyka (1997), Mariusza Kajdy (1999) oraz Łukasza Kęski (2002) i jest uzupełnieniem wieloletnich obserwacji stanu lasu od momentu jego użytkowania.

Celem niniejszej pracy jest próba odpowiedzi na następujące pytania:

1. Jak zmienia się liczebność odnowienia naturalnego kilkanaście lat po wykonaniu prac pozyskaniowych na powierzchniach badawczych oraz czy istnieją różnice w liczebności odnowienia na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych?

2. Czy w lasach Leśnictwa Lubogoszcz dostrzegalny jest trend zmiany składu gatunkowego obserwowany w lasach naturalnych Karpat Zachodnich?

3. Czy istnieje związek pomiędzy wielkością szkód powodowanych przez ścinę i zrywkę a liczebnością odnowienia, jakie pojawiło się w ciągu kilkunastu lat od wykonania prac pozyskaniowych?

W dobie proekologicznego gospodarowania w lasach niezbędna jest wiedza na temat skutków, jakie w drzewostanie powoduje użytkowanie lasu. Dzięki gospodarce leśnej opartej na racjonalnym wyzyskiwaniu praw rządzących ekosystemem leśnym zostaną spełnione postulaty zrównoważonego wykorzystania wszystkich funkcji lasu oraz utrzymania jego trwałości.

II. CHARAKTERYSTYKA TERENU BADAŃ

Badania przeprowadzono w Leśnictwie Lubogoszcz, w Nadleśnictwie Limanowa podlegającym RDLP w Krakowie. Powierzchnie badawcze znajdują się na wysokościach od 580 do 940 m n.p.m., na stokach o wystawie południowej i południowo-wschodniej. Wszystkie powierzchnie badawcze zlokalizowane zostały na siedlisku lasu górskiego świeżego z dominującym zespołem roślinności *Dentario glandulosae-Fagetum*. W tabeli 1 została przedstawiona lokalizacja i charakterystyka powierzchni badawczych (Plan... 2006–2015).

Badania zostały przeprowadzone na powierzchniach kołowych o łącznym areale 4,5 ha. Odnowienie lasu w ponad 90% jest pochodzenia naturalnego. Na powierzchniach badawczych występuje drzewostan o ramowym składzie gatunkowym: 50% buk zwyczajny (*Fagus sylvatica* L.) i 40% jodła pospolita (*Abies alba* Mill.); pozostałe 10% to: świerk pospolity (*Picea abies*), sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris* L.), modrzew europejski (*Larix decidua* Mill.), brzoza brodawkowata (*Betula pendula* Roth), klon jawor (*Acer pseudoplatanus* L.), jarząb pospolity (*Sorbus aucuparia* L.).

Tabela 1 — Table 1

Charakterystyka powierzchni badawczych (Plan... 2006–2015)
Characteristic of the sample plots (Plan... 2006–2015)

Lokalizacja (oddział, pododdział) Location (compartment, subcompartment)	Powierzchnia leśna [ha] Forest area [ha]	Nr powierzchni próbnej Sample plot No.	Gleba Soil	Siedliskowy typ lasu The habitat type of forest	Podrost (wiek) Upgrowth (age)	Nalot (wiek) Natural seeding (age)	Zabieg gospodarczy Type of cutting
306f	6,59	1–6	brunatna kwaśna brown acid	las górski świeży fresh mountain forest	4 <i>A. alba</i> (30), 3 <i>A. alba</i> (40), 1 <i>A. alba</i> (20), 1 <i>A. alba</i> (20), 1 <i>F. sylvatica</i> (10)	<i>A. alba</i> (5)	trzebież późna late thinning
301a	5,87	7–14			7 <i>F. sylvatica</i> (10), 2 <i>A. alba</i> (20), 1 <i>A. alba</i> (30)	9 <i>F. sylvatica</i> (6), 1 <i>A. alba</i> (6)	trzebież późna late thinning
313a	6,37	15–17			4 <i>F. sylvatica</i> (10), 2 <i>A. alba</i> (17), 2 <i>F. sylvatica</i> (17), 2 <i>A. alba</i> (25)	9 <i>F. sylvatica</i> (5), 1 <i>A. alba</i> (5)	trzebież późna late thinning
303b	2,49	18–19			—	—	cięcie odsłaniające light felling
313c	7,98	21–23			4 <i>A. alba</i> (20), 1 <i>F. sylvatica</i> (20), 3 <i>A. alba</i> (30), 2 <i>F. sylvatica</i> (8)	<i>F. sylvatica</i> (3)	trzebież późna late thinning

