

SIEDLISKA LEŚNE ZMIENIONE I ZNIEKSZTAŁCONE

redakcja naukowa Roman Zielony



Lasy Państwowe

Wydano na zlecenie
Dyrekcji Generalnej Lasów Państwowych
Warszawa 2016

© Centrum Informacyjne Lasów Państwowych

ul. Grójecka 127
02-124 Warszawa
tel.: 22 18 55 353
faks: 22 18 55 371
e-mail: cilp@cilp.lasy.gov.pl
www.lasy.gov.pl

Recenzje

prof. dr hab. Bogdan Brzeziecki
mgr inż. Jan Tabor (Wydział Ochrony Przyrody DGLP)

Redaktor prowadzący

Anna Wikło

Redakcja

Aleksandra Dominiewska

Zdjęcia na okładce

Paweł Fabijański, s. 1
Michał Orzechowski (Wydział Leśny SGGW), s. 4

Korekta

Elżbieta Kijewska

ISBN 978-83-63895-66-2

Projekt graficzny i przygotowanie do druku

Anter-Poligrafia

Druk i oprawa

Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy
Lasów Państwowych w Bedoniu

Spis treści

Wstęp	5
1. Właściwości biologiczne gleb w lasach na gruntach porolnych, popastwiskowych oraz połąkowych <i>Kazimierz Januszek, Ewa Błońska</i>	7
2. Aktywność biochemiczna gleb jako wskaźnik naturalności siedliska leśnego <i>Grażyna Olszowska</i>	31
3. Wpływ porolności na cechy gleby leśnej na tle problemów kartowania siedlisk porolnych w lasach <i>Piotr Sewerniak</i>	43
4. Siedliskowy indeks glebowy w diagnozie siedlisk górskich <i>Stanisław Brożek, Jarosław Lasota, Ewa Błońska, Maciej Zwydak, Tomasz Wanic</i>	63
5. Problemy diagnozowania typów siedliskowych lasu oraz określania stanu siedliska w lasach na terenach odwodnionych <i>Cezary Kabała, Marian Marzec</i>	79
6. Diagnoza siedlisk na gruntach pokopalnianych zrehabilitowanych dla leśnictwa <i>Marcin Pietrzykowski</i>	89
7. Skład gatunkowy runa lasów zdominowanych przez olszę czarną na terenach porolnych i trwale zalesionych południowo-zachodniej Polski <i>Anna Orczewska</i>	107
8. Hodowla dębu na siedliskach mezotroficznych <i>Tadeusz Andrzejczyk</i>	127
9. Przyszłość świerka w planowaniu hodowlano-urzędzeniowym na terenie północno-zachodniej Polski <i>Paweł Rutkowski, Tadeusz Wagner, Jacek Zientarski</i>	145
10. Znaczenie brzoź i topól w planowaniu urządzeniowo-hodowlanym na siedliskach zniekształconych <i>Jan Łukaszewicz</i>	157

11. Rola gatunków domieszkowych w planowaniu urządzeniowo-hodowlanym <i>Wojciech Gil</i>	177
12. Problemy diagnozy i monitoringu siedlisk przyrodniczych w eutroficznych lasach <i>Jan Marek Matuszkiewicz</i>	197
13. Ochrona i planowanie urządzeniowo-hodowlane na leśnych siedli- skach przyrodniczych w warunkach zrównoważonej gospodarki leśnej <i>Zbigniew Cykowiak, Władysław Danielewicz</i>	231
14. Problemy inwentaryzacji typologicznej, fitosocjologicznej oraz siedlisk przyrodniczych w ramach prac urządzania lasu <i>Roman Zielony</i>	243
15. Wnioski z konferencji siedliskowej „Leśne siedliska zmienione i zniekształ- cone”	273
16. Informacja o autorach	279

Wstęp

Siedlisko jest najważniejszym czynnikiem produkcji leśnej. Od ponad 60 lat siedliska w polskim leśnictwie są diagnozowane i kartowane według jednej metody – opracowanej w Instytucie Badawczym Leśnictwa, określanej jako metoda IBL lub ekologiczna, w której podstawową jednostką jest typ siedliskowy lasu. W długim już okresie stosowania była ona doskonałona; w szczególności zwiększono liczbę wyróżnianych typów siedliskowych lasu oraz wprowadzono jednostki niższego rzędu: rodzaj siedliska, wariant uwilgotnienia, stan siedliska i typ lasu (typ drzewostanu).

Określenie typu siedliskowego to jedna z najważniejszych informacji dla gospodarza lasu. Jest ona niezbędna do pełnego opisu taksacyjnego każdego płatu lasu – wyłączenia drzewostanowego, a w szczególności do zaplanowania właściwych wskazówek gospodarczych.

Najpełniejsze informacje o siedliskach zebrano dla terenów będących w zarządzie Lasów Państwowych, na których prace siedliskowe są wykonywane w przybliżeniu co 30 lat. Porównania wyników kartowania siedlisk z kolejnych prac urzędniowych wykazują, że następują zmiany udziału procentowego poszczególnych typów siedliskowych lasu oraz grup żyznościowych i wilgotnościowych siedlisk. Wynikają one głównie ze zmian powierzchni ogólnej nadleśnictw i lasów w kraju oraz z pełniejszego rozpoznania siedlisk, przeprowadzanego z reguły przez taksatorów siedliskoznawców, znacznie lepiej przygotowanych do tego typu prac niż taksatorzy wykonujący te prace w okresie definitywnego urzędowania lasu oraz I rewizji urzędowania lasu (1956–1977), których wyniki są najczęściej punktem odniesienia do dokonywanych ocen. Dlatego też niewłaściwe jest czasem wypowiediane stwierdzenie: „przyszli siedliskoznawcy i zmienili typy siedliskowe” (najczęściej je podnieśli). Z reguły właściwe jest natomiast stwierdzenie: „siedliskoznawcy określili siedliska prawidłowo”, zgodnie z obowiązującymi przepisami (klasyfikacją i zasadami kartowania siedlisk określonymi w *Instrukcji urzędowania lasu*).

Wykonywane przez ponad 60 lat prace siedliskowe pozwoliły nie tylko rozpoznać przyrodnicze możliwości produkcyjne polskich lasów, ale również są źródłem wielu informacji o zmianach, jakie w tym okresie nastąpiły w lasach. Posłużyły

ponadto do opracowania nowej klasyfikacji gleb leśnych Polski*, a także nowej wersji regionalizacji przyrodniczo-leśnej kraju**. Wiedza o ekosystemach leśnych, zwłaszcza o siedliskach w poszczególnych obiektach, jaką dysponują siedliskoznawcy terenowcy, jest coraz szersza i nie zawsze pokrywa się z informacjami dostępnymi w opracowaniach naukowych oraz stosowanych instrukcjach. Okazuje się, że dostępna wiedza wymaga czasami weryfikacji i aktualizacji, a stosowane instrukcje – nowelizacji. W tym celu okresowo organizuje się konferencje naukowo-techniczne, w trakcie których omawiane są aktualne problemy typologii siedlisk leśnych i siedliskoznawstwa. W ostatnim okresie nastąpiło rozszerzenie zakresu prac przyrodniczych wykonywanych w ramach prac urzędniowych o prace fitosocjologiczne – wykonywane również przez siedliskoznawców – głównie na terenie leśnych kompleksów promocyjnych (LKP). Rozszerza się także zakres inwentaryzacji i weryfikacji siedlisk przyrodniczych w ramach programu wdrażania w Polsce Europejskiej sieci ekologicznej Natura 2000. W związku z tym pojawiła się duża grupa problemów, jakie powinny być pełniej wyjaśnione, z którymi niejednokrotnie wiąże się potrzeba ujednoczenia różnych definicji oraz stosowanych rozwiązań.

Do istotnych w diagnozowaniu i kartowaniu siedlisk leśnych zagadnień, na które trzeba spojrzeć na nowo, należy między innymi problematyka określania stanu siedliska na terenach będących w przeszłości gruntami rolnymi, łąkami lub pastwiskami oraz na terenach trwale odwodnionych. Wymienione problemy dyskutowane były na konferencji, jaka odbyła się 13–14 listopada 2014 r. w ośrodku szkoleniowym Lasów Państwowych w Nagórzycach, zorganizowanej przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych oraz Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, przy współudziale Wydziału Leśnego Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie.

W niniejszej publikacji zamieszczono większość zaprezentowanych na konferencji referatów oraz opracowania przygotowane specjalnie na potrzeby tego wydawnictwa. Ich autorami są pracownicy jednostek naukowych oraz Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej – osoby zajmujące się zagadnieniami typologii siedlisk leśnych, siedliskoznawstwa leśnego, gleboznawstwa, biologii gleby i fitosocjologii, w tym również problematyką siedlisk przyrodniczych Natura 2000.

Roman Zielony

* *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, 2000, CILP, Warszawa.

** Zielony R., Kliczkowska A., 2012, *Regionalizacja przyrodniczo-leśna 2010*, CILP, Warszawa, s. 356.

1 Właściwości biologiczne gleb w lasach na gruntach porolnych, popastwiskowych oraz połąkowych

1.1. Wprowadzenie

Zwiększanie powierzchni lasów w Polsce następuje przez zalesianie gruntów użytkowanych rolniczo lub stanowiących nieużytki. W latach 1947–1997 zostało w Polsce zalesionych około 1 156 000 ha terenów wcześniej rolniczych [Sierota 2013]. Drzewostany na gruntach porolnych odznaczają się uproszczoną strukturą gatunkową i wiekową oraz specyficznymi warunkami glebowo-siedliskowymi. Według Tuszyńskiego [1990], Szujeckiego [1990], Marcinka i Komisarek [2004] gleby po długotrwałym użytkowaniu rolniczym charakteryzują się brakiem typowej dla gleb leśnych fauny glebowej, brakiem warunków do rozwoju mikroflory grzybowej oraz niższą kwasowością, co sumarycznie przekłada się na pogorszenie właściwości biochemicznych gleb i zwiększone zagrożenie ze strony patogenów grzybowych. Powstałe w wyniku zalesień drzewostany, bez względu na warunki klimatyczno-edaficzne, stwarzały i stwarzają wiele problemów natury ochronno-hodowlanej [Bernadzki 1990, Rykowski 1990].

