

## WIELKOŚĆ REZERWATÓW A MOŻLIWOŚĆ OCHRONY NATURALNYCH EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH

SIZE OF RESERVES VERSUS THE POSSIBILITY OF PROTECTING NATURAL FOREST ECOSYSTEMS

Jan HOLEKSA

*Uniwersytet Śląski, Katedra Geobotaniki i Ochrony Przyrody,  
ul. Jagiellońska 28, 40-032 Katowice*

**Abstract:** The subject of the present article is the problem of the minimal area of a forest reserve based on the concept of natural forest development stages and gaps. It is assumed that the key condition for the protection of biological diversity is the presence of all developmental stages and phases of the forest or the potential occurrence of gaps, representing the whole range of their size. The concepts of core and border zone of the reserve were also introduced. The minimum size of the core zone, estimated based on various sets of input data (applying to mixed fir-spruce-beech forests) varies between 42 to 100 plus hectares. The border zone, as a part of the reserve and subject to the same protection as the core should guarantee uniformity of the processes shaping the structure and dynamics of the forest over the entire surface of the core area. Its width in forests containing fir, spruce and beech trees, estimated based on various criteria, ranges from 50 to 80 m.

**Key words:** reserve protection, size of a forest reserve, concepts of forest development stages and phases, gaps.

*Manuscript received:* September 1996

*accepted:* February 1997

**Treść:** Przedmiotem niniejszego artykułu jest problem minimalnej powierzchni rezerwatu leśnego w oparciu o koncepcję stadiów rozwojowych lasu naturalnego i koncepcję luk. Założono, że podstawowym warunkiem ochrony bogactwa biocenozy jest obecność wszystkich stadiów i faz rozwoju lasu lub możliwość powstania luk reprezentujących cały zakres zróżnicowania ich wielkości. Wprowadzono pojęcie strefy centralnej i brzeżnej rezerwatu. Minimalna wielkość strefy centralnej, oszacowana na podstawie różnych danych wyjściowych, dla mieszanych jodłowo-świerkowo-bukowych lasów waha się od 42 do ponad 100 ha. Strefa brzeżna, stanowiąca część rezerwatu i podlegająca takiemu samemu reżimowi ochronnemu jak część centralna, powinna zapewnić jednolitość procesów kształtujących strukturę i dynamikę lasu na całej powierzchni części centralnej. Jej szerokość w lasach z jodłą, świerkiem i bukiem, wyznaczona na podstawie różnych kryteriów, waha się od 50 do 80 m.

### WSTĘP

Jednym z najważniejszych zadań współczesnej ochrony przyrody jest zabezpieczenie naturalnych ekosystemów, a tym samym stworzenie warunków dla spontanicznego przebiegu procesów przyrodniczych, które kształtują ich dynamikę i strukturę (Szwagrzyk 1991, Balcerkiewicz 1993, Andrzejewski 1995). Potrzeba istnienia obszarów, na których o życiu i śmierci roślin i zwierząt decydują roślinożercy, drapieżcy, choroby lub czynniki abiotyczne, wynika z ich ogromnej naukowej, biologicznej i społecznej roli (Kapuściński 1991, Noss 1991). Wysokiej wartości takich obsza-

rów nie obniżają zanieczyszczenia powietrza, wody i gleby oraz nie wpłyną na nią przewidywane zmiany klimatu.

Bogactwo biologiczne leśnych biocenoz kształtowane jest przez różnorodne procesy, które zachodzą z określoną intensywnością, szybkością i powtarzalnością oraz wymagają odpowiedniej przestrzeni (Shugart i West 1981, Faliński 1988, Wiens 1989). Wiele z tych naturalnych zjawisk potrzebuje dla realizacji setek lat i równie wielkiej liczby hektarów, a nawet kilometrów kwadratowych. Uwzględnienie czasu potrzebnego naturalnym procesom wydaje się stosunkowo łatwe – wystarczy zaniechać ingerencji i zamiast w siekiery i piły uzbroić się w cierpliwość oraz rozbudzić



zainteresowanie zjawiskami zachodzącymi bez udziału człowieka. To brak cierpliwości najczęściej skłania do przedwczesnego rozluźniania drzewostanu, by stworzyć korzystne warunki dla odnowienia drzew (np. Zaręba 1991), lub powoduje, że powierzchnie czasowo pozbawione warstwy drzew są natychmiast „zalesiane” (Loch 1991, Holeksa i in. 1996). Znacznie trudniejsze jest zapewnienie wystarczającej przestrzeni, ponieważ pewne zjawiska o charakterze katastrof, jak na przykład: gradacje owadów, pożary lasów i uszkodzenia drzew pod wpływem silnego wiatru, obfitych opadów śniegu lub osadzenia się na gałęziach grubych warstw lodu, mogą obejmować swoim zasięgiem ogromne obszary o powierzchni wielu setek, a nawet tysiący kilometrów kwadratowych (Blais 1965, Canham, Loucks 1984, Stickney 1986, Fryer, Johnson 1988, Foster, Boose 1992, Seischab i in. 1993). Według Frelicha i Lorimera (1991) nawet duże, północnoamerykańskie parki narodowe są za małe dla ochrony lasów, których struktura kształtowana jest przez pożary i gwałtowne wichury. Do tego typu lasów można również zaliczyć karpackie bory górnoeglowe, w których jednoczesny rozpad drzewostanów pod wpływem wiatru, śniegu i gradacji owadów obserwowany jest na kilku-hektarowych powierzchniach (Korpel' 1982). Przebieg tych wielkopowierzchniowych zjawisk zależy w dużym stopniu od czynników zewnętrznych w stosunku do ekosystemu leśnego. Decydującą rolę odgrywa jednak niewielkie zróżnicowanie gatunkowe warstwy drzew, które jest efektem skrajnych warunków klimatycznych i glebowych. Sprawia ono, że reakcja na czynnik niszczący jest podobna u większości drzew budujących drzewostan.

Problem wielkopowierzchniowych katastrof w znacznie mniejszym stopniu dotyczy lasów o urozmaiconej strukturze gatunkowej drzewostanu, takich jak łęgi, grądy i buczyny. Jeśli powstają, to mają one charakter losowy i tylko w niewielkim stopniu są związane ze strukturą biocenozy. Do rozległych zniszczeń mieszanych drzewostanów dochodzi na wschodnim wybrzeżu Ameryki Północnej, gdzie częste są huragany połączone z obfitymi opadami deszczu (Foster, Boose 1992). Zniszczenia takie są znacznie rzadsze w lasach Europy, a wiatrował obejmujący około 4 ha, który powstał w latach czterdziestych w rezerwacie Badinski Prales na Słowacji (informacja prof. Š. Korpela) jest jednym z nielicznych przykładów. Obumieranie wielogatunkowych drzewostanów ograniczone jest zazwyczaj do pojedynczych drzew lub ich niewielkich grup. W przypadku lasów mieszanych, zapewnienie wystarczającej przestrzeni dla przebiegu kształtujących je procesów jest w związku z tym łatwiejsze niż w lasach o niewielkiej liczbie gatunków drzew.

Poświęcenie tak wiele uwagi procesom zachodzącym w drzewostanie wynika z tego, że jego przemiany warunkują życie większości składników biocenozy lasu. Od jego cech w największym stopniu zależy mikroklimat wnętrza lasu. Drzewostan, dostarczając co roku ogromnych ilości ściółki, na równi z podłożem skalnym i klimatem kształtuje glebę. Powolny rozwój drzewostanu działa przez stulecia stabilizując na warunki życia roślin i zwierząt, a zamieranie nawet pojedynczych drzew raptownie zmienia te warunki.

W pracy podjęto próbę wyznaczenia minimalnej powierzchni rezerwatu leśnego przede wszystkim w oparciu o procesy zachodzące w obrębie populacji gatunków drzewiastych. Odwołano się do istniejących koncepcji dynami-

ki lasu opracowanych w ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat na podstawie wyników licznych badań prowadzonych głównie w naturalnych lasach Europy i Ameryki Północnej. Praca dotyczy tylko jednego typu lasu, który można ogólnie określić jako dolnoeglowy las mieszany o drzewostanie bukowo-jodłowo-świerkowym. Jego wybór podyktowany był dużą ilością dostępnych informacji. Celowo nie uwzględniono fitosocjologicznego zróżnicowania lasów dolnoeglowych, ponieważ większość badań wykorzystanych w tym opracowaniu, traktuje je jako jedną kategorię.

Podjęta próba określenia minimalnej powierzchni rezerwatu nie uwzględnia potrzeb wielu zwierząt, które są składnikami lasów. Terytoria dużych drapieżnych ssaków zajmują wiele kilometrów kwadratowych (Ward, Krebs 1985, Bunnell, Kremsater 1990). Wielkość większości polskich rezerwatów leśnych jest niewystarczająca dla zaspokojenia terytorialnych potrzeb tak małych drapieżników, jak kuna czy tchórz (Thompson, Colgan 1987, Brzeziński i in. 1992). Obszar kilkuset hektarów, bardzo rzadko osiągany przez nasze rezerwaty, wystarczy dla zaledwie kilku par głuszców czy dzięciołów (Wesołowski, Tomiałojć 1986, Rolstad 1991, Tjernberg i in. 1993). W rozważaniach nie wzięto również pod uwagę roślin i zwierząt, które będąc naturalnymi składnikami biocenozy leśnych, występują zazwyczaj w postaci nielicznych osobników lub ich niewielkich skupień. Liczebność populacji tych gatunków, zapewniająca im trwałość, osiągnięta jest na powierzchniach znacznie większych niż minimalna wielkość rezerwatu zaproponowana w dalszej części pracy. Artykuł pomija także wielkopowierzchniowe katastrofy, które w lasach dolnoeglowych należą do rzadkich zjawisk o charakterze losowym. Zachodzą one zapewne z częstotliwością znacznie mniejszą niż trwanie kilku pokoleń drzewostanu i w związku z tym ich rola jest prawdopodobnie niewielka. Trudno je ponadto uwzględnić, ponieważ są zjawiskiem występującym wyłącznie pod wpływem czynników zewnętrznych. Nie poddają się one żadnym regułom wynikającym z procesów zachodzących w obrębie ekosystemu.