III. METODYKA BADAŃ

W 1997 roku założono 23 powierzchnie badawcze (Biedrończyk 1998). Lokalizacja ich oparta była na siatce kwadratów o wymiarach 100×100 m. W miejscu przecięcia linii siatki umiejscowione zostały środki powierzchni kołowych, o łącznym areale 4,5 ha (pojedyncza powierzchnia to 0,196 ha). Liczenia odnowienia według gatunku dokonano z odstopniowaniem wysokości co 0,5 m do 4 m. W następnej kolejności wykonano ścinkę, przyjmując metodę całej strzały (LWS); użyto pilarek Husgvarna typu 254 XP, siekier i drewnianych klinów. Zaprzęgami jednokonnymi z linami, łańcuchami i zbloczami linowymi wykonana została zrywka wleczona. Szkody od ścinki i zrywki liczone wg klasyfikacji przyjętej przez Biedrończyka (1998), polegającej na zestawieniu liczby drzewek uszkodzonych z całkowitą liczbą drzewek na badanych powierzchniach. Po dwóch latach od momentu wykonania cięć Kajda (1999) i po pięciu latach Kęsek (2002) ponownie przeliczyli odnowienie na tych samych powierzchniach według przyjętej wcześniej klasyfikacji. W celu zachowania ciągłości badań i z uwagi na możliwość porównywania wyników w 2010 r. (tj. po 13 latach od użytkowania) przyjęto tę samą metodykę prac terenowych.

Zebrane dane zestawiono ze względu na dwie zmienne:

1. Wysokość odnowienia:

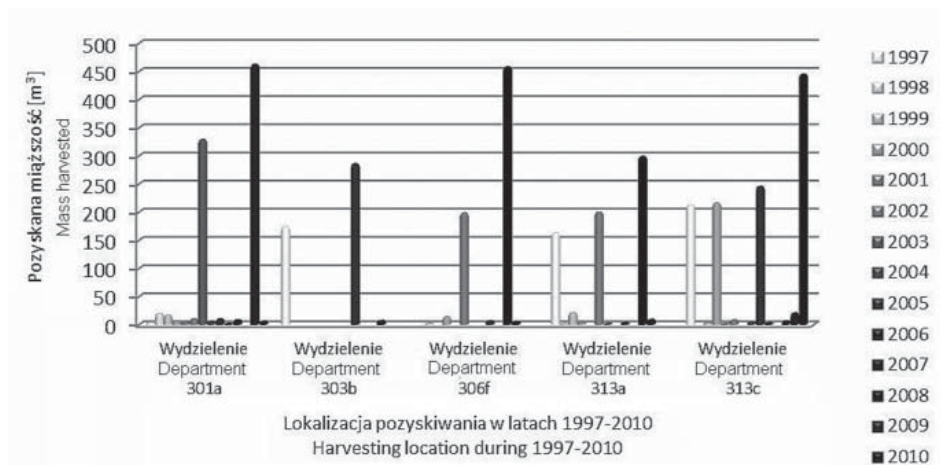
- podrost niski — drzewka do 2 m wysokości, w dalszych zestawieniach jako PN;
- podrost wysoki — drzewka powyżej 2 m wysokości, w dalszych zestawieniach jako PW.

2. Powierzchnie użytkowane i nieużytkowane: powierzchnie nieużytkowane to powierzchnie numer 2, 10, 14, 16, 18, 19 (nie prowadzono na nich prac pozyskaniowych od 1997 roku); pozostałe powierzchnie w dalszych zestawieniach występują jako powierzchnie użytkowane

Na ryc. 1 przedstawiono intensywność i nawrót cięć w wydzieleniach w okresie 1997–2010.

Do przeprowadzenia analiz statystycznych użyto programu Statistica 10.0. W celu sprawdzenia założenia o normalności rozkładu zastosowano test normalności Shapiro-Wilka. Testu tego użyto przed wykonaniem parametrycznego testu t-Studenta. W przypadku stwierdzenia braku normalności rozkładu ($p < \alpha$; α — poziom istotności, najczęściej przyjmowany na poziomie $\alpha = 0,05$) oraz nierówności wariancji w grupach stosuje się testy nieparametryczne (np. test U-Manna Whitneya). Do analizy związku między liczebnością podrostu a szkodami od ścinki i zrywki użyto nieparametrycznego testu rang Spearmana.

Obserwacji użytych do analiz jest 19, ponieważ 4 powierzchnie zostały wykluczone z pomiaru ze względu na obfite opady śniegu (pow. 20 w 1996 r.), trwające prace pozyskaniowe (pow. 21 i 22 w 2001 r.) oraz bardzo gęste odnowienie (pow. 7 w 2010 r.).



Ryc. 1. Intensywność i nawrót cięć w wydziałach w okresie 1997–2010
(dane uzyskane z Nadleśnictwa Limanowa)

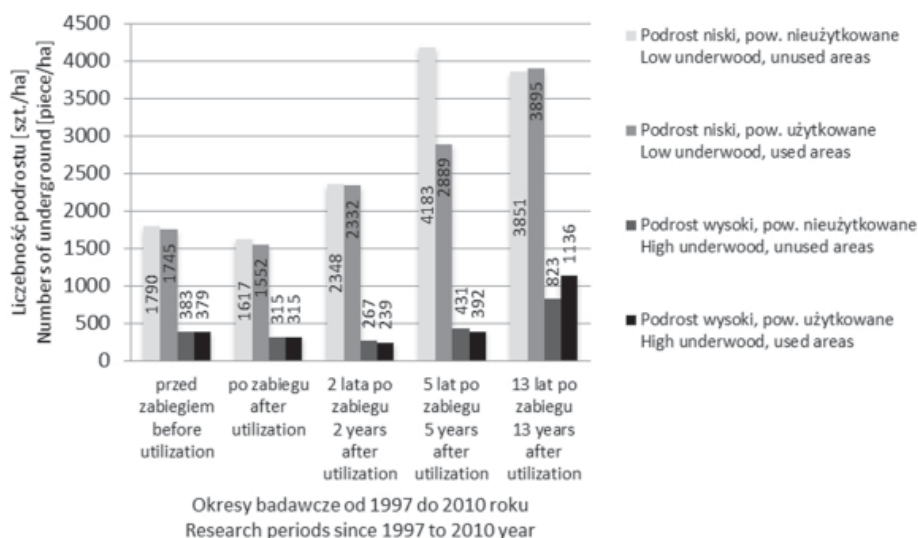
Fig. 1. The intensity and return of cutting in departments cuts during 1997–2010
(data obtained from the Forestry Limanowa)