Głównymi gatunkami drzew wykorzystywanymi w charakterze przedplonów do zalesień na terenach porolnych były: sosna zwyczajna, świerk pospolity, brzoza brodawkowata, modrzew europejski i olsze (czarna i szara). Szczególnie drzewostany sosnowe i świerkowe na gruntach porolnych są narażone na rozwój patogena grzybowego korzeniowca wieloletniego *Heterobasidion annosum* Fr. Bref. Takie drzewostany w północno-wschodniej Polsce zostały poważnie uszkodzone przez *H. annosum* na powierzchni 13 700 ha [Sierota 2013]. Główne przyczyny podatności drzewostanów na rozwój tego patogenu tkwią we właściwościach gleb porolnych, takich jak: duża zawartość azotu, wysoka wartość pH (wyższa od optymalnej dla gleb leśnych), obecność podeszwy płużnej, brak korzeni (tkanek zawierających ligninę i hemicelulozę) stanowiących podłoże dla pożytecznych mikroorganizmów

* Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Zakład Gleboznawstwa Leśnego; al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków; e-mail: rjanuszk@cyf-kr.edu.pl, eblonska@ar.krakow.pl.

i grzybów antagonistycznych względem huby korzeniowej [Kwaśna i in. 2001; Sierota 1987]. Proces przekształcania się zbiorowiska grzybów mykoryzowych już istniejącego w glebie porolnej w kierunku struktury typowej dla środowiska leśnego (grzybów ektomykoryzowych ECM) z reguły przebiega stosunkowo wolno. Z badań Boerner i in. [1996] wynika, że zbiorowisko ECM, typowe dla dojrzałego drzewostanu, na glebach porolnych może powstać nie wcześniej niż po 25–30 latach od chwili zaprzestania uprawy rolniczej. Słabo poznane jest również zjawisko sukcesji zbiorowisk ECM w drzewostanach gatunków iglastych na gruntach porolnych, zarówno posadzonych, jak i powstałych w wyniku naturalnego odnowienia [Małecka i Hilszczańska 2014].

Zalesianie nieużytków porolnych jest skutecznym sposobem biologicznej rekultywacji powierzchni ziemi. Ochronne działanie drzewostanu polega przede wszystkim na wiązaniu gleby przez gęsty system korzeniowy oraz retencjonowaniu wody w ściółce i glebie [Węgorek 2008, Siuta 2010]. Krämer i in. [2000] uważają, że drzewostany stymulują aktywność enzymatyczną gleb dzięki zwiększeniu biomasy drobnoustrojów wytwarzających enzymy. Według Dahm [1984] i Burnsa [1985] oddziaływanie roślin wyższych na enzymy glebowe zależy od składu chemicznego rośliny, który u poszczególnych rodzajów, gatunków, a nawet odmian może wykazywać znaczne różnice.

Gleba jest złożonym ekosystemem, w którym ważną rolę odgrywają mikroorganizmy biorące udział w obiegu składników pokarmowych, w obiegu węgla oraz w procesie degradacji zanieczyszczeń, co wpływa na odpowiednią jakość gleb [Truu i in. 2008]. Caldwell i in. [1999] oraz Nannipieri i in. [2002] uważają, że aktywność procesów mikrobiologicznych zachodzących w środowisku glebowym dobrze odzwierciedla biochemiczne właściwości gleby. Biologiczne parametry mają szczególnie duże znaczenie w ocenie jakości gleby, ponieważ żywe organizmy z reguły szybko i wybiórczo reagują na zmiany zachodzące w środowisku. Również Nannipieri i in. [2002] uważają, że biomasa mikrobiologiczna, wielkość respiracji, tempo mineralizacji azotu, aktywność enzymatyczna i ilość grzybów powinny być używane jako wskaźniki oceny jakości gleb.

W niniejszej pracy główny akcent położono na przedstawienie czynników biologicznych, decydujących o tempie i stopniu przekształcenia gleb gruntów porolnych w gleby leśne. W opracowaniu wykorzystano wyniki badań własnych, prowadzonych na terenach porolnych w Karpatach Fliszowych w 1992 r. w ramach grantów nr 6 0024 91 01 i 6 0025 91 01 finansowanych z KBN, oraz rezultaty innych badaczy. W badaniach prowadzonych na terenie Karpat oznaczano aktywność enzymatyczną i podstawowe właściwości fizykochemiczne i chemiczne w glebie strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej wybranych gatunków drzew zróżnicowanych wiekowo, na gruntach porolnych oraz w glebie darniowej sąsiadujących z nimi użytków zielonych i ugorów, a także w glebach lasów jodłowych, potencjalnych zbiorowisk na bada-

nym terenie. Postawiono tezę, że stopień przekształcenia gleb porolnych w trwałe użytki leśne uzależniony jest od gatunku drzewa i czasu oraz że można go ocenić przez porównanie właściwości gleby w strefie ryzosferowej i pozaryzosferowej. Zastosowana metodyka badań oraz średnie wartości badanych właściwości gleby zostały opublikowane wcześniej [Januszek 1994, 1999]. W niniejszym opracowaniu właściwości fizykochemiczne i biochemiczne gleby w strefie ryzosferowej i pozaryzosferowej zostały przedstawione w zależności do wieku drzew.

1.2. Przekształcanie właściwości fizycznych i chemicznych gleb porolnych na przykładzie przedplonów sosny zwyczajnej i olszy szarej

Badania nad wpływem przedplonów sosnowych (ryc. 1.1) w okresie pierwszych 50 lat wzrostu na właściwości fizyczne, chemiczne i przemiany morfologii profilu gleb porolnych prowadzili Maciaszek i Zwydak [1996a]. Wspomniani autorzy stwierdzili, że przekształcenie morfologii, właściwości fizycznych i chemicznych gleb przedplonów sosnowych zaznacza się głównie w poziomie akumulacji próchnicy. Niektóre właściwości gleb przedplonów sosnowych, jak np.: miąższość poziomu akumulacji próchnicy, głębokość biologiczna gleby, gęstość objętościowa, odczyn, stosunek (C : N), zmieniają się stopniowo w czasie oddziaływania sośnin na glebę. Z kolei wartość kwasowości potencjalnej (hydrolytycznej i wymiennej) oraz zawartość materii organicznej i składników pokarmowych nie wykazywały związku z czasem oddziaływania przedplonu sosnowego. Według Maciaszka i Zwydaka [1996b] zakwaszenia i obniżania zasobności gleb w azot, wapń, magnez i fosfor powodowanego przez zalesianie żyznych gleb ornych sosną można uniknąć, zwiększając udział gatunków pozytywnie oddziałujących na glebę, takich jak np. jawor, jesion, wiąz górski czy lipa.



Ryc. 1.1. Przedplon sosny pospolitej na gruncie porolnym w Beskidzie Sądeckim (fot. K. Januszek)

Fig. 1.1. Scots pine forecrop on post-agricultural land in the Beskid Sądecki (photo by K. Januszek)



Ryc. 1.2. Sukcesja olszy szarej na porzuconych gruntach ornym w Bieszczadach (fot. K. Januszek)
Fig. 1.2. Grey alder succession on abandoned arable land in the Bieszczady (photo by K. Januszek)

Badania nad oddziaływaniem olszy szarej na środowisko przyrodniczo-leśne i nad przekształceniami gleb porolnych w Bieszczadach prowadził Brożek [1993] (ryc. 1.2). Wykazały one, że olsza szara po około 40 latach wegetacji modyfikuje dawną glebę uprawną. Przede wszystkim przekształca morfologię profilu glebowego w kierunku typowym dla gleb leśnych, głównie pod wpływem nagromadzenia materii organicznej, silnie wzbogaca glebę w azot dzięki jego wiązaniu z atmosfery, wzmacnia mineralizację azotu, przez co udostępnia roślinom związany w biomacie azot atmosferyczny i zwiększa produktywność gleb. Dodatkowo pod wpływem olszy szarej zwiększa się zakwaszenie gleby, co jest powodowane intensywną nityfikacją oraz zwiększonym pobieraniem i migracją kationów. Właściwości fizyczne gleby również uległy modyfikacji w wyniku wpływu olszy szarej. Zmniejszyły się gęstość właściwa i objętościowa oraz zwięzłość; zwiększyła się porowatość gleb w poziomach próchnicznych.

1.3. Wpływ wybranych gatunków drzew na właściwości biologiczne gleb porolnych

Chociaż skład gatunkowy większości zespołów fauny glebowej charakterystycznych dla gleb leśnych kształtuje się na glebach porolnych już po 20–25 latach od ich zalesienia, to struktura ilościowa i przestrzenna tych zespołów jest inna. Szczególnie zauważalne jest przywiązanie fauny zalesień do wierzchniej warstwy gleby i do jej powierzchni, podczas gdy w glebach leśnych liczebność i biomasa zwierząt bezkręgowych, zwłaszcza saprofagicznych, jest większa w głębszych warstwach gleby [Tracz i in. 2014].

Liczebność bakterii, promieniowców, grzybów i ich grup funkcjonalnych może być wykorzystana do charakterystyki mikrobiologicznej gleby. Oznaczenie aktywności enzymatycznej i zrozumienie czynników regulujących aktywność enzymatyczną jest konieczne do charakterystyki potencjału metabolicznego, żyzności i jakości gleby oraz przydatne do oceny ilości bakterii i grzybów znajdujących się w glebie [Dick 1994; 1997; Trasar-Cepeda i in. 1998; Acosta-Martinez i in. 1999]. Aktywność enzymatyczna, w połączeniu z innymi właściwościami gleb, daje wystarczającą podstawę do wyboru odpowiedniego sposobu użytkowania gleby [Shaw i Burns 2003].