W artykule przedstawiono dwa główne nurty badań lasów naturalnych rozwijające się na przestrzeni ostatnich kilkunastu lat. Jego celem nie jest jednak ich dokładne omówienie i porównanie. Z ogromnego dorobku obu nurtów zostały wybrane tylko te zagadnienia, które pozwalają na podjęcie rozważań o wielkości rezerwatów leśnych.

#### KIERUNKI BADAŃ LASÓW NATURALNYCH

Wśród współczesnych badań nad dynamiką lasu można wyróżnić dwa kierunki, które koncentrują się na różnych zjawiskach sterujących przemianami zbiorowisk leśnych (Szwagrzyk 1988). Każdy z tych kierunków wypracował własne metody badawcze i posługuje się innymi pojęciami.

Wśród badaczy środkowoeuropejskich, w tym i polskich, przeważa ujmowanie dynamiki lasu w postaci następujących po sobie stadiów i faz rozwojowych: odnowienia, dorastania, optymalnej, starzenia się, rozpadu, obumierania (Leibundgut 1959, Korpel' 1982, Schmidt-Vogt 1985, Jaworski 1991). Poszczególne stadia charakteryzują się różnym czasem trwania, określoną strukturą drzewostanu i tem-

pem jej przemian. Chociaż ich rozpoznanie opiera się na pomiarach struktury drzewostanu, to dotyczą one zapewne rozwoju całego ekosystemu lasu. Według tej koncepcji w każdym fragmencie lasu zachodzi nieustannie cykl zmian, obejmujący opanowanie terenu przez młode pokolenie drzew, jego początkowo szybki, a później powolny rozwój, starzenie się, zamieranie i zastąpienie przez kolejną generację.

Dotychczasowe badania pozwoliły na scharakteryzowanie całego cyklu rozwojowego lasu pod względem struktury warstwy drzew, zasobności drzewostanu (liczonej objętością pni w m<sup>3</sup>/ha) i tempa jej przyrostu oraz odnowienia gatunków drzewiastych (Jaworski 1991). Do powstania i rozwoju omawianej koncepcji przyczynili się głównie przedstawiciele nauk leśnych, co zaowocowało ograniczeniem badań do zjawisk zachodzących w obrębie populacji gatunków drzewiastych i drzewostanu oraz spowodowało, że pozostałe składniki biocenozy lasu oraz zagadnienia warunków klimatycznych i glebowych były dotychczas traktowane marginesowo (np. Scherzinger 1991). Można się jednak spodziewać, że każde stadium rozwoju charakteryzuje się określonym mikroklimatem, warunkami glebowymi i obecnością specyficznych mikrosiedlisk. W związku z tym każdy etap rozwoju lasu sprzyja obecności określonych grup organizmów. Dominacja stadium rozpadu sprzyja roślinom i zwierzętom wymagającym otwartych przestrzeni. Spośród roślin dotyczy to przede wszystkim gatunków budujących tak zwane zbiorowiska porębowe z klasy *Epilobietea angustifolii* (Matuszkiewicz 1981). Ze stadium rozpadu związana jest również obfitość suchych, stojących pni, leżących kłód i wykrotów (Jaworski i in. 1991, Korpel' 1993). Stwarzają one dogodne warunki bytowania dla ogromnej liczby organizmów osiedlających się wewnątrz i na powierzchni szczątków drzew. Są wśród nich epiksyliczne porosty, mchy i wątrobowce, kambio- i ksylofagiczne owady oraz saprofityczne grzyby. Dla obszarów lasu znajdujących się w stadium dorastania charakterystyczny jest słaby rozwój roślinności runa, gdyż niewiele światła dociera do dna lasu poprzez zwartą warstwę koron. Tylko cienioznośne gatunki zdolne są do życia w takich warunkach. Na początku stadium dorastania najwyższą wartość osiąga objętość martwych pni (Korpel' 1987). Duże rozmiary drzew i ich powolne obumieranie w stadium optymalnym i rozpadu dostarczają na przykład wielu sposobności do zakładania gniazd przez dzięcioły (Wesołowski, Tomiałojć 1986), a mocno urzęzbiona kora starych drzew daje schronienie licznym bezkręgowcom (np. Strawiński 1969) i stwarza możliwości rozwoju bogatej flory epifitycznych porostów i mszaków (Hyvärinen i in. 1992, Kuusinen 1994).

Las według omawianej koncepcji, przedstawiany jest jako mozaika płatów znajdujących się w różnych stadiach rozwoju. Wielkość poszczególnych elementów tej leśnej mozaiki jest bardzo zmienna i wynosi od kilku arów do kilku hektarów. Zależy ona od składu gatunkowego drzewostanu oraz od charakteru czynników decydujących o śmierci drzew. Mozaika jest bardziej drobnoziarnista w lasach o drzewostanie wielogatunkowym, czyli składającym się z drzew w różny sposób reagujących na czynniki środowiska, niż w lasach z ubogą w gatunki warstwą drzew. Prawidłowość taką potwierdza porównanie map przedstawiających rozmieszczenie stadiów rozwojowych w górnoreglowej, tatrzańskiej

świerczynie (Korpel' 1993) i w lasach mieszanych rezerwatu Čorkova Uvala w Chorwacji (Mayer, Neumann 1981). Ponadto, jednorodne płaty są tym większe, im dłużej trwa stadium rozwoju lasu, które reprezentują (Meyer, Neumann 1981, Korpel' 1982). Obserwując naturalny las w okresie rozwoju kilku generacji drzew, moglibyśmy zauważyć jak jednorodne fragmenty drzewostanów, reprezentujące poszczególne stadia rozwojowe zmieniają swój kształt i wielkość, jak zanikają w pewnych miejscach i pojawiają się w innych.

Inne podejście w badaniach dynamiki i struktury naturalnych lasów reprezentują Skandynawowie, Amerykanie i Japończycy. Zwracają oni szczególną uwagę na luki pojawiające się w drzewostanie na skutek śmierci drzew, analizując między innymi ich wielkość, rozmieszczenie i zajmowaną powierzchnię (Runkle 1985 a, 1992, Foster, Reiners 1986). Wiele prac poświęcono poznaniu tempa oraz przyczyn powstawania i zanikania luk (Runkle, Yetter 1987, Lorimer, Frelich 1989, Ogden i in. 1991). Najwięcej wysiłku skierowano jednak, w odróżnieniu od poprzednio omawianej koncepcji, na badanie zmian środowiska leśnego oraz reakcji poszczególnych gatunków roślin i zwierząt na pojawianie się luk. W lukach stwierdzono, między innymi, intensywniejszy obsiew nasion niektórych gatunków przenoszonych przez wiatr (Augsburger, Franson 1988) lub ptaki (Hoppe 1988). Wielkość prześwietów powstających w sklepieniu lasu decyduje o składzie gatunkowym młodego pokolenia drzew (Barden 1981, Murray 1988, Lawton, Putz 1988, Yamamoto 1992). Od wielkości luki uzależnione jest także tempo rozwoju warstwy podrostu (Yetter, Runkle 1986, Harmon 1987, Pompa, Bongers 1988, Uhl i in. 1988). Przerwy w warstwie koron powodują zmianę warunków świetlnych, termicznych i wilgotnościowych warstwy przyziemnej (Nakashizuka 1985, Collins, Pickett 1987, Wayne, Bazzaz 1993). Wzrost nasłonecznienia, temperatury, a często i wilgotności przyspiesza tempo rozkładu materii organicznej w lukach i zwiększa zasoby pokarmowe roślin (Mladenoff 1987, Uhl i in. 1988, Parsons i in. 1994). Dzięki lukom wzrasta zróżnicowanie warstwy runa i warstwy krzewów zbiorowisk leśnych (Moore, Vankat 1986, Reader, Bricker 1992, Collins, Pickett 1987). Obserwuje się nie tylko różnice pomiędzy otwartą powierzchnią luk a zwartym drzewostanem, ale także zróżnicowanie roślinności w obrębie samych luk (Núñez-Farfán, Dirzo 1988, Wayne, Bazzaz 1993). Z różnym charakterem roślinności w lukach, w ich sąsiedztwie i pod zwartym drzewostanem związana jest różnorodność warunków życia zwierząt. Na przykład pewne grupy stawonogów preferują środowisko luk, inne natomiast unikają powierzchni pozbawionych warstwy drzew (Shure, Phillips 1991). W lukach, ze względu na bujny rozwój roślin runa i gatunków krzewiastych oraz ich obfite owocowanie, bardzo dobre warunki pokarmowe znajdują zwierzęta roślinozerne oraz te, które wykorzystują zwartą pokrywę roślinną do ukrycia się (Wilson, Melampy 1983, Harrison 1987, Shure, Phillips 1991).