IV. WYNIKI BADAŃ

Zmiany w zgęszczeniu podrostów na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych

W PN na powierzchniach nieużytkowanych zaobserwowano zmniejszenie się średniego zagęszczenia drzewek po zabiegu z 1790 do 1617 szt./ha (ryc. 2). W kolejnych okresach badawczych wartość ta wzrosła i wynosiła odpowiednio 2348 i 4183 szt./ha. Kilkanaście lat po zabiegu zaobserwowano zahamowanie tendencji wzrostowej, a nawet niewielki spadek liczebności odnowienia do wartości średniej 3851 szt./ha. Fakt ten można tłumaczyć brakiem dostępu światła do dna lasu. W PW na powierzchniach nieużytkowanych zauważono odwrócenie malejącej tendencji w liczebności w okresie 2 lat po zabiegu. W kolejnych okresach badawczych odpowiednie wartości wynosiły 431 i 823 szt./ha (ryc. 2).

Na powierzchniach użytkowanych odnotowano dynamiczny wzrost zagęszczenia odnowienia w PN. Od momentu po zabiegu średnie wartości liczebności drzewek wzrastały i wynosiły kolejno 1552, 2332, 2889 i 3895 szt./ha (ryc. 2). W PW na powierzchniach użytkowanych dostrzeżono podobną tendencję jak w przypadku powierzchni nieużytkowanych: w okresie 2 lat po zabiegu zagęszczenie odnowienia malało, później zaś zaczęło wzrastać. Już 5 lat po zabiegu średnia liczebność drzew wzrosła o 153 szt./ha w stosunku do stanu stwierdzonego 2 lata po zabiegu. 13 lat po zabiegu średnia liczebność drzew w PW na powierzchniach użytkowanych wynosiła 1136 szt./ha i była większa o 313 szt./ha od liczebności PW na powierzchniach nieużytkowanych (ryc. 2).



Ryc. 2. Średnia liczebność podrostu na badanych powierzchniach w okresach badawczych

Fig. 2. Average number of underwood in the sample plots in period of research

Liczebność podrostu niskiego i wysokiego zarówno na powierzchniach użytkowanych jak i nieużytkowanych wykazała bardzo duże zróżnicowanie. Wskazały na to współczynnik zmienności oraz maksymalna i minimalna wartość liczebności na powierzchniach badawczych (tab. 2).

W celu weryfikacji wpływu pozyskiwania na zróżnicowanie zagęszczenia odnowienia dokonano badania istotności różnic liczebności w PN i PW na powierzchniach użytkowanych (U) i nieużytkowanych (N) po 13 latach od zabiegu. Porównano zgodność rozkładów liczebności drzew w PN i PW na obu rodzajach powierzchni z rozkładem normalnym. Sformułowano dwie hipotezy — H_0 : $PNU = PNN$ i $PWU = PWN$, oraz H_A : $PNU \neq PNN$ i $PWU \neq PWN$. Po wykonaniu testu Shapiro-Wilka stwierdzono, że brak jest podstaw do odrzucenia H_0 o zgodności rozkładu z rozkładem normalnym na przyjętym poziomie istotności $\alpha = 0,05$ ($p_{PNU} = 0,0722$, $p_{PNN} = 0,2862$, $p_{PWU} = 0,0658$, $p_{PWN} = 0,5172$). Następnie dokonano badania homogeniczności wariancji, zakładając H_0 : wariancje liczebności PN i PW na powierzchniach użytkowanych (U) i nieużytkowanych (N) są statystycznie równe, oraz H_A : wariancje liczebności PN i PW na powierzchniach użytkowanych (U) i nieużytkowanych (N) różnią się istotnie. W wyniku przeprowadzonego testu jednorodności wariancji Levene'a stwierdzono, że brak jest podstaw do odrzucenia hipotezy o homogeniczności wariancji liczebności PN i PW na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych na przyjętym poziomie istotności $\alpha = 0,05$ ($p_{PN} = 0,2493$, $p_{PW} = 0,6196$). Po sprawdzeniu normalności i homogeniczności rozkładów postawiono hipotezy badające istotność różnic rozkładów. H_0 : liczebność drzew w PN i PW na powierzchniach użytkowanych (U) i nieużytkowanych (N) nie różni się istotnie, oraz H_A : liczebność drzew w PN i PW na powierzchniach użytkowa-

Tabela 2 — Table 2

Charakterystyka statystyczna liczebności podrostu na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych w okresach badawczych
Statistical characteristic of underwood number on used and unused areas in research period