Ryzosfera to ta strefa gleby, gdzie wydzieliny uwalniane z korzeni roślin mogą stymulować lub hamować aktywność mikroorganizmów glebowych albo też nie mieć na nią wpływu [Pinton i in. 2001]. 30–60% fotosyntetycznie związanego węgla może być translokowane do korzeni, przy czym znaczna proporcja (40%) jest uwalniana do ryzosfery w ilościach zależnych od: nasświetlenia, temperatury, stanu odżywczego gleby, czynników stresowych, przeszkód mechanicznych, typu gleby, gatunku i wieku rośliny oraz aktywności mikrobiologicznej w ryzosferze [Neumann i Römheld 2001; Pinton i in. 2001]. Ilość komórek mikrobiologicznych w ryzosferze może sięgać 10^9 – 10^{12} na 1 g gleby, a ilość bezkręgowców w glebie ryzosferowej w porównaniu z pozaryzosferową jest dwukrotnie większa [Pinton i in. 2001].

Ryzosfera cechuje się podwyższoną aktywnością enzymatyczną, będącą wynikiem działania roślin i mikroorganizmów. Szczególnie aktywne okazały się fosfatazy, co sugeruje, że są one zaangażowane w rozpuszczanie fosforanów i stymulowanie wzrostu roślin [Burns 1985]. Warstwa gleby wokół korzeni, w której wzrost mikroorganizmów jest stymulowany przez wydzieliny, może mieć 1–2 mm szerokości [Darrah i Roose 2001]. Większa aktywność fosfataz w glebie wokół korzeni roślin uprawnych sięgała do 4 mm [Tarafdar i Jungk 1987].

Badania dotyczące oceny aktywności enzymatycznej i podstawowych właściwości fizykochemicznych i chemicznych gleby, z uwzględnieniem strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej wybranych gatunków drzew, na gruntach porolnych przeprowadził Januszek [1994, 1999]. W badaniach tych w celach porównawczych uwzględniono również aktywność enzymatyczną w poziomach próchnicznych gleb

Tabela 1.1. Średnie wartości wybranych właściwości gleby w poziomie próchnicznym, z uwzględnieniem strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) oraz gatunku drzewa: olszy szarej (Ol), sosny zwyczajnej (So) i jodły pospolitej (Jd). Dla porównania przedstawiono też analogiczne właściwości gleby darniowej ugorów (DU) i użytków zielonych (UZ)

Table 1.1. Mean values of selected soil properties in humus horizon, including rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) and the tree species: grey alder (Ol), pine (So), fir (Jd). Corresponding soil properties of sod fallow land (DU) and grassland (UZ) are presented for comparison

Gleba	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	Wilg. [%]	C org. [%]	N cał. [%]	C:N	P przysw.	K _{wym.}	Ca _{wym.}
R Ol	4,18	3,45	19,4	5,21	0,50	10,5	0,84	4,23	349
P Ol	4,34	3,60 ^{**}	17,5	3,73	0,35	10,7	0,45 [*]	3,94	341
DU	5,31 ^{***}	4,10 ^{**}	25,7	3,86	0,40	9,6	0,52	6,14	682 [*]
R So	4,59	3,72	26,1	2,28	0,22	10,4	0,31	3,21	556
P So	5,01	3,97 ^{**}	22,0 ^{**}	1,46 ^{**}	0,16 ^{**}	9,1 [*]	0,18 ^{**}	1,03 ^{**}	692
UZ	5,61 ^{**}	4,56 ^{**}	26,9	2,09	0,23	9,1 ^{**}	1,69	2,72 ^{**}	1141 [*]
R Jd	4,07	3,29	29,4	3,27	0,24	14,3	0,20	7,52	397
P Jd	4,05	3,34	30,6	3,66	0,26	14,3	0,32	7,47	401

Rozkłady R-P, R Ol-DU oraz R So-UZ są istotnie różne przy p: ^{*} ≤ 0,05; ^{**} ≤ 0,01; ^{***} ≤ 0,001; P_{przysw.} - fosfor przyswajalny; K_{wym.} i Ca_{wym.} - wymienne formy potasu i wapnia.

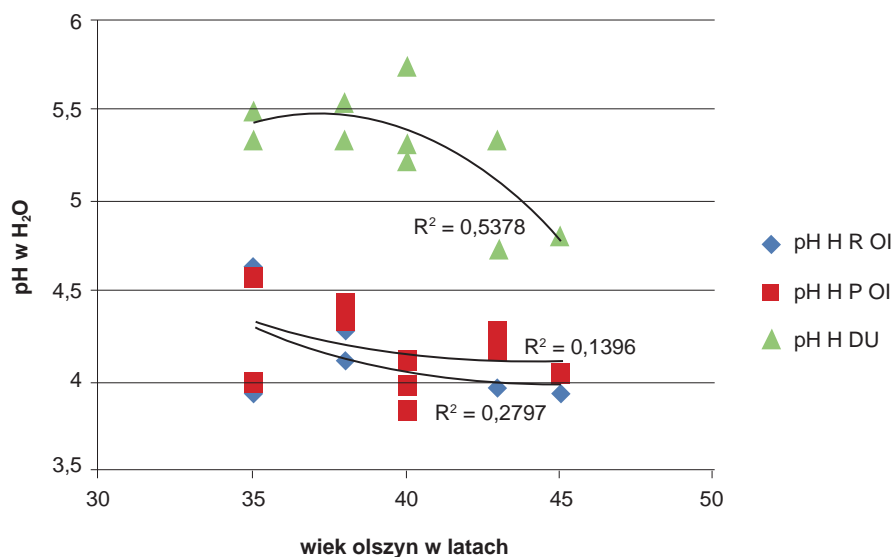
Źródło / Source: badania własne

darniowych użytków zielonych i ugorów bezpośrednio przylegających do lasu. Ogółem zbadano właściwości 12 par gleb olsza-ugór i 11 par sosna-użytek zielony oraz 7 stanowisk, gdzie potencjalną roślinnością naturalną były lasy jodłowe. Oznaczano aktywność trzech grup enzymów glebowych: dehydrogenaz, fosfataz i proteaz. W przeprowadzonych badaniach zanotowano znaczne różnice we właściwościach chemicznych badanych gleb (tab. 1.1). Najwyższymi średnimi wartościami pH charakteryzowały się poziomy próchniczne gleby darniowej ugorów i użytków zielonych. Zanotowano także różnice w wartościach pH pomiędzy glebami strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej poszczególnych gatunków drzew. Podobnie było w przypadku zawartości węgla i azotu. Najsprawniejszym tempem rozkładu materii organicznej (C : N) odznaczały się gleby ugorów i użytków zielonych.

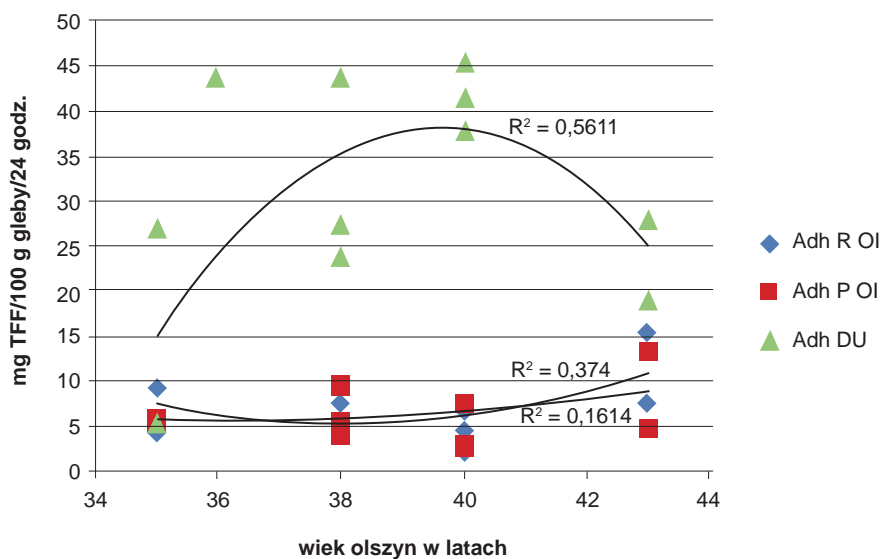
1.3.1. Olsza szara

Wyniki badań wybranych właściwości chemicznych i biologicznych gleb pod drzewostanami olszowymi, z uwzględnieniem wieku drzewostanu oraz strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) oraz gleby darniowej ugorów (DU) jako wariantu porównawczego, przedstawiono na ryc. 1.3-1.7.

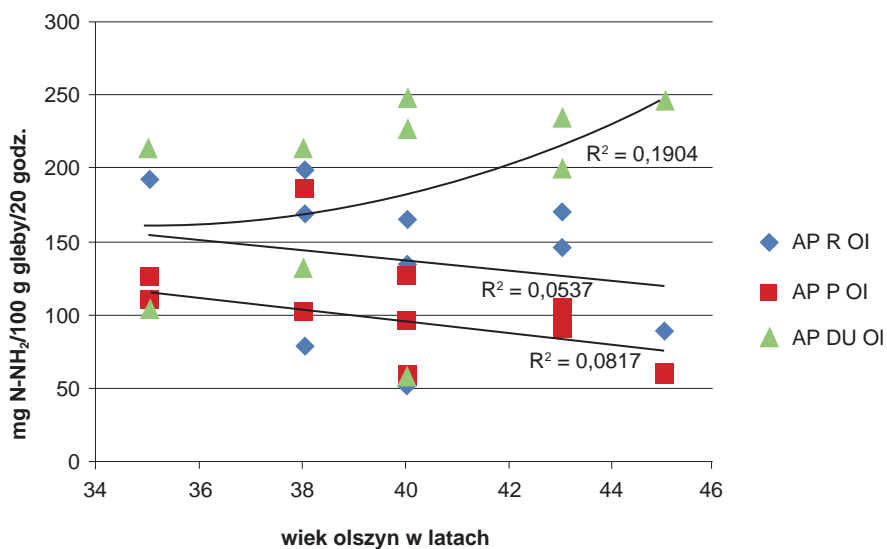
Gleba strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) 45-letniej olszy szarej wykazała ustabilizowane i zbliżone wartości pH, odpowiednio: 3,9 i 4,0 (ryc. 1.3).