Również według koncepcji luk, w każdym miejscu lasu nieustannie zachodzi cykl zmian obejmujący powstanie luki, wypełnianie wolnej przestrzeni przez sąsiadujące z nią drzewa i rozwój nowego pokolenia drzew. Las można zatem traktować jako mozaikę płatów odpowiadających swoją wielkością rozmiarom luk, które znajdują się na różnym etapie zarastania.

Koncepcja luk obejmuje również przypadki rozległych zniszczeń drzewostanów na skutek pożarów, gradacji owadów, wiatru i czynników geomorfologicznych, które często można jeszcze obserwować w lasach tropikalnych Ameryki Południowej i północno-wschodniej Azji oraz w lasach Ameryki Północnej (Whitmore 1982, Runkle 1985 b, Spies, Franklin 1989, Clark 1991). Co prawda, nie mówi się wtedy o lukach, lecz o wielkopowierzchniowych zniszczeniach drzewostanu, a rozwój nowej warstwy drzew na otwartych powierzchniach ujmowany jest w kilka wyraźnych faz, odpowiadających klasom wieku. W lasach północno-zachodu Stanów Zjednoczonych wyróżnia się na przykład: drzewostany młode (young), dojrzałe (mature) i starodrzewia (old-growth) (Hansen i in. 1991). Thomas 1979 (za Bunnell i in. 1990) wyróżnia jeszcze fazę roślinności zielnej (grass-forb), krzewiastą (shrub-seedling) i młodnika (pole-sapling), które poprzedzają wymienione wcześniej trzy fazy. Jednak dla naszych rozważań, odnoszących się do niewielkich fragmentów lasów o naturalnym charakterze w centrum Europy, rozszerzenie koncepcji luk na wielkopowierzchniowe zniszczenia drzewostanów nie ma istotnego znaczenia.

## WARUNKI OCHRONY EKOSYSTEMU LEŚNEGO W ŚWIETLE ISTNIEJĄCYCH KONCEPCJI LASU NATURALNEGO

### KONCEPCJA STADIÓW ROZWOJOWYCH

Według koncepcji stadiów rozwojowych, las można przedstawić jako mozaikę płatów znajdujących się na różnym etapie rozwoju. W każdym placie drzewostan ma określoną zasobność, która wzrasta (dorastanie), pozostaje bez zmian (optimum), lub zmniejsza się (rozpad). Na jednorodnej powierzchni może się ona wahać w bardzo szerokich granicach. W lasach karpackich zmiany miąższości warstwy drzew wynoszą: od 500 do 1300 m<sup>3</sup>/ha w mieszanych jodłowo-świerkowo-bukowych lasach dolnoregłowych (Priesol, Randaška 1967, Korpel' 1982), od 400 do 600 m<sup>3</sup>/ha i od 550 do 800 m<sup>3</sup>/ha w lasach bukowych na ubogich i żyznych siedliskach (Korpel' 1987) oraz od 350 do 800 m<sup>3</sup>/ha w górmoreglowych świerczynach (Korpel' 1980). Jeśli ponadto przyjmiemy, że płaty różnych stadiów cechują się także innym składem gatunkowym roślin i zwierząt, to w każdym miejscu lasu, w miarę upływu czasu pewne gatunki pojawiają się, a inne zanikają wraz ze zmianami mikroklimatu i warunków glebowych oraz tworzeniem się i zanikaniem specyficznych mikrosiedlisk.

Ustabilizowanie zasobności drzewostanu oraz zapewnienie odpowiednich warunków życia poszczególnym składnikom biocenozy lasu jest bezpośrednio uwarunkowane obecnością wszystkich etapów rozwoju. W takiej sytuacji, obniżenie zasobności drzewostanu związane z jego rozpadem, rekompensowane jest przyrostem drzew w płatach reprezentujących stadium dorastania. Również lokalne zanikanie jakiegoś gatunku, spowodowane na przykład dużym zwarciem młodego drzewostanu i słabym rozwojem warstwy podrostu w stadium dorastania, nie pociąga za sobą

jego całkowitej eliminacji. W tym samym czasie znajduje on bowiem odpowiednie warunki tam, gdzie następuje rozpad starego drzewostanu i do niższych warstw lasu zaczyna docierać duża ilość światła.

Sama obecność płatów reprezentujących pełny zestaw stadiów rozwojowych nie zapewnia jeszcze stabilności w warstwie drzew i odpowiednich warunków życia wszystkim gatunkom. Zbyt mały areal jednego stadium może spowodować obniżenie liczebności populacji roślin lub zwierząt z nim związanych i zwiększyć niebezpieczeństwo ich zniknięcia. Zmiany drzewostanu i liczebności populacji poszczególnych gatunków zależą zatem od wahań powierzchniowego udziału poszczególnych etapów rozwoju lasu. Są one tym mniejsze im większy jest obszar lasu i im większa liczba elementów składa się na leśną mozaikę. W naturalnym lesie zmiany powierzchniowego udziału stadiów rozwojowych obserwowano nawet w skali kilku dziesięcioleci. Na przykład w górmoreglowej świerczynie Tatr Zachodnich, na powierzchni 47 ha obszar zajęty przez stadium optymalne zmniejszył się w ciągu dwudziestu lat z 48 do 31%. W tym samym czasie udział drzewostanów rozpadających się wzrósł z 23 do 33 % (Korpel' 1993).

Z punktu widzenia ochrony ekosystemu leśnego należy zadbać o to, aby zmiany powierzchniowego udziału poszczególnych etapów rozwoju były jak najmniejsze. Teoretycznie, w ustabilizowanych warunkach stadium i fazy powinny zajmować część lasu równą stosunkowi czasu ich trwania do długości całego cyklu rozwoju drzewostanu. Na przykład, w najlepiej pod tym względem poznanych górskich, mieszanych lasach jodłowo-świerkowo-bukowych czas ten waha się od 8% (faza odnowienia i stadium dorastania) po 36% (stadium rozpadu) w stosunku do długości całego cyklu (Mayer, Neumann 1981). W warunkach równowagi taki sam powinien być ich udział powierzchniowy. Jednak w rzeczywistości, nawet na bardzo dużym obszarze udział ten będzie się zmieniał. W praktyce ochrony przyrody musimy zatem wyznaczyć taką wielkość obszaru objętego ochroną, przy której zmiany powierzchniowego udziału stadiów i faz będą jeszcze dopuszczalne. Dotyczy to przede wszystkim tego etapu rozwoju lasu, który trwa najkrócej i zajmuje w związku z tym najmniejszy obszar. Już niewielkie ograniczenie jego udziału może znacznie zwiększyć niebezpieczeństwo eliminacji pewnych gatunków. W przypadku wspomnianych wcześniej jodłowo-świerkowo-bukowych lasów górskich nawet duże wahania powierzchni zajętej przez rozpadające się drzewostany stanowią niewielkie zagrożenie dla trwałości populacji gatunków związanych z tym stadium rozwoju lasu. W przeciwieństwie do tego, już niewielkie zmiany powierzchniowego udziału fazy regeneracji mogą wyraźnie zwiększyć prawdopodobieństwo eliminacji niektórych roślin i zwierząt.

### KONCEPCJA LUK

Zróżnicowanie wielkości luk, obserwowane w zbiorowisku leśnym, jest wypadkową dwóch procesów: (1) ich tworzenia się w wyniku śmierci drzew oraz (2) zanikania na skutek rozwoju nalotu i podrostu oraz rozrastania się koron drzew

sąsiadujących z luką. Każdy fragment lasu charakteryzuje się pewną, odmienną od pozostałych, intensywnością obu tych procesów i związaną z nimi wielkością luk. Prześwity w warstwie koron są rozległe we fragmentach lasu, w których dominują stare drzewa o dużych rozmiarach i gdzie nowe pokolenie gatunków drzewiastych dopiero zaczyna się rozwijać. Luki są natomiast niewielkie tam, gdzie dominują drzewa młode i szybko zwiększające swoje rozmiary (Clebsch, Busing 1989). Im większe są rozmiary zamierającego drzewa, tym większe jest też prawdopodobieństwo powstania dodatkowych zaburzeń w postaci złomu lub wykrotu (Putz i in. 1983). Jeśli zatem las obejmuje duży obszar, znajdują się w nim fragmenty, w których zamieranie drzewostanu, regeneracja i wzrost drzew przebiegają z różną intensywnością. Dzięki temu są w nim obecne luki o różnej wielkości.

Można założyć, że każdy typ lasu, jeśli tylko zajmuje wystarczająco dużą powierzchnię, charakteryzuje się swobodnym dla siebie rozkładem wielkości luk. Jako stan zbliżony do równowagi możemy określić sytuację, w której średnia wielkość luk i zróżnicowanie ich rozmiarów zmieniają się w wąskich granicach. Oznacza to, że intensywność zamierania i regeneracji drzewostanu oraz poszczególnych gatunków również zmieniają się tylko w niewielkim stopniu.