Charakterystyka statystyczna Statistical characteristics	Przed zabiegiem Before utilization		Po zabiegu After utilization		2 lata po zabiegu 2 years after utilization		5 lat po zabiegu 5 years after utilization		13 lat po zabiegu 13 years after utilization	
	PN	PW	PN	PW	PN	PW	PN	PW	PN	PW
powierzchnie nieużytkowane — unused areas										
x	396,5	85,2	374,5	73,2	598,7	67,7	1 067,3	109,7	1 034,2	220,5
σ	439,4	70,5	423,4	61,9	690,5	59,1	931,5	63,5	986,5	213,3
v	111	83	113	85	115	87	87	58	95	97
$x_{\min}$	56	9	48	6	55	5	97	26	21	15
$x_{\max}$	1 177	209	1 108	185	1 911	176	2 490	225	2 405	538
powierzchnie użytkowane — used areas										
x	387,1	83,8	360,2	73,2	594,9	61,1	737,5	100,0	1045,6	305,1
σ	454,7	68,0	440,5	58,9	658,6	50,1	665,6	61,3	852,1	202,7
v	117	81	122	80	111	82	90	61	81	66
$x_{\min}$	101	3	88	1	89	0	73	9	28	19
$x_{\max}$	1853	187	1787	160	2773	148	2826	186	2987	650

* x — średnia liczebność podrostu na powierzchni badawczą [szt.] — average number of underwood on the sample plot [pcs.]

σ — odchylenie standardowe — standard deviation

v — współczynnik zmienności [%] — coefficient of variation [%]

$x_{\min}$ — najmniejsza wartość liczebności [szt.] — the smallest value of number [no.]

$x_{\max}$ — największa wartość liczebności [szt.] — the largest value of number [no.]

PN — podrost niski — low underwood

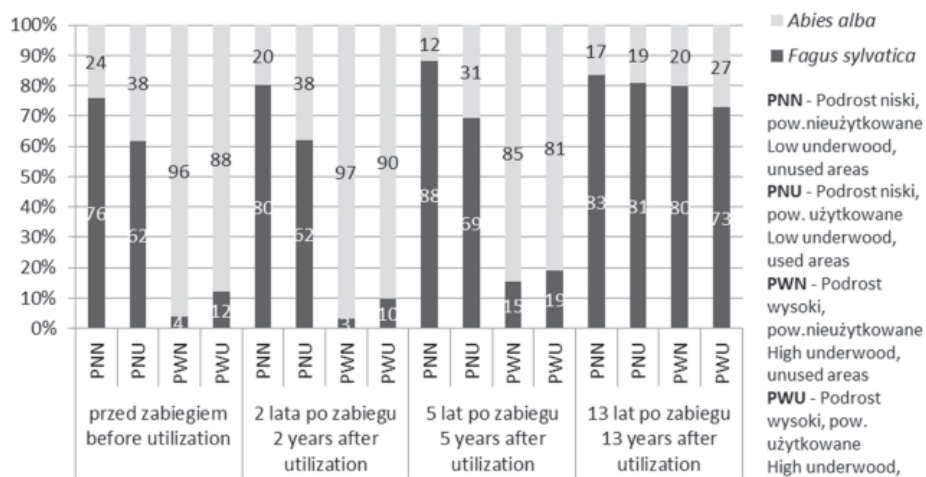
PW — podrost wysoki — high underwood

nych (U) i nieużytkowanych (N) różni się istotnie. W wyniku przeprowadzonego testu t-Studenta stwierdzono, że na poziomie istotności $\alpha = 0,05$ liczebność odnowienia w PN i PW na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych nie różni się istotnie 13 lat po zabiegu ($p_{PN} = 0,9808$, $p_{PW} = 0,4425$).

Dynamika zmian składu gatunkowego

W PN na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych na każdym etapie badań stwierdzono w składzie gatunkowym bardzo duży udział buka (62–88%). Interesujące są wyniki dotyczące obecności jodły w PN – w każdym okresie badawczym udział tego gatunku na powierzchniach użytkowanych był większy niż na powierzchniach nieużytkowanych (ryc. 3).

W PW zaobserwowano dużą dynamikę zmian składu gatunkowego. Przez 5 lat od momentu zabiegu zarówno na powierzchniach użytkowanych, jak i nieużytkowanych dominującym gatunkiem była jodła, stanowiąc tam ponad 80% drzew. Dopiero w ostatnim okresie badawczym udział jodły w PW drastycznie zmalał — do 20% na powierzchniach nieużytkowanych i do 27% na powierzchniach użytkowanych (ryc. 3). Stan taki można tłumaczyć intensywnym wzrostem jodły, co skutkowało niezaklasyfikowaniem tych drzew do PW.



Ryc. 3. Udział buka (*Fagus sylvatica* L.) i jodły (*Abies alba* Mill.) na badanych powierzchniach w okresach badawczych

Fig. 3. Share of beech (*Fagus sylvatica* L.) and fir (*Abies alba* Mill.) in the sample plots in period of research

W tabeli 3 przedstawiono charakterystykę statystyczną liczebności dwóch głównych gatunków występujących na badanych powierzchniach — jodły i buka. Obliczony współczynnik zmienności wskazuje na duże zróżnicowanie liczebności jodły i buka na poszczególnych powierzchniach badawczych.