Ryc. 1.3. Wartość pH w H₂O (pH H) w glebie darniowej ugorów (DU) oraz w glebach pod drzewostanami olszy szarej (OI), z uwzględnieniem wieku drzewostanu oraz strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P)
Fig. 1.3. Value of pH in H₂O (pH H) in soil of sod fallow land (DU) and soil of grey alder (OI) in relation to stand age and rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) zone

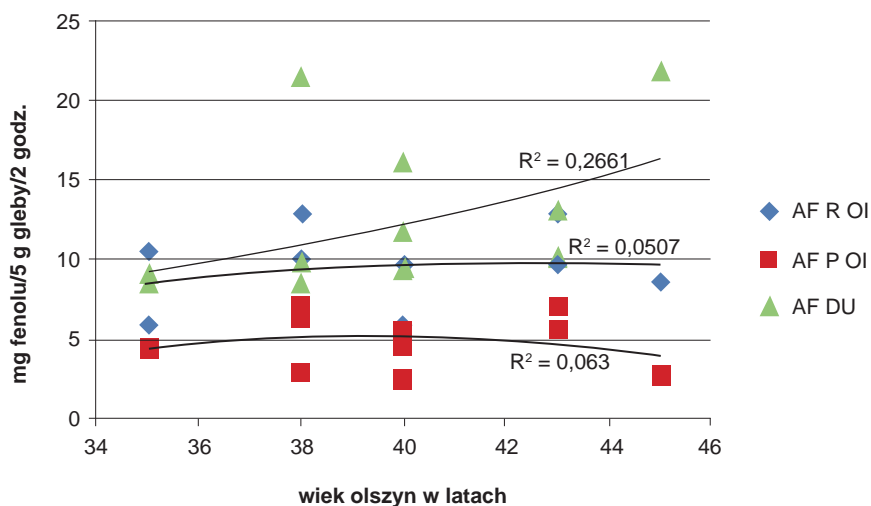


Ryc. 1.4. Aktywność dehydrogenaz (Adh) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) olszy szarej (OI) w zależności od wieku drzew oraz gleby darniowej ugorów (DU)
Fig. 1.4. Dehydrogenase activity (Adh) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of grey alder (OI) in relation to stand age and soil of sod fallow land (DU)



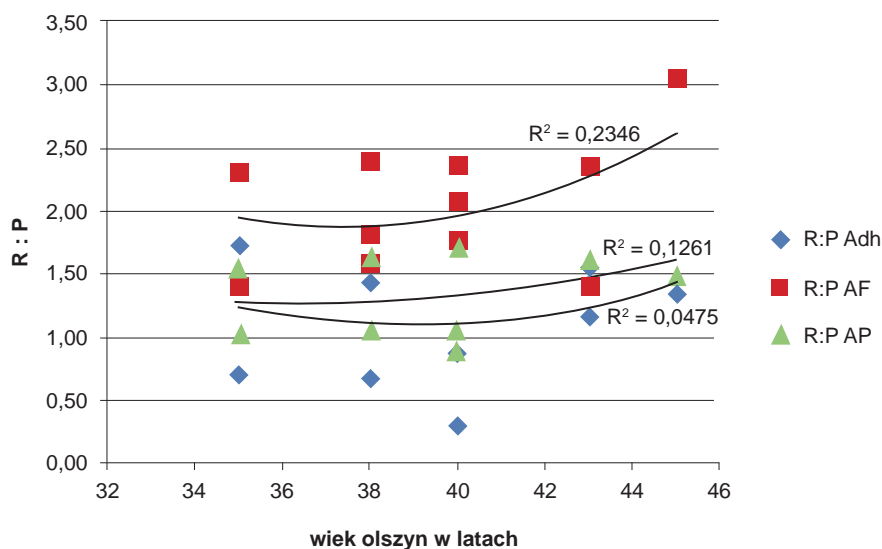
Ryc. 1.5. Aktywność proteaz (AP) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) olszy szarej (OI) w zależności od wieku drzew oraz gleby darniowej ugorów (DU)

Fig. 1.5. Protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of grey alder (OI) in relation to tree age and soil of sod fallow land (DU)



Ryc. 1.6. Aktywność fosfataz (AF) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) olszy szarej (OI) w zależności od wieku drzew oraz gleby darniowej ugorów (DU)

Fig. 1.6. Phosphatase activity (AF) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of grey alder (OI) in relation to stand age and soil of sod fallow land (DU)



Ryc. 1.7. Wartości stosunków (R : P) aktywności dehydrogenaz (Adh), fosfataz (AF) i proteaz (AP) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) olszy szarej w zależności od wieku

Fig. 1.7. Values of (R : P) ratio of dehydrogenase activity (Adh), phosphatase activity (AF) and protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of grey alder (Ol) in relation to age

Gleby strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej pod olszą charakteryzowały się też zbliżoną aktywnością dehydrogenaz, wyraźnie niższą niż w wariancie porównawczym (gleba darniowa na ugorze) (ryc. 1.4).

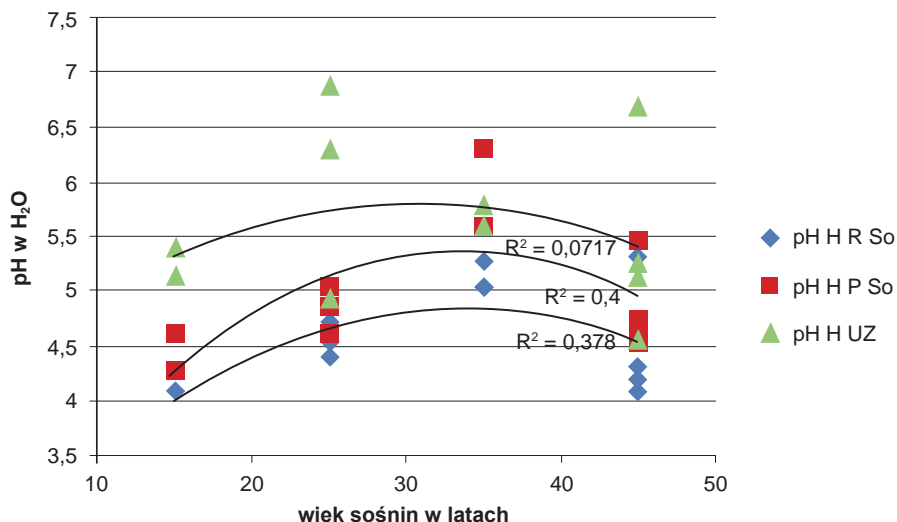
Na podkreślenie zasługuje brak istotnego zróżnicowania badanych właściwości chemicznych w glebie strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej, oprócz pH w KCl i koncentracji fosforu przyswajalnego (tab. 1.1), co świadczy o silnym wpływie olszy szarej na właściwości badanych gleb już po upływie 35 lat.

W glebach pod olszą szarą stwierdzono także słabo zróżnicowane wartości aktywności proteaz ($R : P < 1,5$) oraz zróżnicowane wartości AF ($R : P = 2,7$) (ryc. 1.7).

1.3.2. Sosna zwyczajna

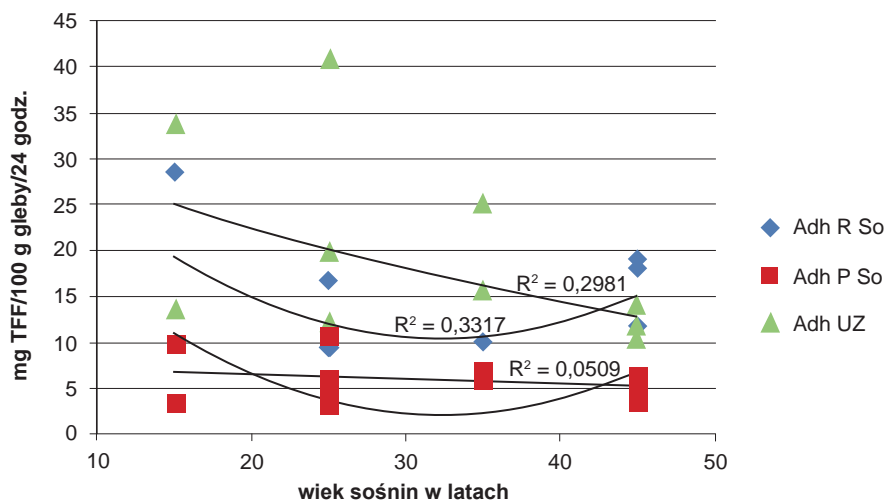
Gleba strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) 45-letniej sosny zwyczajnej wykazała zróżnicowane wartości pH, odpowiednio: 4,5 i 5,0 (ryc. 1.8), zróżnicowane wartości aktywności fosfataz ($R : P = 3,7$; ryc. 1.12) oraz zróżnicowane wartości aktywności dehydrogenaz ($R : P = 3$) z tendencją wzrastającą (ryc. 1.9 i 1.12). Dodatkowo w glebach drzewostanów sosnowych zanotowano słabo zróżnicowane wartości aktywności proteaz ($R : P = 1,2$), zbliżone do gleb użytków zielonych (ryc. 1.10 i 1.12). Właściwości chemiczne gleby strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej sosny zwyczajnej były istotnie zróżnicowane, z wyjątkiem wymiennej formy wapnia

(tab. 1.1), co wskazywałyoby na trwający i niezakończony proces przekształcania przez ten gatunek gleb porolnych w ustabilizowane siedliska leśne.