Z punktu widzenia ochrony naturalnego lasu ważne jest więc stworzenie takich warunków, w których możliwe jest powstawanie luk reprezentujących cały zakres ich wielkości. Jeśli w chronionym fragmencie lasu są obecne luki o różnej wielkości, od najmniejszych do największych, to zapewnione są korzystne warunki rozwoju gatunków o odmiennych wymaganiach świetlnych i wilgotnościowych. Różnaita wielkość luk wiąże się ponadto z bogactwem mikrosiedlisk, w których osiedlają się różnorodne grupy roślin i zwierząt.

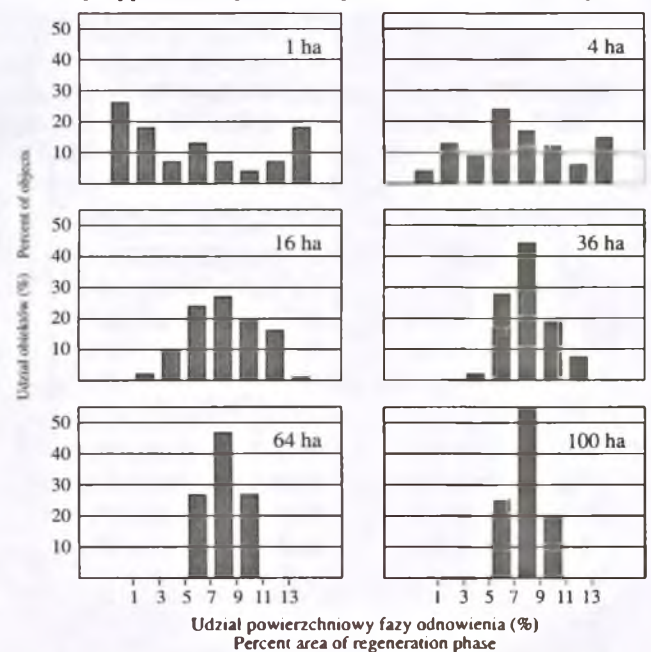
#### MINIMALNA POWIERZCHNIA CHRONIONEGO LASU

Na podstawie wieloletnich obserwacji prowadzonych w naturalnych, jodłowo-świerkowo-bukowych lasach Słowacji Korpel' (1982) ustalił, że ustabilizowanie zasobności drzewostanów osiągane jest w nich na powierzchni od 40 do 50 ha. Taki obszar lasu zapewnia, że zasobność drzewostanów zmienia się w granicach około 10%. Pomiary przeprowadzone w rezerwacie „Dobrošský Prales” o powierzchni 57 ha wykazały na przykład, że w ciągu trzydziestu lat przeciętna zasobność jego drzewostanów wahała się zaledwie od 730 do 780 m<sup>3</sup> ha<sup>-1</sup> (Korpel' 1968). Korpel' (1982) uznał, że obszar o wielkości 40–50 ha jest niezbędnym warunkiem osiągnięcia „rozwojowej i produkcyjnej niezależności” oraz „ekologicznej i strukturalnej równowagi” lasu. Stwierdził ponadto, że odpowiada on minimalnej wielkości rezerwatu chroniącego dolnoreglowy las mieszany.

Innym sposobem na oszacowanie minimalnej powierzchni chronionego lasu jest wykorzystanie mapy rozmieszczenia poszczególnych stadiów i faz rozwojowych. Mapy tekstury lasu zostały już sporządzone dla kilku obiektów, mię-

dzy innymi rezerwatu „Neuwald” w Austrii (Mayer i in. 1972), „Čorkova Uvala” w chorwackim Parku Narodowym Plitwickie Jeziora (Mayer, Neumann 1981) i „Badinski Prales” na Słowacji (Korpel', materiały nie publikowane). Ich dokładność pozwala na odczytanie kształtu i wielkości poszczególnych fragmentów lasu znajdujących się w różnych stadiach i fazach rozwoju. Z punktu widzenia ochrony, najbardziej interesujące są płaty reprezentujące fazę regeneracji, ponieważ zajmują one najmniejszą powierzchnię.

Wykorzystując informacje zamieszczone na mapie rezerwatu „Čorkova Uvala” przeprowadzono symulację, w trakcie której płaty o wielkości i kształcie płatów w fazie regeneracji rozmieszczono w sposób losowy na płaszczyźnie odpowiadającej powierzchni 2500 ha. W sumie zajmowały one 8% powierzchni, czyli tyle, ile faza regeneracji powinna zajmować w warunkach równowagi. Przyjęto, że rozmieszczenie płatów jest losowe. Następnie z płaszczyzny wycinano kwadraty o powierzchni od 1 do 100 ha i określano na nich powierzchniowy udział płam (Holeksa, materiały nie publikowane). W przypadku gdy kwadraty były o wielkości 1 ha, to aż w 1/4 z nich całkowicie brakowało fazy regeneracji. Jeśli wielkość kwadratów wynosiła 4 ha, to już tylko w 4 na 100 nie było najwcześniejszej fazy rozwoju lasu, ale aż w 1/5 jej powierzchniowy udział był dwa razy mniejszy od udziału, jaki powinien być w stanie równowagi (ryc. 1). Udział fazy regeneracji w wysokości co najmniej 5% zapewnia obszar o wielkości ponad 25 ha. W takim przypadku, najmłodsze pokolenie drzew rozwija się



Ryc. 1. Udział powierzchniowy fazy odnowienia w zależności od powierzchni dolnoreglowego lasu mieszane. Zakres wielkości lasu wynosi od 1 do 100 ha. Obliczeń dokonano na podstawie mapy rozmieszczenia stadiów i faz rozwoju lasu w rezerwacie Čorkova Uvala (Mayer H., Neumann M. 1981).

Fig. 1. Surface percentage of the renewal phase depending on the surface area of the lower montane forest zone. The range of forest area size is from one to 100 hectares. The calculations were based on the development stages and phases distribution map in the Čorkova Uvala Reserve (Mayer H., Neumann M. 1981).

na powierzchni zaledwie 1,25 ha. Aby wahania powierzchniowego udziału fazy regeneracji zredukować do  $\pm 10\%$  w stosunku do wartości średniej, czyli aby zawierały się w przedziale 7–9%, należałoby objąć ochroną las o wielkości znacznie przekraczającej 100 ha. Wszystkie podane wyżej wartości obliczono na poziomie ufności 0,95. Przedstawione obliczenia opierają się na badaniach wykonanych w rezerwacie „Čorkova Uvala” o wielkości zaledwie 38 ha. Dopiero uwzględnienie wielu fragmentów naturalnych lasów o znacznie większej powierzchni może pozwolić na bardziej wiarygodne oszacowanie minimalnej powierzchni chronionego lasu. Interesujące jest jednak, że uzyskana wielkość ponad 100 ha, którą można przyjąć na podstawie tych obliczeń, jest ponad dwukrotnie większa od 40–50 ha zaproponowanych przez Korpel'a (1982).

Badania lasów naturalnych, a następnie modelowanie procesów kształtujących ich dynamikę i strukturę pozwoliło na stwierdzenie, że stan zbliżony do równowagi osiąga się dopiero wtedy, gdy las osiąga powierzchnię 50–100 razy większą od wielkości przeciętnego zaburzenia w warstwie drzew Shugart (1984). Oznacza to, że w lasach, w których dominującą rolę mają malopowierzchniowe zaburzenia w warstwie drzew o wielkości od 100 do 1000 m<sup>2</sup>, dla osiągnięcia stanu równowagi wymagana jest powierzchnia od 1 do 10 ha. Na obszarze o takiej wielkości następuje ustabilizowanie zmian biomasy.

W mieszanych, górskich lasach południowych Appalachów zagęszczenie drzew, powierzchnia przekroju pierśnicowego i biomasa całego drzewostanu zmieniały się już nieznacznie (mniej niż  $\pm 15\%$  w stosunku do średniej) na powierzchni 1 ha. Jeśli jednak analizowano te same cechy w odniesieniu do poszczególnych gatunków drzew ich zmienność była ogromna w skali 1 ha (Busing, White 1993). Autorzy doszli do wniosku, że w przypadku badanego przez nich lasu, równowaga w składzie gatunkowym warstwy drzew osiągnięta jest na znacznie większej powierzchni niż 100-krotna wielkość przeciętnych luk.

Minimalną powierzchnię chronionego lasu wyznaczono także na podstawie zróżnicowania wielkości luk w dolnoreglowych lasach na północnym stoku Babiej Góry, gdzie mamy do czynienia z mozaiką płatów żywej buczyny karpackiej i dolnoreglowego boru mieszanego (Holeksa 1993 a). W badaniach przyjęto, że warunkiem równowagi jest stałość rozkładu wielkości luk. Ważna jest nie tylko przeciętna wielkość zaburzeń w warstwie drzew, lecz także zróżnicowanie ich rozmiarów, które jest istotne dla kształtowania składu gatunkowego biocenozy. Wielkość luk w reglu dolnym Babiej Góry wahała się od 20 do 2330 m<sup>2</sup> i zajmowały one łącznie 17% powierzchni lasu. Ich średnia wielkość wynosiła 179 m<sup>2</sup> (Holeksa 1993 a).