Podobnie jak przy ocenie wpływu pozyskania na liczebność, przeprowadzono analizę statystyczną weryfikującą wpływ pozyskiwania na różnice w składzie gatunkowym. Zbadano normalność rozkładów jodły i buka na powierzchniach użytkowanych (U) i nieużytkowanych (N). W wyniku testu Shapiro-Wilka stwierdzono, że brak jest podstaw do odrzucenia hipotezy o zgodności rozkładów z rozkładem normalnym na przyjętym poziomie istotności $\alpha = 0,05$ ($p_{jdU} = 0,4249$, $p_{jdN} = 0,0646$, $p_{bKU} = 0,9225$, $p_{bKN} = 0,0700$). Następnie sprawdzono warunek homogeniczności wariancji, w wyniku czego okazało się, że brak było podstaw do odrzucenia hipotezy o homogeniczności wariancji jodły i buka na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych na przyjętym poziomie istotności $\alpha = 0,05$ ($p_{jd} = 0,6669$, $p_{bk} = 0,2535$). Na podstawie wyników testu t-Studenta ($p_{jd} = 0,4966$, $p_{bk} = 0,9830$), gdzie podane wartości są większe od przyjętego poziomu istotności $\alpha = 0,05$, stwierdzono, że liczebność jodły i buka na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych nie różni się istotnie 13 lat po użytkowaniu.

Korelacja między zagęszczeniem podrostu a szkodami od ścinki i zrywki

W PN obserwuje się większe szkody pozyskaniowe zarówno na powierzchniach użytkowanych (11,60%), jak i nieużytkowanych (15,34%) niż w PW, gdzie wynoszą one odpowiednio 8,37 i 9,41% (tab. 4).

Na podstawie powyższych danych dokonano analizy korelacji pomiędzy liczebnością w PN i PW a szkodami od ścinki i zrywki. Współzależność między szkodami od ścinki i zrywki a liczebnością odnowienia w PN i PW ma charakter wprost proporcjonalny. Odwołując się do klasyfikacji Stanisza (1998), można stwierdzić, że liczebność odnowienia po 13 latach od użytkowania w stopniu nikłym ($R_{PN} = 0,0579$ i $R_{PW} = 0,0705$) zależy od szkód pozyskaniowych wyrządzonych paręnaście lat wcześniej i jest nieistotna statystycznie (tab. 5).

V. PODSUMOWANIE WYNIKÓW I ICH DYSKUSJA

Przedstawione wyniki badań z Leśnictwa Lubogoszcz wskazują na potrzebę długoterminowej obserwacji wpływu użytkowania na stan lasu. Pokazują, że powstałe po cięciach odnowienie naturalne oraz szybki przyrost na wysokość drzewek pozostających może zrównoważyć szkody zaistniałe podczas użytkowania. Dzięki prowadzeniu cięć w drzewostanie zwiększa się przestrzeń życiową drzew pozostających, stymulując tym samym obradanie nasienników. Większy dostęp do dna lasu ma też światło, które stanowi czynnik niezbędny do kiełkowania nasion oraz wzrostu powstającego odnowienia (Biedrończyk 1998). Przeprowadzone badania pokazały, że prace pozyskaniowe ukierunko-

Tabela 4 — Table 4

Szkody od ścinki i zrywki w podroście niskim i wysokim na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych
Cutting and skidding damages in low and high underwood on used areas and unused areas

Numer pow. użytkowanych Number of used areas			1	3	4	5	6	8	9	11	12	13	15	17	23	śr. av.
Szkody od ścinki i zrywki Damage from cutting and skidding	PN	[%]	27,69	12,21	16,31	16,04	24,26	3,05	8,74	7,46	2,55	5,73	15,43	5,29	6,08	11,60
	PW		10,43	6,55	14,3	5,26	8,12	28,08	11,75	10,55	0	0	9,94	0	3,83	8,37
Numer pow. nieużytkowanych Number of unused areas			2	10			14		16		18		19			śr. av.
Szkody od ścinki i zrywki Damage from cutting and skidding	PN	[%]	39,83	1,59			7,78		5,66		18,46		18,71			15,34
	PW		22,00	2,78			0		8,33		9,29		14,03			9,41

Objaśnienia zob. tab. 2 — Explanations see Table 2

Wyniki korelacji Spearmana między szkodami pozyskaniowymi a zagęszczeniem odnowienia po 13 latach od zabiegu

Results of Spearman correlation between harvesting damages and number of underwood after 13 years after utilization

Para zmiennych Pair of variables	N	R	t(N-2)	P
PN 13 lat po zabiegu i szkody od ścinki i zrywki LU 13 years after utilization and injury of cutting and logging	19	0,0579	0,2391	0,8139
PW 13 lat po zabiegu i szkody od ścinki i zrywki HU 13 years after utilization and injury of cutting and logging	19	0,0705	0,2913	0,7743

$\alpha = 0,05$

wane na minimalizację uszkodzeń (szkody w podroście od ścinki i zrywki na średnim poziomie ok. 11%) korzystnie wpływają na rozwój nowej generacji drzew.