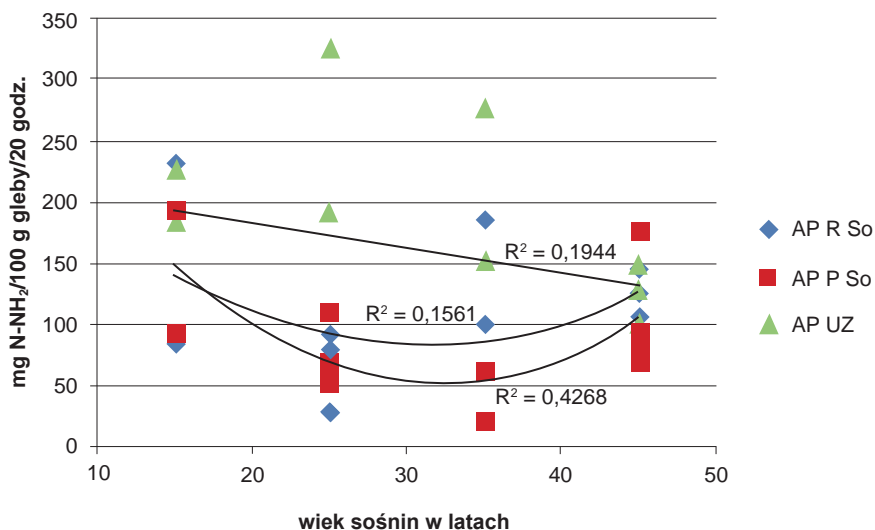
Ryc. 1.8. Wartość pH w H₂O (pH H) w glebie darniowej użytków zielonych (UZ) oraz w glebach pod drzewostanami sosny zwyczajnej (So), z uwzględnieniem wieku drzewostanu oraz strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P)

Fig. 1.8. Value of pH in H₂O (pH H) of rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of pine (So) in relation to stand age and soil of sod grassland (UZ)



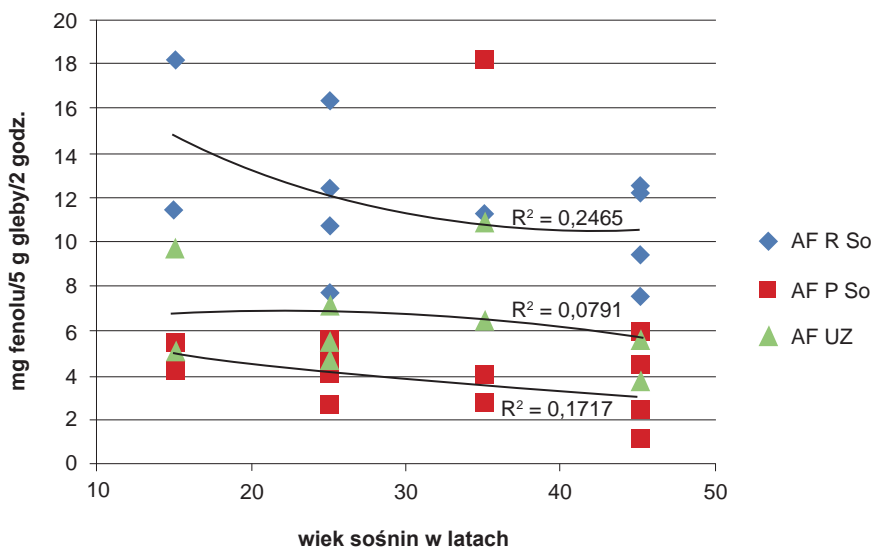
Ryc. 1.9. Aktywność dehydrogenaz (Adh) w strefie ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) sosny zwyczajnej (So) w zależności od wieku drzew oraz w glebie darniowej użytków zielonych (UZ)

Fig. 1.9. Dehydrogenase activity (Adh) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of pine (So) in relation to tree age and soil of sod grassland (UZ)



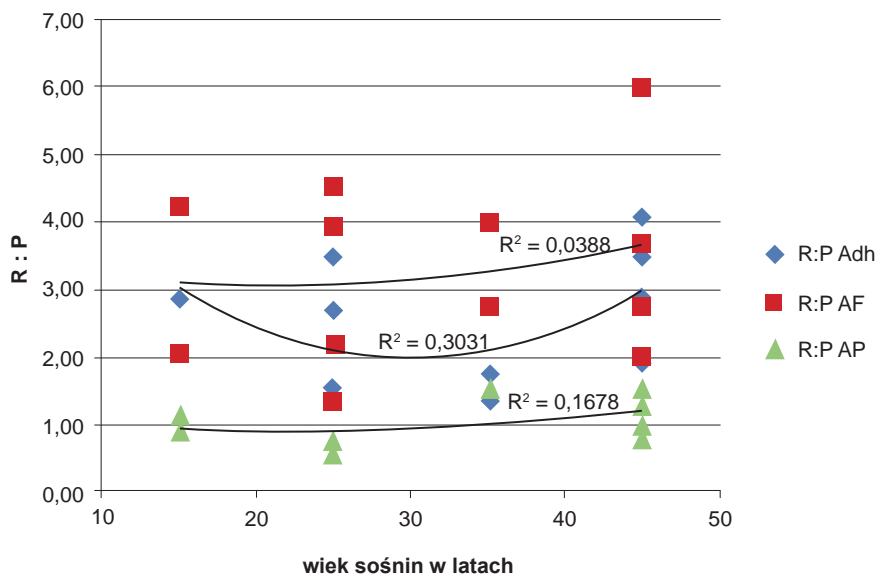
Ryc. 1.10. Aktywność proteaz (AP) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) sosny (So) w zależności od wieku drzew oraz w glebie darniowej użytków zielonych (UZ)

Fig. 1.10. Protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of pine (So) in relation to tree age and soil of sod grassland (UZ)



Ryc. 1.11. Aktywność fosfataz (AF) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) sosny zwyczajnej (So) w zależności od wieku drzew oraz w glebie darniowej użytków zielonych (UZ)

Fig. 1.11. Phosphatase activity (AF) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of pine (So) in relation to tree age and soil of sod grassland (UZ)

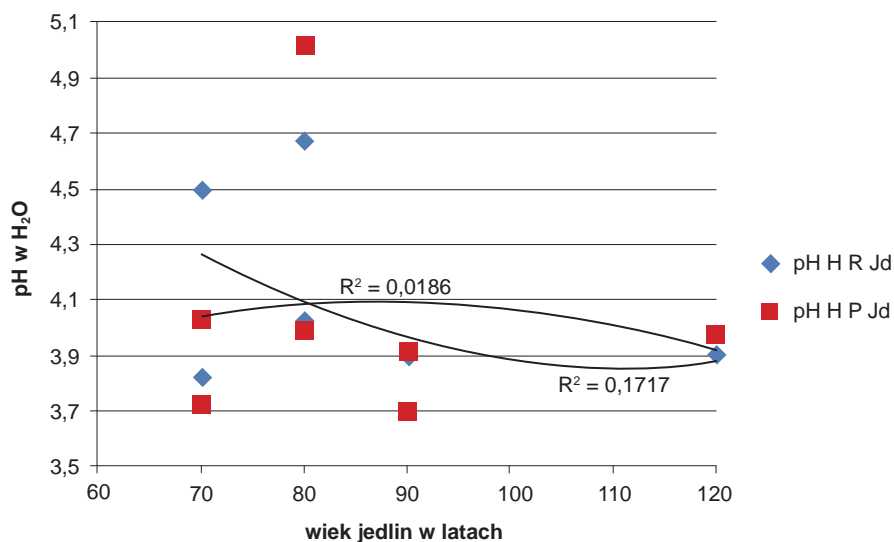


Ryc. 1.12. Wartości stosunków (R : P) aktywności dehydrogenaz (Adh), fosfataz (AF) i proteaz (AP) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) sosny zwyczajnej (So) w zależności od wieku drzew

Fig. 1.12. Values of (R : P) ratio of dehydrogenase activity (Adh), phosphatase activity (AF) and protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of pine (So) in relation to tree age

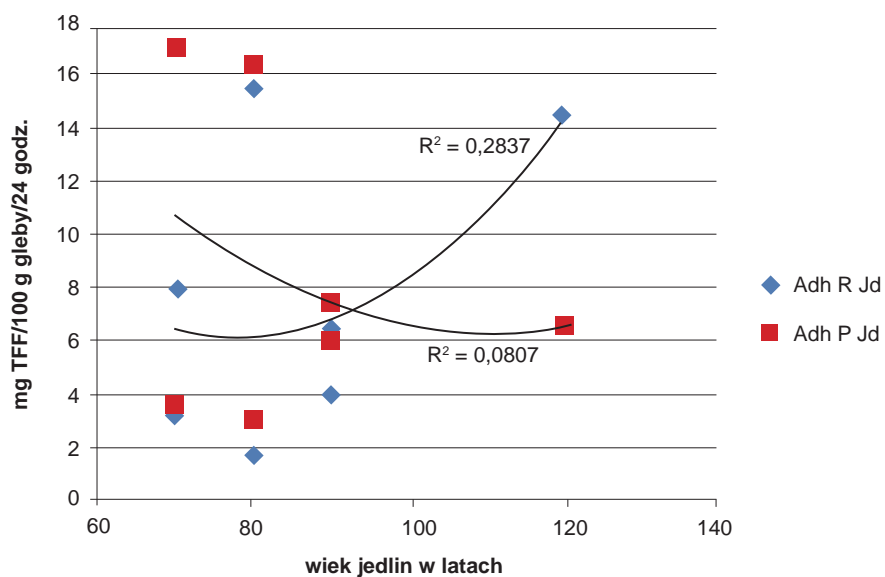
1.3.3. Jodła pospolita

Gleba strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej drzewostanów jodłowych charakteryzowała się nieodróżnionymi wartościami pH (3,9; ryc. 1.13) i słabo zróżnicowanymi wartościami aktywności badanych enzymów (R : P dla AF, AP i Adh odpowiednio: 1,6; 1,2 i 1,6 w wieku 110 lat) (ryc. 1.14–1.17).