Na podstawie obliczeń, uwzględniając lognormalny rozkład wielkości luk, stwierdzono, że dopiero kiedy las jest tak rozległy, że może w nim powstać aż 400 luk, mediana ich powierzchni zmienia się już nieznacznie, bo zaledwie  $\pm 10\%$  (wahania te są określone z 95% prawdopodobieństwem) (Holeksa 1993 a). Taki poziom zmienności porównywalny jest z przyjętym przez Korpel'a (1982) 10% zakresem zmienności zasobności drzewostanów. Dalsze zwiększanie obszaru lasu daje niewielkie efekty. Można zatem przyjąć, że dolnoreglowy las mieszany na północnym stoku Babiej

Góry osiąga stan zbliżony do równowagi na powierzchni 42 ha, gdy obecnych jest w nim około 400 luk (Holeksa 1993 a).

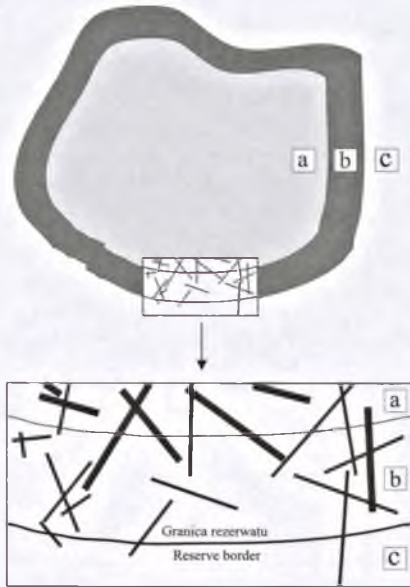
Przeprowadzenie powyższych obliczeń wymagało przyjęcia założenia o losowym rozmieszczeniu luk. Jest to jednak założenie nie pokrywane się w pełni z wynikami badań terenowych. Na przykład Lawton i Putz (1988), Martínez-Ramos i in. (1988) oraz Poorter i in. (1994) wykazali, że luki w lasach tropikalnych mają wyraźnie skupiskowe rozmieszczenie. Wydaje się prawdopodobne, że w lasach strefy umiarkowanej jest podobnie. Uwzględnienie skupiskowego rozmieszczenia luk zwiększyłoby minimalną powierzchnię chronionego lasu tym bardziej im silniej odbiega ono od rozmieszczenia losowego.

#### MINIMALNA POWIERZCHNIA REZERWATU

Wokół każdego chronionego lasu powinna rozciągać się strefa, zwana otuliną, dzięki której możliwe jest eliminowanie bądź ograniczenie niekorzystnych oddziaływań, których źródło znajduje się poza rezerwatem. W dotychczasowej praktyce ochrony rezerwatowej w Polsce przyjęto, że otulina otacza rezerwat i nie jest jego częścią (Ustawa o ochronie przyrody 1991). Mimo pewnych ograniczeń narzuconych na sposób gospodarowania w otulinie, już sam fakt prowadzenia gospodarki powoduje, że procesy przyrodnicze zachodzące w peryferyjnych częściach rezerwatu są modyfikowane na skutek wycinania i sadzenia drzew, kształtowania struktury drzewostanu i jego składu gatunkowego oraz walki z gatunkami roślin i zwierząt uznanymi za szkodliwe z punktu widzenia gospodarki leśnej. Oznacza to, że las przy granicy rezerwatu i las w jego centrum różnią się.

Przy granicy rezerwatu mniejsza jest na przykład liczba leżących pni. W skrajnej sytuacji, gdy w otulinie pozyskiwane są wszystkie drzewa, przy samej granicy kłód jest dwa razy mniej niż w centrum, ponieważ są tam tylko drzewa pochodzące z chronionego lasu. Ilość szczątków drzew zwiększa się w miarę oddalania od granicy rezerwatu i dopiero w odległości równej wysokości najwyższych drzew osiąga wartości spotykane w jego centralnej części (ryc. 2). Różnice będą mniejsze przy ograniczeniu usuwania posuszu, jednak nawet rezygnacja z tego zabiegu nie zlikwiduje ich całkowicie. Jest to związane z innym składem gatunkowym i strukturą grubości drzewostanu w otulinie w porównaniu z rezerwatem.

Brzeźne i centralne części rezerwatu różnią się także pod względem charakteru zaburzeń w warstwie drzew. Wynika to z odmiennej struktury zagospodarowanych drzewostanów, które otaczają chroniony las. Z jednej strony, teren przy granicy rezerwatu pozostaje pod wpływem zaburzeń, których źródło znajduje się poza rezerwatem, a z drugiej strony, typowy dla chronionego lasu rozpad drzewostanu jest inicjowany w brzeźnych partiach rzadziej niż w części centralnej. Różnice te zmniejszają się stopniowo w miarę wzrostu odległości od granicy rezerwatu, by zaniknąć dopiero w odległości równej średnicy największych zaburzeń (ryc. 3). Zaburzenie oznaczone liczbą 1 na rycinie 3 powstało w centralnej części rezerwatu. Dzięki istnieniu strefy brzeż-



Ryc. 2. Szerokość strefy brzeżnej rezerwatu wyznaczona na podstawie wysokości drzew; a – część centralna rezerwatu, b – strefa brzeżna rezerwatu, c – las zagospodarowany, gruba linia – kłody pochodzące z części centralnej, cienka linia – kłody pochodzące z części brzeżnej.

Fig. 2. Width of the border zone of the reserve determined on the basis of tree height; a – core area of the reserve, b – border zone of the reserve, c – managed forest; thick line – trunks from the core area, thin line – trunks from the border zone.

nej bez przeszkód powstanie również zaburzenie oznaczone liczbą 2, tylko częściowo obejmujące część centralną. Może także rozwinąć się zaburzenie nr 3, które choć w całości mieści się w strefie brzeżnej, to kształtuje warunki w części centralnej, bo przylega do niej. Typowe dla chronionego lasu luki bądź platy z rozpadającym się drzewostanem nie zostaną natomiast zainicjowane w miejscu oznaczonym liczbą 4, ponieważ w lesie gospodarczym nie ma dla nich miejsca z powodu odmiennej struktury warstwy drzew.

W przypadku luk można przyjąć, że jest to odległość równa średnicy koła o powierzchni największych luk, zaś w odniesieniu do mozaiki stadiów i faz rozwojowych lasu odległość ta nie powinna być mniejsza niż średnica największych płatów znajdujących się w fazie obumierania.

Przedstawiona w poprzednim rozdziale minimalna powierzchnia chronionego lasu nie jest zatem równoznaczna z minimalną powierzchnią rezerwatu, tak jak przyjmuje to Korpel' (1982). W rezerwacie powinno wyróżnić się strefę centralną, gdzie las podlega właściwej ochronie i strefę brzeżną, która zapewni, że ilość posuszu oraz prawdopodobieństwo zaburzeń o różnej wielkości będą takie same na całym obszarze strefy centralnej. Strefy brzeżnej nie można utożsamiać z otuliną otaczającą rezerwat, ponieważ na jej obszarze powinien obowiązywać taki sam sposób ochrony, jak w części centralnej. Jej szerokość może być wyznaczona na podstawie różnych zjawisk. W tym artykule zaproponowano uwzględnienie ilości szczątków drzew i wielkości zaburzeń w drzewostanie.

Dla zapewnienia wyrównanej ilości leżących kłód, szerokość strefy brzeżnej nie może być mniejsza od wysokości

najwyższych drzew. Na podstawie publikowanych i własnych pomiarów wysokości drzew przyjęto, że w przypadku rezerwatów chroniących dolnoeregłowe lasy karpackie, powinna ona wynosić 50 m (Priesol, Randuška 1967, Vyskot 1968). We wcześniejszej publikacji (Holeksa 1993 b) dla rezerwatów chroniących dolnoeregłowe, jodłowo-świerkowo-bukowe lasy przyjęto za małą, bo tylko 40 m szerokość pasa wokół części centralnej. Jeśli zatem przyjmiemy, że minimalna powierzchnia chronionych lasu powinna wynosić 50 ha (Korpel' 1982), to wielkość rezerwatu nie może być mniejsza niż 63 ha. Obliczenia te dotyczą obiektów kołowych. W przypadku obiektów o innym kształcie minimalna powierzchnia rezerwatu jest większa.

Jeśli weźmiemy pod uwagę rozmiary płatów reprezentujących fazę obumierania, to badania prowadzone w rezerwacie Čorkova Uvala (Mayer, Neumann 1981) sugerują, że



Ryc. 3. Szerokość strefy brzeżnej rezerwatu wyznaczona na podstawie wielkości zaburzeń w warstwie drzew (luki, platy w stadium rozpadu); a – część centralna rezerwatu, b – strefa brzeżna rezerwatu, c – las zagospodarowany, 1-4 – zaburzenia usytuowane w różnych miejscach rezerwatu.

Fig. 3. Width of the border zone of the reserve determined on the extent of deterioration of the tree layer (gaps, patches of dying-back forest); a – core area of the reserve, b – border zone of the reserve, c – managed forest, 1-4 – deterioration observed in various parts of the reserve.

obiekty chroniące mieszane lasy regla dolnego powinny dodatkowo obejmować pas o szerokości około 80 m. Z kolei wielkość luk w reglu dolnym (Holeksa 1993 a) wskazuje, że szerokość strefy brzeżnej powinna wynosić około 50 m, czyli tyle samo co wysokość najwyższych jodeł i świerków. Wszystkie podane wartości opierają się na jednostkowych wynikach badań i należy je traktować jedynie jako orientacyjne. Wielkość luk oraz odczytane z map rozmiary płatów przyrównano do kół. Również minimalne wielkości rezerwatów obliczono dla obiektów kołowych (tab. 1).