Dla porównania — w wyniku badań dotyczących szkód w odnowieniu świerkowo-jodłowym Sowa (1998) stwierdził, że podczas usuwania przedplonu sosnowego uszkodzonych zostało 5,6% drzew; w drzewostanach bukowo-jodłowych z kolei uszkodzenia podrostu były nieco większe i sięgały 6,3%. Inne badania (Sowa i in. 2000) wskazują na 5-procentowe uszkodzenia w odnowieniach jodłowo-bukowych w drzewostanach podgórskich, które to uszkodzenia powstały na skutek ścinki i obalania. Straty w podroście były tam już prawie trzykrotnie mniejsze. Sowa i Szewczyk (2000) przedstawili wyniki badań przeprowadzonych w Leśnym Zakładzie Doświadczalnym w Krynicy — stwierdzili, że uszkodzenia w podrostach jodłowych i świerkowych wahają się od 2,6% do 12,6% w drzewostanie sosnowym oraz od 1,7% do 4,7% w drzewostanie świerkowym.

W dobie współczesnej dzięki rozwojowi technologii pozyskania ochrona odnowienia wydaje się być łatwiejsza. Negatywny wpływ maszyn na środowisko może być zmniejszony dzięki właściwemu planowaniu i technologii pracy. Istotne jest przy tym przestrzeganie reżimów technologicznych. Uszkodzenia drzew w pozostającym drzewostanie są większe, gdy odstęp między szlakami zrywkowymi wzrasta albo gdy szerokość szlaków jest zmniejszana (Porter 1994). Jedno z rozwiązań podsuwa Stańczykiewicz (2006), twierdząc, że prace zrywkowe powinny być prowadzone na jak najmniejszej powierzchni drzewostanu, a powstające szlaki operacyjne należy koncentrować („kanalizować”) pomiędzy kępami cennego odnowienia.

Nie bez znaczenia są również środki zrywkowe towarzyszące pozyskaniu drewna. Jak wykazali Sowa i Stańczykiewicz (2007), z przeprowadzonych badań

nad poziomem uszkodzeń odnowienia wynika, iż w ostatnim dziesięcioleciu kształtuje się on na poziomie od 6 do 50%. Analiza ta dotyczyła pozyskania i zrywki drewna ciągnikami rolniczymi. Autorzy ci udowodnili też, że wszelkie dodatkowe wyposażenie (kleszcze zrywkowe, wciągarki, przyczepy itp.) powoduje zmniejszenie poziomu uszkodzeń elementów środowiska leśnego.

Proces zmiany składu gatunkowego występujący w drugiej połowie XX wieku w karpackich lasach dolnoreglowych cechuje zwiększający się udział buka i ustępowania jodły jako gatunku współpanującego. Drzewostany wielogatunkowe stają się więc drzewostanami jednogatunkowymi z dużym udziałem buka. Badania nad zmianami składu gatunkowego prowadzono m.in. w Rezerwach Oszaś i Śrubita, w Gorczańskim Parku Narodowym, w Rezerwacie Święty Krzyż. W wyniku tych badań stwierdzono, że na wymienionych powierzchniach badawczych najliczniej występującym gatunkiem w najmłodszej generacji (podroś i drzewa w najniższych klasach grubości) jest buk. Przewiduje się, że w przyszłości gatunek ten będzie gatunkiem panującym w reglu dolnym (Jaworski i in. 2001a, Jaworski i in. 2001b, Jaworski i in. 2006, Jaworski i Podlaski 2006).

Mimo prognoz tak korzystnych dla buka, należy jednak zwrócić uwagę na powoli zwiększający się udział jodły. Zjawisko zamierania jodły zaobserwowano w latach 70. i 80. XX wieku (Dobrowolska 1989). Obecnie jednak coraz częściej mówi się o tzw. rewitalizacji tego gatunku (Bronisz i in. 2010), a przykład z lasów Leśnictwa Lubogoszcz może być również potwierdzeniem tego zjawiska.

Na podstawie przedstawionych wyników badań można sformułować następujące stwierdzenia i wnioski:

1. Liczebność odnowienia naturalnego w Leśnictwie Lubogoszcz od pierwszego okresu badawczego po zabiegu wykazuje w zasadzie tendencję rosnącą.

2. W wyniku analiz statystycznych stwierdzono, że liczebność podrośu niskiego i wysokiego na powierzchniach użytkowanych i nieużytkowanych nie różni się istotnie 13 lat po zabiegu. Można więc wnioskować, że pozyskiwanie drewna nie ma wpływu na ową cechę kilkanaście lat od użytkowania.

3. W składzie gatunkowym obserwuje się dominację buka nad jodłą w podrośie niskim we wszystkich okresach badawczych. W podrośie wysokim udział buka jest znacznie większy niż jodły dopiero 13 lat po zabiegu w przeciwieństwie do poprzednich okresów badawczych, w których panowała jodła. Przyczyną tak wysokiego udziału buka w odnowieniu naturalnym jest większa dynamika wzrostu tego gatunku w porównaniu z jodłą. Badania z Leśnictwa Lubogoszcz potwierdzają ogólną tendencję zwiększającego się udziału buka w Karpatach Zachodnich.