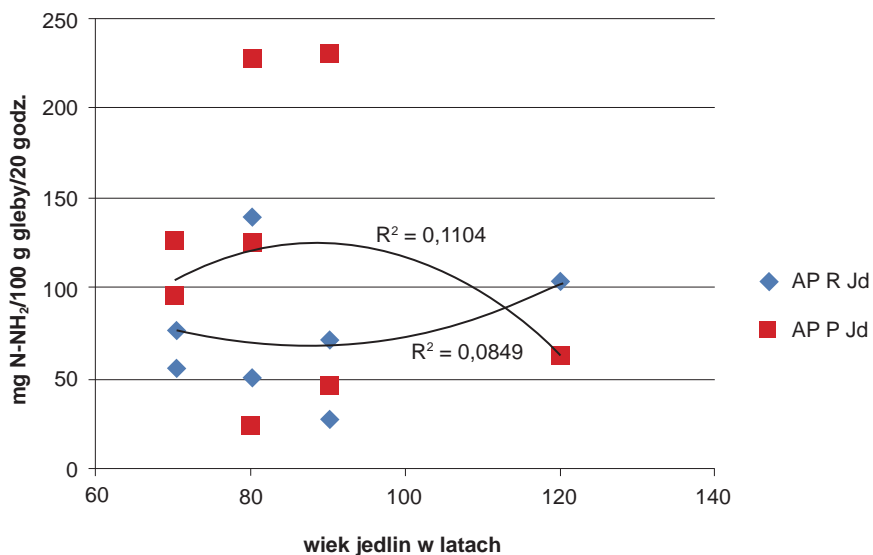
Ryc. 1.13. Wartość pH w H₂O (pH H) gleb pod drzewostanami jodły pospolitej (Jd), z uwzględnieniem wieku drzew oraz strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P)

Fig. 1.13. Value of pH in H₂O (pH H) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of silver fir (Jd) in relation to tree age



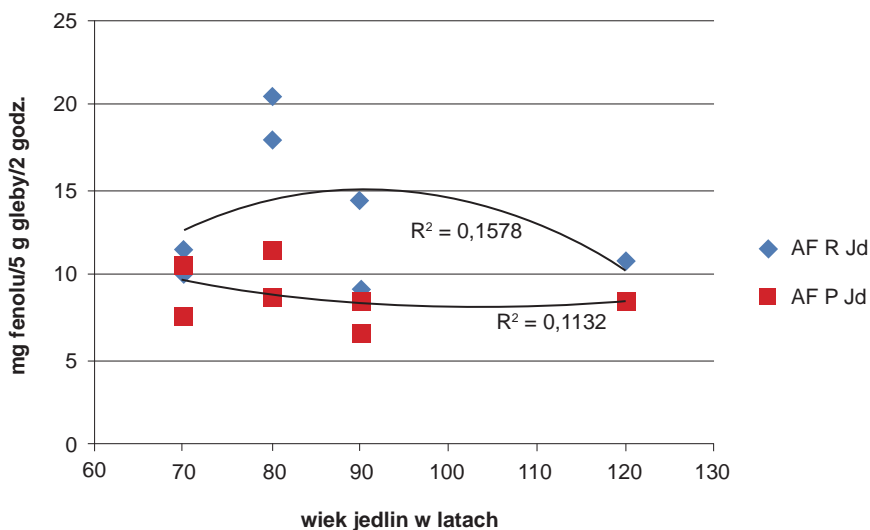
Ryc. 1.14. Aktywność dehydrogenaz (Adh) w glebach pod drzewostanami jodły (Jd) w strefie ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) w zależności od wieku drzew

Fig. 1.14. Dehydrogenase activity (Adh) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of silver fir (Jd) in relation to tree age



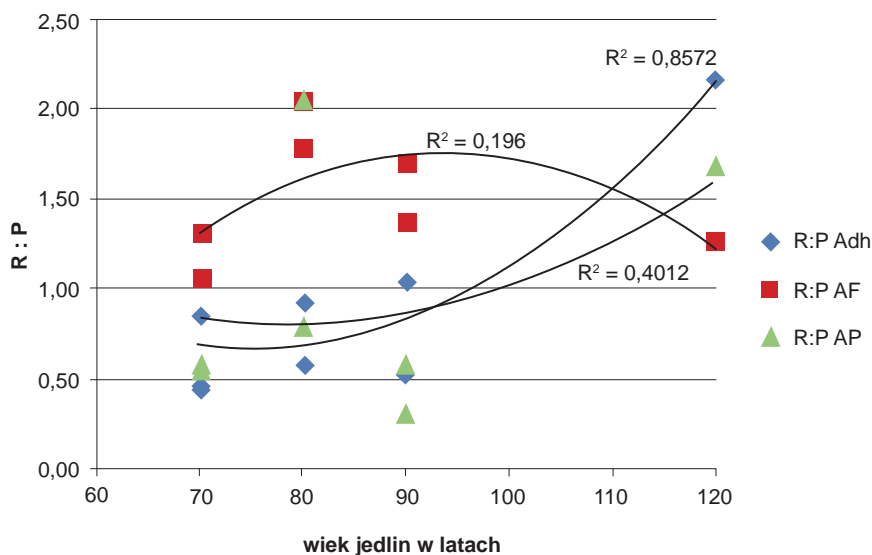
Ryc. 1.15. Aktywność proteaz (AP) w glebach pod drzewostanami jodły pospolitej (Jd) w strefie ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) w zależności od wieku drzew

Fig. 1.15. Protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of silver fir (Jd) in relation to tree age



Ryc. 1.16. Aktywność fosfataz (AF) w glebach pod drzewostanami jodły pospolitej (Jd) w strefie ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) w zależności od wieku drzew

Fig. 1.16. Phosphatase activity (AF) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of silver fir (Jd) in relation to tree age



Ryc. 1.17. Wartości stosunku (R : P) aktywności dehydrogenaz (Adh), fosfataz (AF) i proteaz (AP) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) jodły pospolitej w zależności od wieku drzew

Fig. 1.17. Values of (R : P) ratio of dehydrogenase activity (Adh), phosphatase activity (AF) and protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of silver fir (Jd) in relation to tree age

1.4. Wpływ strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej na aktywność enzymatyczną gleby

Zanotowano statystycznie istotne różnice w wartościach stosunku (R : P) aktywności dehydrogenaz w glebie strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej w przypadku sosny. Statystycznie istotne różnice w wartościach stosunku Adh gleby strefy R w odniesieniu do Adh gleby ryzosferowej roślinności zielnej ugorów i użytków zielonych (Rz) odnotowano w przypadku olszy i jodły (tab. 1.2).

Tabela 1.2. Wartości średnie stosunku (R : P) aktywności dehydrogenaz (Adh) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) badanych gatunków drzew oraz stosunku Adh gleby strefy R w odniesieniu do Adh gleby ryzosferowej roślinności zielnej ugorów i użytków zielonych (Rz)

Table 1.2. Mean values of (R : P) ratio of dehydrogenase activity (Adh) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of investigated tree species, in addition to the ratio of Adh of soil rhizosphere R to Adh of herbaceous plants' soil rhizosphere of fallow land and grassland (Rz)

Gatunek drzewa	Adh R : P	Adh R : Rz
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	1,1 : 1	1 : 4 ^{***}
<i>Pinus sylvestris</i> L.	2,4 : 1 ^{***}	1 : 1,4
<i>Abies alba</i> Mill.	0,8 : 1	1 : 2,5 [*]

Różnice istotne przy: ^{***} $\alpha \leq 0,001$; ^{**} $\alpha \leq 0,01$ i ^{*} $\alpha \leq 0,05$.

Źródło / Source: badania własne

Tabela 1.3. Średnie wartości stosunku (R : P) aktywności proteaz (AP) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) badanych gatunków drzew oraz stosunku AP gleby strefy R w odniesieniu do AP w glebie ryzosferowej roślinności zielnej ugorów i użytków zielonych (Rz)

Table 1.3. Mean values of (R : P) ratio of protease activity (AP) in rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of investigated tree species, in addition to the ratio of AP of soil rhizosphere and AP of herbaceous plants' soil rhizosphere of fallow land and grassland (Rz)

Gatunek drzewa	AP R : P	AP R : Rz
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	1,4 : 1	1 : 1,5'
<i>Pinus sylvestris</i> L.	1,3 : 1	1 : 1,6'
<i>Abies alba</i> Mill.	0,7 : 1	1 : 2,3'

Różnice istotne przy: *** $\alpha \leq 0,001$; ** $\alpha \leq 0,01$ i * $\alpha \leq 0,05$.

Źródło / Source: badania własne

Tabela 1.4. Średnie wartości stosunku (R : P) aktywności fosfataz (AF) w glebie strefy ryzosferowej (R) i pozaryzosferowej (P) badanych gatunków drzew oraz stosunku AF gleby strefy R w odniesieniu do AF w glebie ryzosferowej roślinności zielnej ugorów i użytków zielonych (Rz)

Table 1.4. Mean values of (R : P) ratio of phosphatase activity (AF) of rhizosphere (R) and non-rhizosphere (P) soil of investigated tree species, in addition to the ratio of AF of soil rhizosphere to AF of herbaceous plants' soil rhizosphere of fallow land and grassland (Rz)

Gatunek drzewa	AF R : P	AF R : Rz
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	1,9 : 1**	1 : 1,3
<i>Pinus sylvestris</i> L.	2,9 : 1***	1 : 0,5**
<i>Abies alba</i> Mill.	1,5 : 1 ($\alpha = 0,054$)	1 : 0,5**

Różnice istotne przy: *** $\alpha \leq 0,001$; ** $\alpha \leq 0,01$ i * $\alpha \leq 0,05$.

Źródło / Source: badania własne

Nie zanotowano statystycznie istotnych różnic w wartościach stosunku (R : P) aktywności proteaz w glebie strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej. Statystycznie istotne różnice w wartościach stosunku aktywności proteaz gleby strefy R w odniesieniu do AP gleby ryzosferowej roślinności zielnej ugorów i użytków zielonych (Rz) odnotowano w przypadku wszystkich gatunków drzew (tab. 1.3).