Konsekwencją włączenia do rezerwatu pasa okalającego część centralną jest konieczność zwrócenia większej uwagi na kształt chronionego obiektu. Granice istniejących rezerwatów mają często bardzo skomplikowany przebieg. W rezultacie, mimo stosunkowo dużej powierzchni, są zbyt małe by zapewnić pełną ochronę w części centralnej (Holeksa 1993 b). Najlepszym tego przykładem jest rezerwat „Kłodne nad Dunajcem”. W tym największym na terenie Beskidów Zachodnich, dolnoeregłowym rezerwacie, który obejmuje prawie 80 ha, część centralna, po odliczeniu brzeżnego pasa o szerokości 50 m zajmuje tylko około 50 ha.

Tabela 1. Minimalna wielkość rezerwatów chroniących mieszane lasy regla dolnego Karpat Zachodnich obliczona przy zastosowaniu różnych kryteriów. Podane wartości dotyczą obiektów kołowych.

Table 1. Minimal area of reserves in mixed mountain forests in the West Carpathians estimated on the basis of varying criteria. Values refer to circular objects.

Podstawa obliczania minimalnej wielkości rezerwatu Basis of counting the minimal area of the reserve	Minimalna powierzchnia chronionego lasu (centralnej części rezerwatu) w ha Minimal area of protected forest (central part of the reserve) in ha	Minimalna powierzchnia rezerwatu w ha przy zastosowaniu różnych sposobów wyznaczania szerokości strefy brzeżnej Minimal area of the reserve in ha basing on different ways of counting the width of its outer part		
		Wysokość drzew Height of trees	Rozmiar luk Area of gaps	Wielkość płatów w fazie obumierania Size of patches in the dieback phase
Zasobność drzewostanu Volume of tree stand (Korpel' 1982)	50	63	63	72
Wielkość luk Size of gaps (Holeksa 1991)	42	54	54	62
Powierzchniowy udział fazy odnowienia Percentage of area in the regeneration phase	> 100	> 100 ha		

Przedstawiono dotychczas kilka propozycji wyznaczania minimalnej wielkości rezerwatu. Są one rezultatem uwzględnienia różnych zjawisk z zakresu dynamiki ekosystemu leśnego. W odniesieniu do luk i zasobności drzewostanów minimalna wielkość rezerwatu różni się zaledwie o kilka hektarów (tab. 1). Wielkość luk i zasobność są jednak efektem procesów, które zachodzą w obrębie całej biochory lasu. Cechy te mogą zatem osiągnąć stan równowagi na mniejszym obszarze w porównaniu z powierzchnią jednej, wybranej fazy odnowienia. Rozwój młodego pokolenia drzew zachodzi tylko w szczególnych warunkach związanych z rozpadem starego drzewostanu. Jest on natomiast ograniczony, czy wręcz niemożliwy w płatach reprezentujących stadium dorastania lub stadium optymalne. Wynika stąd, że ograniczone przestrzennie zjawisko regeneracji drzewostanu osiąga stan równowagi na znacznie większej powierzchni. Jest to sytuacja podobna do zaobserwowanej przez Businga i White'a (1993).

## WNIOSKI

Tworząc nowy rezerwat, oprócz formułowania obowiązujących w nim zasad ochrony, musimy podjąć decyzje dotyczące jego wielkości i granic. Zapewne korzystne byłoby stosowanie zasady „im więcej, tym lepiej”. Im więcej, tym lepiej można ochronić zwierzęta wymagające dużych obszarów oraz rzadkie gatunki roślin i zwierząt. Realizacja tej zasady napotyka jednak na ogromne trudności, powodowane stanem zachowania naszych lasów, w których pośród rozległych kompleksów monokultur sosnowych i świerkowych trafiają się jeszcze niewielkie fragmenty lasów o charakterze zbliżonym do naturalnego. W rezultacie zdarza się, że projektowane i powoływane rezerваты obejmują zaledwie kilka lub kilkanaście hektarów, a lista rezerwatów o takiej

powierzchni obejmuje co najmniej kilkadziesiąt pozycji (Czubiński i in. 1977). Skrajnym przykładem jest projekt objęcia ochroną niespełna 1,5 ha dolnoregłowej buczyny w Beskidzie Sądeckim (Leśniak, Sikorska 1987). W świetle przedstawionych koncepcji dynamiki lasu trzeba stwierdzić, że zachowanie naturalnych cech ekosystemu leśnego nie jest możliwe na tak małym obszarze.

Zbyt często przy wyznaczaniu granic rezerwatu kierujemy się obecnym stanem lasu i skrzętnie wylączamy z niego fragmenty zmienione przez gospodarkę leśną. Pomijane są, jako niegodne ochrony, drzewostany młode – młodniki i drągowiny – oraz drzewostany o składzie gatunkowym niezgodnym z siedliskiem. W efekcie uzyskujemy obiekty małe i o kształtach, które w żaden sposób nie mogą zapewnić realizacji celu dla którego zostały powołane. Jeśli natomiast przyjmujemy, że istnieje jakaś minimalna powierzchnia rezerwatu, to musimy do niego włączyć również fragmenty lasu, które dzisiaj nie satysfakcjonują nas w pełni, lecz od których zależy los fragmentu najcenniejszego. Ponad stuletnie drzewostany, najczęściej obejmowane ochroną w ostatnich latach, odpowiadają optymalnemu stadium rozwoju lub rzadziej stadium rozpadu. Ich struktura, zazwyczaj bardzo jednolita na dużych powierzchniach, jest w znacznej części efektem dotychczasowej gospodarki. Duża część tych drzewostanów powstała na powierzchniach zrębów pełnych, stosowanych powszechnie w XIX wieku, a ich rozwój odbywał się pod stałą kontrolą. Włączenie drzewostanów młodych, reprezentujących fazę odnowienia lub stadium dorastania, nie tylko nie obniży wartości chronionego lasu, lecz zwiększy jego różnorodność.

Uwzględniając wielkość i kształt rezerwatów, utworzonych do tej pory w reglu dolnym Beskidów Zachodnich, trzeba stwierdzić, że tylko dwa spełniają warunek minimalnej powierzchni chronionego lasu: „Kłodne nad Dunajcem” w Beskidzie Sądeckim i „Madohora” w Beskidzie Małym. Nasuwa się zatem wniosek, że więcej wysiłku nale-



ży skierować na powiększenie istniejących już, lecz zbyt małych obiektów, tym bardziej, że znajdują się wśród nich te najcenniejsze, od kilku dziesięcioleci objęte ochroną ścisłą.

**Podziękowania:** Liczne poprawki i uzupełnienia do wcześniejszej wersji artykułu zostały wniesione przez mgr Alicję Barć, mgr Gabrielę Woźniak, dr Jerzego Szwagrzyka i prof. Zbigniewa Witkowskiego. W przygotowaniu ostatecznego tekstu pomogły mi również dyskusje z prof. Elżbietą Pancer-Kotejową i prof. Tadeuszem Kimsą. Jestem im bardzo wdzięczny za wszystkie uwagi, które mi bardzo pomogły.