4. Stwierdzono brak wpływu pozyskiwania na skład gatunkowy 13 lat po użytkowaniu.

5. Nie stwierdzono istotnych związków korelacyjnych pomiędzy wielkością szkód od ścinki i zrywki a liczebnością odnowienia po kilkunastu latach od prac pozyskaniowych.

LITERATURA

- Biedrończyk S. 1998. *Struktura i wielkość szkód pozyskaniowych w drzewostanach górskich na przykładzie Leśnictwa Lubogoszcz*. Praca magisterska. Ms. KULiD, UR Kraków.
- Bronisz A., Bijak Sz., Bronisz K. 2010. *Dendroklimatologiczna charakterystyka jodły pospolitej na terenie Gór Świętokrzyskich*. Sylwan 154, 7: 463–470.
- Dobrowolska D. 1989. *Zamieranie jodły wciąż nie wyjaśnione zjawisko*. Sylwan 133, 6: 59–65.
- Jaworski A., Kołodziej Zb., Łapka M., Bartkiewicz L. 2006. *Budowa, struktura i dynamika drzewostanów o charakterze pierwotnym w Rezerwacie „Dolina Łopusznej” (Gorczański Park Narodowy)*. Leśne Prace Badawcze 4: 35–59.
- Jaworski A., Kołodziej Zb., Pach M. 2001a. *Skład gatunkowy, budowa i struktura drzewostanów w rezerwacie Śrubita*. Sylwan 145, 6: 21–47.
- Jaworski A., Kołodziej Zb., Strząska T. 2001b. *Skład gatunkowy, budowa i struktura drzewostanów w rezerwacie Oszast*. Sylwan 145, 4: 5–32.
- Jaworski A., Podlaski R. 2006. *Budowa, struktura i dynamika drzewostanów naturalnych w Rezerwacie Święty Krzyż (Świętokrzyski Park Narodowy)*. Acta Agr. Silv., ser. Silv. 44: 9–38.
- Kajda M. 1999. *Ocena stanu szkód pozyskaniowych w drzewostanie po dwóch okresach wegetacyjnych od zakończenia prac zrębowych na przykładzie Leśnictwa Lubogoszcz*. Praca magisterska. Ms. KULiD, UR Kraków.
- Kęsek Ł. 2002. *Ocena stanu szkód od ścinki i zrywki w drzewostanie po pięciu latach od zakończenia prac pozyskaniowych na przykładzie Leśnictwa Lubogoszcz*. Praca magisterska. Ms. KULiD, UR Kraków.
- Laurow Z. 1994. *Pozyskanie drewna i podstawowe wiadomości o jego przerobie*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Plan Urządzania Lasu dla Nadleśnictwa Limanowa na lata 2006–2015. 2005. B.U.L., Kraków.
- Porter B. 1994. *Wpływ sposobów zrywki na uszkodzenie gleby i drzew pozostających*. Prz. Tech. Rol. Leś. 11: 20–34.
- Sowa J.M. 1998. *Potrzeba optymalizacji etatów cięć w aspekcie szkód od pozyskania drewna w rębniach złożonych*. [w:] *Użytkowanie lasu i problem regulacji użytkowania lasu w Polsce*. Paschalis P. (red.). Mat. Konf. Nauk. Sękocin 1997: 68–77. Wydawnictwo Fundacja „Rozwój SGGW”, Warszawa.
- Sowa J.M., Stańczykiewicz A., Szewczyk G. 2000. *Badania nad rozmiarem szkód pozyskaniowych w odnowieniach jodłowo-bukowych w drzewostanach podgórskich*. [w:] *Stan i perspektywy badań z zakresu użytkowania lasu*. Suwała M., Rządkowski S. (red.). Mater. III Konf. Leś. Sękocin Las 2000: 140–150. IBL, Warszawa.
- Sowa J.M., Szewczyk G. 2000. *Rozmiar szkód powstałych w podrostach jodły i świerka w wyniku ścinki i obalania drzew w przedplonowym drzewostanie sosnowym i drzewostanie świerkowym*. Acta Agr. Silv., ser. Silv. 38: 75–90.
- Sowa J. M., Stańczykiewicz A. 2007. *Uszkodzenia drzew i odnowienia przy pozyskaniu i zrywce drewna ciągnikami rolniczymi*. [w:] *Technika i technologia w leśnictwie polskim. Monografia wydana z okazji 50-lecia zakładu mechanizacji leśnictwa SGGW w Warszawie*. W. Zychowicz, M. Aniszewska, K. Wójcik (red.). Wydawnictwo SGGW, Warszawa: 89–94.
- Stanisz A. 1998. *Przystępny kurs statystyki w oparciu o program STATISTICA PL na przykładach z medycyny*. StatSoft Polska, Kraków.
- Stańczykiewicz A. 2006. *Poziom uszkodzeń odnowienia w wyniku stosowania ręcznomaszynowych technologii pozyskiwania drewna*. Acta Agr. Silv., ser. Silv. 44: 91–116.