Zanotowano statystycznie istotne różnice w wartościach stosunku (R : P) aktywności fosfataz w glebie strefy ryzosferowej i pozaryzosferowej w przypadku olszy i sosny. Statystycznie istotne różnice w wartościach stosunku aktywności fosfataz gleby strefy R w odniesieniu do AF gleby ryzosferowej roślinności zielnej ugorów i użytków zielonych (Rz) odnotowano w przypadku sosny i jodły (tab. 1.4).

1.5. Dyskusja

Chen i in. [2000] podają, że zawartość węgla i fosforu w biomase mikrobiologicznej, oddychanie i aktywność fosfataz były istotnie niższe w glebie mineralnej

pod 19-letnimi drzewostanami iglastymi w porównaniu z sąsiadującymi użytkami zielonymi. Koncentracje węgla organicznego i fosforu organicznego były również istotnie niższe w glebie pod sośninami po 19 latach, prawdopodobnie w wyniku podwyższonej mineralizacji we wcześniejszych stadiach zalesienia. Należy podkreślić, że wspomniane badania nie były prowadzone w glebie strefy ryzosferowej.

Wpływ zalesień na biologiczne, fizyczne i chemiczne właściwości gleby próbowali także określić Beber i in. [2014]. W naturalnych warunkach aktywności enzymatyczne i inne czynniki mikrobiologiczne mogą się znacznie różnić. Dlatego badania aktywności enzymów gleby powinny być prowadzone z innymi właściwościami chemicznymi, fizycznymi i mikrobiologicznymi. Do oceny stanu zdrowia gleby powinny być wykonane bardziej kompleksowe badania. Tabela 1.5 przedstawia różnice we właściwościach gleb użytków zielonych oraz 10- i 23-letniej plantacji sosny czarnej. Zanotowano różnice zarówno we właściwościach chemicznych, jak i biochemicznych gleby. W badaniach Beber i in. [2014] nie uwzględnili gleby w strefie ryzosferowej, co mogło być przyczyną słabego zróżnicowania badanych właściwości, w szczególności aktywności fosfataz.

Błońska [2011] w swoich badaniach zanotowała zróżnicowanie aktywności dehydrogenaz i ureazy pomiędzy glebami powierzchni leśnych i porolnych przeznaczonych do zalesienia, co świadczy o zróżnicowanej aktywności biologicznej, która jest wypadkową licznych procesów chemicznych i biologicznych zachodzących w glebie. Dodatkowo aktywność enzymatyczna wyraźnie różnicowała typy i podtypy badanych gleb; najwyższą aktywność wykazały gleby brunatne i gleba płowa, najniższą zaś gleba rdzawa właściwa i opadowo glejowa właściwa.

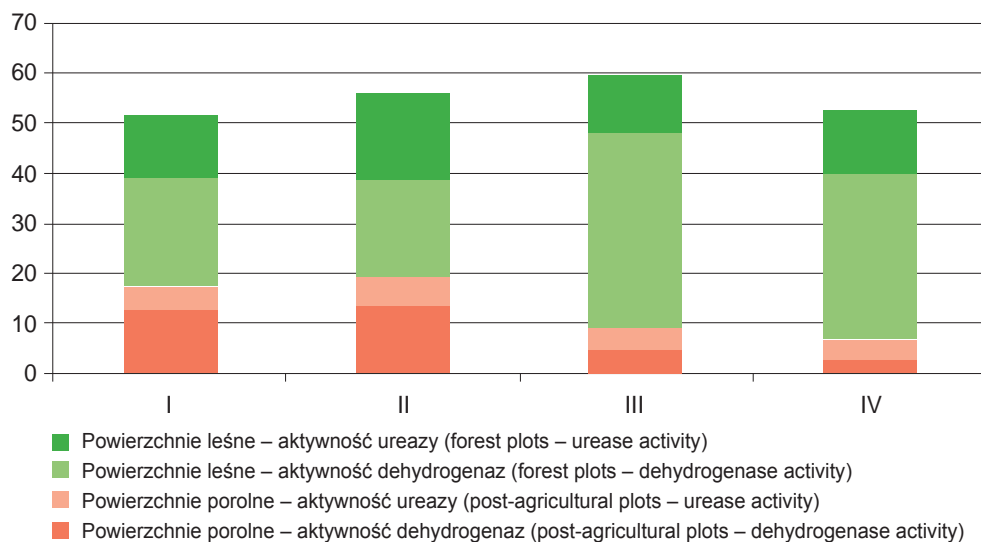
Tabela 1.5. Właściwości gleb w doświadczeniu Beber i in. [2014]

Table 1.5. Properties of soils in the experiment of Beber et al. [2014]

Właściwości gleby	Użytek zielony	Plantacja sosny czarnej	
		10 lat	23 lata
Zawartość piasku [%]	60,796 ^{a*}	60,905 ^a	61,636 ^a
Zawartość pyłu [%]	17,940 ^a	17,210 ^a	17,583 ^a
Zawartość łu [%]	21,266 ^a	21,884 ^a	20,781 ^a
pH	7,525 ^a	7,385 ^a	7,395 ^a
Wapń ogółem [%]	13,991 ^b	3,707 ^a	8,050 ^a
Materia organiczna [%]	2,622 ^b	1,826 ^a	2,321 ^b
EC [10 ³ 25°C mS/cm]	0,274 ^a	0,264 ^a	0,420 ^b
Aktywność β-glukozydazy [mg pNP h ⁻¹ g ⁻¹ gleby]	5,755 ^b	1,482 ^a	1,966 ^a
Aktywność fosfatazy [mg pNP h ⁻¹ g ⁻¹ gleby]	0,033 ^a	0,039 ^a	0,035 ^a
Aktywność ureazy [μg N 3h ⁻¹ g ⁻¹ gleby]	0,187 ^{ab}	0,154 ^a	0,236 ^b
Uwalnianie CO ₂ [g C m ⁻² dobę ⁻¹]	1,396 ^a	1,312 ^a	1,574 ^b

* Małe litery w indeksie górnym przy wartościach oznaczają różne grupy gleb na podstawie testu Tukeya (P < 0,05).

Źródło / Source: Beber i in. [2014]



Ryc. 1.18. Średnia aktywność ureazy [$\mu\text{g N-NH}_4 \text{ g}^{-1} 2 \text{ h}^{-1}$] i dehydrogenaz [$\text{mg TFF } 100 \text{ g}^{-1} 24 \text{ h}^{-1}$] na powierzchniach leśnych i porolnych przeznaczonych do zalesienia (I – brunatna właściwa *Haplic Cambisol* (Eutric); II – gruntowo glejowa próchniczna *Mollic Gleysol* (Eutric); III – opadowo glejowa właściwa *Haplic Stagnosol*; IV – rdzawa właściwa *Brunic Arenosoil*) [Błońska 2011]

Fig. 1.18. Average activity of urease [$\mu\text{g N-NH}_4 \text{ g}^{-1} 2 \text{ h}^{-1}$] and dehydrogenase [$\text{mg TFF } 100 \text{ g}^{-1} 24 \text{ h}^{-1}$] on forest and post-agricultural afforestation plots

Na podstawie wieloletnich badań prowadzonych w drzewostanach sosnowych na gruntach porolnych stwierdzono, że doskonałymi indykatorami zmian zachodzących w środowisku glebowym są skoczogonki *Collembola* [Tracz i in. 2014]. W zalesionych glebach porolnych występują one w znacząco mniejszym zagęszczeniu (kilka-kilkanaście tysięcy osobników na 1 m^2) niż w lasach (kilkanaście-kilkadziesiąt tysięcy osobników na 1 m^2). O niezwykle silnych i trwałych odkształceniach gleb porolnych, nawet poddanych rekultywacji leśnej, świadczy przeważający udział politopowych i eurytopowych form skoczogonków, sięgający łącznie 95%. Tylko 5% stanowiły formy leśne.

Także skład gatunkowy sprężykowatych w glebach porolnych jest zasadniczo różny od składu zgrupowań sprężykowatych w glebach leśnych, co szczególnie odnosi się do gatunków saprofagicznych. Sukcesja kusakowatych na porolnych terenach leśnych przebiega szybciej, w drzewostanie 36-letnim zanotowano strukturę bardziej wartościową niż w drzewostanach referencyjnych, wskazując na korzystne warunki dla ich rozwoju (próchnica, wilgotność gleby).

Największe i długotrwałe, korzystne na ogół zmiany właściwości gleb i funkcji organizmów nastąpiły pod wpływem dostarczenia do gleb porolnych, przed posadzeniem drzew, mieszaniny kory i trocin, przy jednoczesnym wprowadzeniu krocio-

noga *Proteroiulus fuscus* (Am Stein 1857), który odgrywa znaczącą rolę w procesach glebotwórczych. Introdukcja tego gatunku, elementu brakującego w zalesionych glebach porolnych, połączona z aplikacją jego bazy pokarmowej, również brakującej w tym środowisku, stworzyła warunki do większej ilości taksonów grzybów mikoryzowych i większej aktywności fauny glebowej samorzutnie opanowującej rekultywowany obszar [Tracz i in. 2014].

Według Matuszkiewicza i in. [2013] odrębność florystyczną „starych lasów” od lasów wtórnych można mierzyć poprzez wyróżnienie zestawu gatunków jednoznacznie związanych z „lasami starymi”, tworzących wzorzec dla danego typu lasu. Procent gatunków z listy wzorca, które występują w konkretnym płacie, może stanowić „wskaźnik dojrzałości lasu” (Forest Maturity Index – FMI), czyli miarę stopnia zregenerowania pątu. Stopień zregenerowania pątu lasów wtórnych mierzony poprzez „wskaźnik dojrzałości lasu” (FMI) wykazuje zależność od dwu zmiennych niezależnych: długości procesu regeneracji i odległości od pątu „starego lasu” odpowiedniego typu. Przykładowo, odtworzenie się populacji *Vaccinium myrtillus* jest bardzo istotnym elementem regeneracji borów i w mniejszym stopniu borów mieszanych. Tempo regeneracji populacji *Vaccinium myrtillus* w sosnowych borach wtórnych na gruntach porolnych jest jednak powolne. Lasy o 230-letnim stażu regeneracji wykazują jeszcze różnice w rozprzestrzenieniu tego gatunku. Do głównych czynników warunkujących tempo regeneracji lasów porolnych zaliczyć można odległość od ostoi gatunków oraz zasobność siedliska. Im uboższe siedlisko, tym wolniejsza regeneracja. Szybkość regeneracji lasu wtórnego jest silnie uzależniona od gatunku drzewa, jakie opanowało teren w początkowej fazie regeneracji [Matuszkiewicz i in. 2013].