## PIŚMIENNICTWO

- ANDRZEJEWSKI R. 1995. Ekologiczna interpretacja ścisłej i częściowej ochrony ekosystemów (Ecological interpretation of complete and partial ecosystem protection). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 51, 6: 5–15.
- AUGSPURGER C. K., FRANSON S. E. 1988. Input of winddispersed seeds into lightgaps and forest sites in a Neotropical forest. *J. Trop. Ecol.* 4: 239–252.
- BALCERKIEWICZ S. 1993. Propozycja uściślenia kategorii i statusu rezerwatów przyrody (The proposition to specify the categories and the status of the nature reserves). *Chrońmy Przyr. Ojcz.* 49, 2: 13–21.
- BARDEN L. S. 1981. Forest development in canopy gaps of a diverse hardwood forest of the southern Appalachian Mountains. *Oikos* 37: 205–209.
- BLAIS J. R. 1965. Spruce Budworm Outbreaks In the Past Three Centuries In the Laurentide Park, Quebec. *Forest Sci.* 11: 130–138.
- BRZEZIŃSKI M., JĘDRZEJEWSKI W., JĘDRZEJEWSKA B. 1992. Winter home ranges and movements of polecats *Mustela putorius* in Białowieża Primeval Forest, Poland. *Acta Theriol.* 37: 181–191.
- BUNNELL F. L., KREMSATER L. L. 1990. Sustaining Wildlife in Managed Forests. *NW Environ. J.* 6: 243–269.
- BUSING R. T., WHITE P. S. 1993. Effects of area on oldgrowth forest attributes: implications for the equilibrium landscape concept. *Landscape Ecol.* 8: 119–126.
- CANHAM C. D., LOUCKS O. L. 1984. Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin. *Ecology* 65: 803–809.
- CLARK J. S. 1991. Disturbance and population structure on the shifting mosaic landscape. *Ecology* 72: 1119–1137.
- CLÉBSCH E. E. C., BUSING R. T. 1989. Secondary succession, gap dynamics, and community structure in a southern Appalachian cove forest. *Ecology* 70: 728–735.
- COLLINS B. S., PICKETT S. T. A. 1987. Influence of canopy opening on the environment and herb layer in a northern hardwoods forest. *Vegetatio* 70: 3–10.
- CZUBIŃSKI Z., GAWŁOWSKA J., ZABIEROWSKI K. 1977. Rezerваты przyrody w Polsce. *Studia Naturae, Ser. B*, 27. PWN, Warszawa-Kraków.
- FALIŃSKI J. B. 1988. Succession, regeneration and fluctuation in the Białowieża Forest (NE Poland). *Vegetatio* 77: 115–128.
- FOSTER D. R., BOOSE E. R. 1992. Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. *J. Ecol.* 80: 79–98.
- FOSTER J. R., REINERS W. A. 1986. Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest. *Vegetatio* 68: 109–114.
- FRELICH L. E., LORJMER C. G. 1991. Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the Upper Great Lakes region. *Ecol. Monogr.* 61: 145–164.
- FRYER G. I., JOHNSON E. A. 1988. Reconstructing fire behaviour and effects in a subalpine forest. *J. Appl. Ecol.* 25: 1063–1072.
- HANSEN A. J., SPIES T. A., SWANSON F. J., OHMANN J. L. 1991. Conserving Biodiversity in Managed Forests. *BioScience* 41: 382–392.
- HARMON M. E. 1987. The influence of litter and humus accumulations and canopy openness on *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. and *Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg. seedlings growing on logs. *Can. J. For. Res.* 17: 1475–1479.
- HARRISON S. Treefall gaps versus forest understorey as environments for a defoliating moth on a tropical forest shrub. *Oecologia* 72: 65–68.
- HOLEKSA J. 1993 a. Gap size differentiation and the area of forest reserve. W: *European Forest Reserves. Red. M. E. A. Broekmeyer, W. Vos, H. Koop. Proceedings of the European Forest Reserves Workshop, 68 May 1992, The Netherlands*, s. 159–165.
- HOLEKSA J. 1993 b. Wielkość rezerwatów a skuteczność ochrony mieszanych lasów dolnoregłowych w Beskidach Zachodnich (Size of reserves and efficiency of protection of the mixed lower montane forests in the West Beskids). *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 78: 359–369.
- HOLEKSA J., KARCZMARSKI J., WILCZEK Z., CIAPAŁA S. 1996. Rezerwat „Romanka w Beskidzie Żywieckim” jako przykład niewłaściwej ochrony ekosystemu leśnego (The Romanka Reserve in the Beskid Żywiecki Mountains as an example of inappropriate forest ecosystem protection). *Ochr. Przyr.* 53: 19–35.
- HOPPE W. G. 1988. Seedfall pattern of several species of bird-dispersed plants in an Illinois woodland. *Ecology* 69: 320–329.
- HYVÄRINEN M., HALONEN P., KAUPPI M. 1992. Influence of stand age and structure on the epiphytic lichen vegetation in the middle-boreal forests of Finland. *Lichenologist* 24: 165–180.
- JAWORSKI A. 1991. Struktura i dynamika rozwoju drzewostanów oraz powstawanie odnowień w lasach górskich o charakterze pierwotnym. *Postępy techn. w leśnictwie* 49: 6–20.
- JAWORSKI A., SKRZYSZEWSKI J., ŚWIĄTKOWSKI W., KARCZMARSKI J. 1991. Budowa i struktura dolnoregłowych drzewostanów o charakterze pierwotnym na wybranych powierzchniach w Bieszczadach Zachodnich (Structure of lower montane zone virgin type stands in selected areas of the Bieszczady Mts.). *Zesz. Nauk AR Kraków, Leśn.* 20: 17–43.
- KAPUŚCIŃSKI R. 1991. Uwagi dotyczące definicji oraz funkcjonowania rezerwatów ścisłych i częściowych na przykładzie Świętokrzyskiego Parku Narodowego (Comments on the definition and functioning of strict and partial reserves, based on the example of Świętokrzyski National Park). *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 4: 167–174.
- KORPEL' Š. 1968. Význam pralesovitých rezervácií pre biológiu lesa a pestovnú techniku (Štúdium zákonitosti rastu a vývoja). *Českoslov. Ochr. Přír.* 6: 81–100.
- KORPEL' Š. 1980. Vývoj a štruktúra prírodných smrekových lesov Slovenska vo vzťahu k protivolánovej ochrannej funkcii (Development and structure of natural spruce forests in Slovakia in relation to antiavalanche protective function). *Acta Fac. For. Zvolen* 22: 9–38.
- KORPEL' Š. 1982. Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. *Acta. Fac. For. Zvolen* 24: 9–31.
- KORPEL' Š. 1987. Dynamika štruktúry a vývoj bukových prírodných lesov na Slovensku (Dynamics of the structure and development of natural beech forests in Slovakia). *Acta. Fac. For. Zvolen* 29: 59–83.
- KORPEL' Š. 1993. Dynamika prírodného smrekového lesa v Západných Tatrách na príklade ŠPR Kotlový Žľab (Dynamics of natural spruce forest in the Western Tatras on the example of the State Nature Reserve Kotlový Žľab). *Zb. Prac TANAP* 33: 193–225.

- KUUSINEN M. 1994. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in oldgrowth southern and middle boreal forests of Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 31: 77–92.
- LEŚNIAK S., SIKORSKA E. 1987. Projekt leśnego rezerwatu ścisłego pod Jaworzyną Krynicką (Project of the forest strict nature reserve on the slope of Jaworzyna Krynicka). *Ochr. Przyr.* 45: 59–76.
- LAWTON R. O., PUTZ F. E. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a windexposed tropical cloud forest. *Ecology* 69: 764–777.
- LEIBUNDGUT H. 1959. Über Zweck und Methodik der Struktur und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schw. Zeit. f. Forstw.* 110: 111–124.
- LOCH J. 1991. Regeneracja drzewostanu górnogórnego boru świerkowego zniszczonego przez zasnującą wysokogórną *Cephalcia falleni* (Dalm.) na przykładzie Mostownicy w Gorczańskim Parku Narodowym (Regeneration of upper mountain spruce forest destroyed by *Cephalcia falleni* (Dalm.), such as those on Mostownica mountain of Gorce National Park). *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 4: 49–56.
- LORIMER C. G., FRELICH L. E. 1989. A methodology for estimating canopy disturbance frequency and intensity in dense temperate forests. *Can. J. For. Res.* 19: 651–663.
- MARTÍNEZRAMOS M., ALVAREZBUYLLA E., SARUKHÁN J., PINERO D. 1988. Treefall age determination and gap dynamics in a tropical forest. *J. Ecol.* 76: 700–716.
- MATUSZKIEWICZ W. 1981. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN, Warszawa.
- MAYER H., NEUMANN M. 1981. Struktureller und entwicklungs-dynamischer Vergleich der Fichten-Tannen-Buchen-Urwälder Rothwald/Niederösterreich und Čorkova Uvala/Kroatien. *Forstwiss. Centralbl.* 100: 111–132.
- MAYER H., SCHENKER S., ZUKRIGL K. 1972. Der Urwaldest Neuwald beim Lahnsattel. *Centralbl. f. Gesamte Forstwesen* 89: 147–190.
- MLADENOFF D. J. 1987. Dynamics of nitrogen mineralization and nitrification in hemlock and hardwood treefall gaps. *Ecology* 68: 1171–1180.
- MOORE M. R., VANKAT J. L. 1986. Responses of the Herb Layer to the Gap Dynamics of a Mature Beech-maple Forest. *Am. Midl. Nat.* 115: 336–347.
- MURRAY K. G. 1988. Avian seed dispersal of three neotropical gap-dependent plants. *Ecol. Monogr.* 58: 271–298.
- NAKASHIZUKA T. 1985. Diffused light conditions in canopy gaps in a beech (*Fagus crenata* Blume) forest. *Oecologia* 66: 472–474.
- NOSS R. F. 1991. Sustainability and Wilderness. *Cons. Biol.* 5: 120–122.
- NÚÑEZ-FARFÁN J., DIRZO R. 1988. Withingap spatial heterogeneity and seedling performance in a Mexican tropical forest. *Oikos* 51: 274–284.
- OGDEN J., FORDHAM R. A., PILKINGTON S., SERRA R. G. 1991. Forest gap formation and closure along an altitudinal gradient in Tongariro National Park. *New Zealand. J. Veg. Sci.* 2: 165–172.
- PARSONS W. F. J., KNIGHT D. H., MILLER S. L. 1994. Root gap dynamics in lodgepole pine forest: nitrogen transformations in gaps of different size. *Ecol. Appl.* 4: 354–362.
- POMPA J., BONGERS F. 1988. The effect of canopy gaps on growth and morphology of seedlings of rain forest species. *Oecologia* 75: 625–632.
- POORTER L., JENS L., BONGERS F., van Rompaey R. S. A. R. 1994. Spatial distribution of gaps along three catenas in the moist forest of Tañ National Park, Ivory Coast. *J. Trop. Ecol.* 10: 385–398.
- PRIESOL A., RANDUŠKA D. 1967. Dobročský Prales (The Dobroč virgin forest). *Slov. vyd. pôdohospod. lit.*
- PUTZ F. E., COLEY P. D., LU K., MONTALVO A., AIELLO A. 1983. Uprooting and snapping of trees: structural determinants and ecological consequences. *Can. J. For. Res.* 13: 1011–1020.
- READER R. J., BRICKER B. D. 1992. Response of Five Deciduous Forest Herbs to Partial Canopy Removal and Patch Size. *Am. Midl. Nat.* 127: 149–157.
- ROLSTAD J. 1991. Consequences of forest fragmentation for the dynamics of bird populations: conceptual issues and the evidence. *Biol. J. Linn. Soc.* 42: 149–163.
- RUNKLE J. 1985 a. Comparison of Methods for Determining Fraction of Land Area in treefall Gaps. *Forest Sci.* 31: 15–19.
- RUNKLE J. 1985 b. Disturbance Regimes in Temperate Forests. W: *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. In: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Eds. S.T.A. Pickett, P.S. White. Academic Press, San Diego, s. 17–33.
- RUNKLE J.R. 1992. Guidelines and Sample Protocol for Sampling Forest Gaps. USDA, PNW General Technical Report 283: 1–44.
- RUNKLE J. R., YETTER T. C. 1987. Treefalls revisited: gap dynamics in the southern Appalachians. *Ecology* 68: 417–424.
- SCHERZINGER W. 1991. Das Mosaik-Zyklus-Konzept aus der Sicht des zoologischen Artenschutzes. *Laufener Saminbeiträge* 5/91: 30–42.
- SCHMIDT-VOGT H. 1985. Struktur und Dynamik natürlicher Fichtenwälder in der borealen Nadelwaldzone. *Schw. Zeit. f. Forstw.* 136: 977–994.
- SEISCHAB F. K., BERNARD J. M., EBERLE M. D. 1993. Glaze storm damage to western New York forest communities. *Bull. Tor. Bot. Club* 120: 64–72.
- SHUGART H. H. 1984. *A theory of forest dynamics*. Springer-Verlag, New York.
- SHUGART H. H., WEST D. C. 1981. Long Term Dynamics of Forest Ecosystems. *Amer. Sci.* 69: 647–652.
- SHURE D. J., PHILLIPS D. L. 1991. Patch size of forest openings and arthropod populations. *Oecologia* 86: 325–334.
- SPIES T. A., FRANKLIN J. F. 1989. Gap characteristics and vegetation response in coniferous forests of the Pacific Northwest. *Ecology* 70: 543–545.
- STICKNEY P. F. 1986. First Decade Plant Succession Following the Sundance Forest Fire, Northern Idaho. USDA, General Technical Report INT 197: 1–26.
- STRAWINSKI K. 1969. Pluskwiaki różnoskrzydłe (*Hemiptera-Heteroptera*) znajdujące warunki bytu na pniach drzew (Untersuchungen über Heteropteren aus Baumstämmen). *Folia For. Pol., Ser. A.* 15: 277–285.
- SZWAGRZYK J. 1988. Struktura i dynamika lasu: teoria, metody badania, kontrowersje (Forest structure and dynamics: theory, research methods, controversies). *Wiad. Ekol.* 34: 355–373.
- SZWAGRZYK J. 1991. Dynamika lasów naturalnych a koncepcja ochrony rezerwatowej: źródła konfliktu i propozycje rozwiązań (Natural forests' dynamics versus nature conservation concepts: sources of conflict and tentative solutions). *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 4: 153–159.
- THOMPSON I. D., COLGAN P. W. 1987. Numerical responses of marten to a food shortage in north-central Ontario. *J. Wildl. Manage.* 51: 824–835.
- TIERNBERG M., JOHNSON K., NILSSON S. G. 1993. Density variation and breeding success of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in relation to forest fragmentation. W: *The Black Woodpecker Dryocopus martius as a keystone species in forest*. Swedish Univ. Agric. Sci., Dep. Wildlife Ecol. Dissertation, Rapport 24: 107–124.
- UHL C., CLARK K., DEZZEO N., MAQUIRINO P. 1988. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. *Ecology* 69: 751–763.