Summary

Dominika Gaj-Gielarowiec, Karol Gielarowiec

Wood harvesting influence on condition of natural regeneration after several years of utilization for example forests in the Beskid Wyspowy Mountains

This article is a continuation of research of the Department of Forest and Wood Utilization. Field work was carried out in the Beskid Wyspowy Mountains in the Forest Division of Lubogoszcz, on plots with a total area of 4.5 ha. In Table 1 are characterized research areas, their location, number, size, soil, habitat type of forest, underwood, natural seeding.

The aim of this study is to answer various questions relating to:

- How changes quantity of regeneration by several years after utilization and what are the differences in quantity of regeneration on used and unused areas?
- Is the change in composition of species in the forests of Forest Division Lubogoszcz visible, which can be observed in natural forests of the Western Carpathians?
- Is there a correlation between the size of the injury of cutting and logging and the quantity of regeneration which appeared in several years after utilization?

After several years of utilization can be observed appreciable, rise in quantity of regeneration in high underwood. In the result of statistical analysis, there were no significant influence of harvesting on quantity of regeneration (Fig. 2).

In the forests of Forestry Lubogoszcz is observed a predominance of beech in the lower floor, which gradually increased. It is also important aspect of the general trend of increasing participation in the mountain forests for beech, confirmed by numerous studies, among others in reserves Oszaś, Śrubita, Święty Krzyż, and in Gorce National Park. Noteworthy is also an increase in quantity of fir in regeneration compared to previous research, which indicates the recovery of this species (Fig. 3).

There were no significant correlations between the injury of cutting and logging and the quantity of regeneration after several years of utilization (Tab. 5).

*Department of Forest and Wood Utilization
University of Agriculture in Krakow
(tłumaczenie: Karol Gielarowiec)*

SPIS TREŚCI CONTENTS

K. MAJERCZYK: Udoskonalone cięcia pielęgnacyjno-odnowieniowe w jednostce kontrolnej 22 w Leśnym Zakładzie Doświadczalnym w Krynicy-Zdroju	3
Refined improvement and regeneration felling in control unit 22 at the Forest Experimental Station in Krynica-Zdrój	26
R. PODLASKI: Parametryczna i nieparametryczna aproksymacja rozkładów pierśnic w drzewostanach o różnej budowie pionowej.....	27
Parametric and nonparametric approximation of the DBH distribution in the stands of different vertical structure.....	43
M. SKRZYPCZYŃSKA, D. SIKORA: Owady zasiedlające szyszki modrzewia europejskiego <i>Larix decidua</i> Mill. w rezerwacie „Modrzewie” i jego otoczeniu (południowa Polska)	45
Insects inhabiting cones of European larch <i>Larix decidua</i> Mill. in the protected forest reserve “Modrzewie” and its surrounding (southern Poland)	57
B. WERTZ, J. SOCHA, S. GRABCZYŃSKI, P. SZYDŁOWSKA, W. OCHAŁ, M. MAJ: Dendrochronologiczna charakterystyka przyrostu świerka pospolitego (<i>Picea abies</i> (L.) Karst.) z terenu Beskidu Śląskiego i Żywieckiego.....	59
Dendrochronological characteristics of radial increments of Norway spruce (<i>Picea abies</i> (L.) Karst.) from the Silesian and Żywiec Beskids.....	72
W. OCHAŁ: Nadziemna biomasa drzew w młodych drzewostanach olszy czarnej (<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.)	75
The above-ground biomass of trees in young black alder (<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.) stands	89
S. MAŁEK, M. WACŁAWEK, M. KROCZEK, T. WIECZOREK: Wpływ nartostrad stacji narciarskiej Jaworzyna Krynicka S.A. na otaczający drzewostan	91
The effect of the Jaworzyna Krynicka S.A. ski trails on ambient forest stands	101
D. GAJ-GIELAROWIEC, K. GIELAROWIEC: Wpływ pozyskania drewna na stan odnowienia naturalnego kilkanaście lat po użytkowaniu na przykładzie lasów w Beskidzie Wyspowym	103
Wood harvesting influence on condition of natural regeneration after several years of utilization for example forests in the Beskid Wyspowy Mountains	117

**RECENZENCI ARTYKUŁÓW OPUBLIKOWANYCH
W „ACTA AGRARIA ET SILVESTRIA SER. SILVESTRIS”
VOL. XLIX (2011), VOL. L (2012) I VOL. LI (2013)**

Tadeusz Andrzejczyk, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Jan Banaś, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Cezary Beker, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Jan Ceitel, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Andrzej Czerniak, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Dieter Giefling, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Jerzy M. Gutowski, Europejskie Centrum Lasów Naturalnych w Białowieży
Jacek Hilszczański, Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie
Marcin Jakubowski, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Stefan Kowalski, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Marek Krapiec, Akademia Górniczo-Hutnicza w Krakowie
Andrzej Mazur, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Paweł Skawiński, Tatrzański Park Narodowy
Małgorzata Skrzypczyńska, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Jarosław Socha, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Jerzy Starzyk, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Hubert Szramka, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu
Sławomir Wilczyński, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Michał Zasada, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie
Andrzej Zielski, Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu

Journal indexed by
POLISH SCIENTIFIC JOURNALS CONTENTS — LIFE SCI.

<http://psjc.icm.edu.pl>



POLSKA AKADEMIA NAUK
ODDZIAŁ W KRAKOWIE