- Ustawa o ochronie przyrody. D.U. Nr 144, poz. 492, z dnia 12 grudnia 1991.
- VYSKOT M. 1968. Porostní struktura a přirozená obnova v pralesovité rezervaci Bumbálka. Lesn. Čas. 14: 607–619.
- WARD R. M. P., KREBS C. J. 1985. Behavioural responses of lynx to declining snowshoe hare abundance. *Can. J. Zool.* 63: 2817–2824.
- WAYNE P. M., BAZZAZ F. A. 1993. Morning vs afternoon sun patches in experimental forest gaps: consequences of temporal incongruency of resources to birch regeneration. *Oecologia* 94: 235–243.
- WESOŁOWSKI T., TOMIALOJC L. 1986. The breeding ecology of woodpeckers in a temperate primeval forest – preliminary data. *Acta Orn.* 22: 1–19.
- WHITMORE T. C. 1982. On pattern and process in forests. W: *The Plant Community as a Working Mechanism*. Red. E. I. Newman. Blackwell, Oxford, s. 45–59.
- WIENS J. A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecol.* 3: 385–397.
- WILLSON M. F., MELAMPY M. N. 1983. The effect of bicolored fruit displays on fruit removal by avian frugivores. *Oikos* 41: 27–31.
- YAMAMOTO S.I. 1992. Gap Characteristics and Gap Regeneration in Primary Evergreen Broadleaved Forests of Western Japan. *Bot. Mag.* 105: 29–45.
- YETTER T. C., RUNKLE J. R. 1986. Height Growth Rates of Canopy Tree Species in Southern Appalachian Gaps. *Castanea* 51: 157–167.
- ZAREBA R. 1991. Problemy ortodoksyjnej ochrony ścisłej i próby rewizji instrukcji urządzania biocenozy leśnych w parkach narodowych i rezerwach przyrody, osiągnięcia, rozczarowania i oczekiwania (Issues connected with orthodox strict protection, and ventures at revising forest biocoenoses management in national parks and nature reserves; achievements, disappointments and expectations). *Prądnik, Prace Muz. Szafera* 4: 145–151.

## SUMMARY

The problem of the minimum size of protected forest areas was analyzed on the basis of the current concepts of forest dynamics. The concepts taken into account have been developed over the last few decades on the basis of the results of various studies carried out in the forests of Europe and Northern America. Several methods of estimating the minimum protection area applicable to mixed forests of the lower montane zone in the Western Carpathians have been outlined.

One of the concepts considers the forest dynamics as a series of subsequent stages and development phases: renewal, maturing, optimum, aging and dying-back. These phases have specific duration, tree stand structure and transformation rates. This concept presents the forest as a mosaic of patches in different development stages. The suitability of living conditions for all the components of the forest biocenosis depends directly on the presence of all the development stages and on the surface area of the forest. From the perspective of forest ecosystem protection, there is a need to create conditions allowing changes in surface area percentages of particular development

stages to be minimized. This particularly applies to the shortest forest development stages, which thus cover the lowest percentage of the total surface area.

Based on time changes in tree stand abundance and assuming a 10% range of fluctuation, Korpel' (1982) found that in the Carpathian beech-fir and fir-spruce-beech forests, the minimum surface area allowing the stage of equilibrium to be reached ranges between 40 and 50 hectares.

The minimum surface area was also estimated based on the texture maps of the „Čorkova Uvala” Reserve. In the performed simulation, patches of shape and size corresponding to natural patches in the regeneration phase (this phase covers the smallest surface area of about 8%) were randomly distributed over an area corresponding to 2,500 hectares. It was found that an area of more than 100 hectares assures a surface percentage of the regeneration phase equal to  $8\% \pm 1$  (Fig. 1).

According to another concept, the basic process determining the structure and dynamics of the forest is the appearance of gaps in the tree stand and their disappearance due to the development of young trees and the expansion of tree crowns. It can be assumed that any type of forest occupying a sufficiently large area is characterized by a specific distribution of gap sizes.

The assumed near-to-balance status is the situation where the average size of the gaps and the diversity of their sizes vary in a narrow range.

From the point of view of natural forest protection, it is important to create conditions for gaps representing the entire range of sizes to appear, in other words it is important to allow gaps of all naturally occurring sizes to appear. In a protected forest area, the presence of gaps of different sizes (from the smallest to the largest) indicates that adequate conditions are assured for the development of species with different light and humidity requirements. The diversity in gap sizes is additionally linked with the richness of microsites in which various groups of plant and animal species are settling.

The minimum surface area of forest protection sites was determined on the basis of the variability in gap sizes in the montane forests which cover the northern slope of Mt. Babia Góra. The vegetation cover there is a mosaic of patches of fertile Carpathian beech forest and mixed lower montane forest. Taking into account the distribution of the gaps it was found that sites of more than forty-two hectares are able to provide a relative stability ( $\pm 10\%$ ) of the most frequently observed gap sizes (Holeksa 1993 a).

Besides the minimum area surface, a forest reserve should also include a border zone. Such a buffer assures that the consistency of processes shaping the dynamics of the forest and its biological diversity is maintained over the central and peripheral zones of the minimum surface area. This applies to the amount of deadwood (Fig. 2), the probability of disturbances in the tree layer (Fig. 3) and many other factors.

To assure an even distribution of the level of deadwood, the width of the border zone (buffer belt) should not be less than the height of the tallest trees. If we thus assume that the minimum protected surface area for the mixed Carpathian forest is 50 hectares, the size of the reserves cannot be less than 63 hectares. If we take into account the size of patches representing the dying-back phase, the surface area of the reserve should cover a minimum of 68 hectares. The calculations above were made for circular areas.