Wiele badań naukowych wskazuje, że lasy założone na gruntach porolnych będą właściwie zorganizowanymi ekosystemami leśnymi z punktu widzenia ekologicznego, czyli osiągną szeroko rozumianą równowagę w warunkach naturalnych za około 150–300 lat, a więc dopiero w trzecim pokoleniu [Pampuch 2007]. Osiągnięcie przez drzewostany na gruntach porolnych biologicznej odporności już w pierwszym pokoleniu jest trudne do realizacji i wymaga licznych, nawet kilkaset lat trwających, różnorodnych zabiegów restytucyjnych, rozłożonych sekwencyjnie w czasie [Kwaśna i in. 2001; Małecka i Hilszczańska 2014; Pampuch 2007; Rykowski 1990; Sierota 2007, 2013; Szujewski 1990; Tracz i in. 2014].

1.6. Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań własnych oraz dokonanego przeglądu literatury w zakresie stopnia przekształcania właściwości biologicznych porolnych gleb leśnych we właściwie ukształtowane ekosystemy leśne, można sformułować następujące wnioski:

1. Stopień przekształcenia porolnych gleb leśnych dobrze odzwierciedlają relacje pomiędzy właściwościami gleby w strefie ryzosferowej i pozaryzosferowej.
2. Stopień zróżnicowania właściwości gleby w strefie ryzosferowej i pozaryzosferowej zależy między innymi od gatunku i wieku drzewa.
3. Różnice we właściwościach gleby w strefie ryzosferowej i pozaryzosferowej zmniejszają się wraz z wiekiem drzew – szybciej w przypadku właściwości fizykochemicznych i chemicznych i wolniej w przypadku właściwości biologicznych.
4. Gleby porolne zapustów olszy szarej w wieku około 40 lat w Bieszczadach można uznać za gleby leśne ukształtowane w zakresie właściwości fizykochemicznych i chemicznych, natomiast nie można ich uznać za ukształtowane gleby leśne w zakresie właściwości biologicznych.
5. Gleby przedplonów sosny zwyczajnej w wieku około 45 lat w Beskidzie Sądeckim nie osiągnęły właściwości gleb lasów jodłowych, potencjalnych zespołów roślinnych dla tego rejonu, i również nie można ich uznać za ukształtowane gleby leśne.
6. Wśród badanych gatunków drzew (olsza szara, sosna zwyczajna i jodła pospolita) w glebie strefy ryzosferowej sosny zwyczajnej i jodły pospolitej stwierdzono największą aktywność fosfataz, co wskazuje na wysoki potencjał fosforolityczny tych gatunków.
7. Wyniki zarówno badań własnych, jak i innych autorów wskazują, że lasy pierwszego pokolenia na gruntach ornym, popastwiskowych i połąkowych należy uznawać za porolne, a stan siedliska należałoby oceniać w odniesieniu do właściwości gleb lasów potencjalnych dla takiego siedliska w danym regionie geograficznym.
8. Zarówno z przeprowadzonych badań własnych, jak i dokonanego przeglądu literatury wynika, że spośród właściwości gleb leśnych gruntów porolnych w krótszym czasie regenerowane są właściwości fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne, natomiast regeneracja właściwości biologicznych i biochemicznych trwa o wiele dłużej, nawet setki lat, jest bardzo złożona i uwarunkowana wieloma czynnikami.

Literatura

- Acosta-Martínez V., Reicher Z., Bischoff M., Turco R.F., 1999, *The Role of Tree Leaf Mulch and Nitrogen Fertilizer on Turfgrass Soil Quality*, „Biology and Fertility of Soils”, nr 29, s. 55–61.
- Berber A.S., Farasat S., Namli A., 2014, *Afforestation Effects on Soil Biochemical Properties*, „Eurasian Journal of Forest Science”, nr 1 (1), s. 25–34.
- Bernadzi E., 1990, *Koncepcja hodowli lasu na gruntach porolnych*, „Sylwan”, nr 134 (3/12), s. 51–59.
- Błońska E., 2011, *Enzymy glebowe i ich znaczenie w ocenie aktywności biologicznej gleb leśnych na przykładzie rezerwatów przyrody nizin i wyżyn Polski*, „Roczniki Gleboznawcze”, nr 62 (4), s. 163–172.
- Boerner R.E.J., DeMars B., Leicht P.N., 1996, *Spatial Patterns of Mycorrhizal Infectiveness of Soil Along Successional Chronosequence*, „Mycorrhiza”, nr 6, s. 79–90.
- Brożek S., 1993, *Przekształcanie górskich gleb porolnych przez olszę szarą (Alnus incana (L.) Moench)*, „Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie”, s. 84.
- Burns R.G., 1985, *The Rhizosphere: Microbial and Enzymatic Gradient and Prospects for Manipulation*, „Pedologie”, XXXV, nr 3, s. 283–295.
- Caldwell B.A., Griffiths R.P., Sollins P., 1999, *Soil Enzyme Response to Vegetation Disturbance in Two Lowland Costa Rican Soils*, „Soil Biology and Biochemistry”, nr 31, s. 1603–1608.
- Chen C.R., Condron L.M., Davis M.R., Sherlock R.R., 2000, *Effects of Afforestation on Phosphorus Dynamics and Biological Properties in a New Zealand Grassland Soil*, „Plant and Soil”, nr 220, s. 151–163.
- Dahm H., 1984, *Generic Composition and Physiological and Cultural Properties of Heterotrophic Bacteria Isolated from Soil, Rhizosphere and Mycorrhizosphere of Pine (Pinus sylvestris L.)*, „Acta Microbiologica Polonica”, nr 33 (2), s. 147–156.
- Darrah P.R., Roose T., 2001, *Modelling the Rhizosphere*, w: *The Rhizosphere. Biochemistry and Organic Substances at the Soil-Plant Interface*. Ed. R. Pinton, Z. Varanini, P. Nannipieri. Marcel Dekker Inc., New York Basel, s. 327–372.
- Dick R.P., 1994, *Soil Enzyme Activities as Indicators of Soil Quality*, w: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, „Soil Science Society of America”, Madison, Wis., s. 107–124.
- Dick R.P., 1997, *Soil Enzyme Activities as Integrative Indicators of Soil Health*, w: *Biological Indicators of Soil Health*, Oxford University Press, s. 121–156.
- Januszek K., 1994, *La influencia del aliso gris (Alnus incana (L.) Moench) y el pino común (Pinus sylvestris L.) en la actividad enzimática de los suelos en Polonia meridional*, XI Symp. Intern. Sobre Biogeoqim. Ambiental (ISEB XI) Salamanca (España) 27 Sept.–1 Oct., 1993, Consejería de Medio Ambiente Junta de Castilla y León Valladolid, s. 121–128.
- Januszek K., 1999, *Aktywność enzymatyczna gleb leśnych Polski Południowej w świetle badań polowych i laboratoryjnych*, „Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie”, seria „Rozprawy”, z. 250.
- Krämer S., Douglas M., Green D.M., 2000, *Acid and Alkaline Phosphatase Dynamics and Their Relationship to Soil Microclimate in a Semiarid Woodland*, „Soil Biology and Biochemistry”, nr 32, s. 179–188.
- Kwaśna H., Brzeski M.W., Sierota Z., 2001, *Mikroorganizmy środowiska glebowego odługujących gruntów porolnych – zmiany w zbiorowiskach grzybów i nicieni po dodaniu trocin iglastych*, w: Dahm H., Pokojska-Burdziej A. (red.) *Drobnoustroje środowiska glebowego – aspekty fizjologiczne, biochemiczne, genetyczne*, Wyd. A. Marszałek, Toruń, s. 57–66.
- Maciaszek W., Zwydak M., 1996a, *Przekształcanie górskich gleb porolnych przez przedplony sosnowe. Część I. Przemiany morfologii profilu i właściwości fizycznych gleb*, „Acta Agraria et Silvustria”, nr XXXIV, s. 67–79.
- Maciaszek W., Zwydak M., 1996b, *Przekształcanie górskich gleb porolnych przez przedplony sosnowe. Część II. Przemiany właściwości chemicznych gleb*, „Acta Agraria et Silvustria”, nr XXXIV, s. 80–91.
- Matecka M., Hilszczańska D., 2014, *Wpływ wzbogacenia gleby porolnej substratami organicznymi na strukturę zbiorowisk grzybów ektomykoryzowych sosny zwyczajnej*, „Sylwan”, nr 158 (4), s. 243–250.
- Marcinek J., Komisarek J., 2004, *Antropogeniczne przekształcenia gleb Pojezierza Poznańskiego na skutek intensywnego użytkowania rolniczego*, Akademia Rolnicza Poznań.

- Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wol-ski J., 2013, *Long-Term Evolution Models of Post-Agricultural Forests*, „Prace geograficzne” nr 240.
- Nannipieri P., Kandeler E., Ruggiero P., 2002, *Enzyme Activities and Microbiological and Biochemical Processes in Soil*, w: *Enzymes in the Environment*, Marcel Dekker, New York, s. 1–34.
- Neumann G., Römheld V., 2001, *The Release of Root Exudates as Affected by the Plant's Physiological Status*, w: *The Rhizosphere: Biochemistry and Organic Substances at the Soil-Plant Interface*, Marcel Dekker Inc., New York Basel.
- Pampuch T., 2007, *Metody biologicznego uodporniania drzewostanów na gruntach porolnych*, „Biblioteczka Leśniczego”, z. 250, Warszawa.
- Pinton R., Varanini Z., Nannipieri P., 2001, *The Rhizosphere as a Site of Biochemical Interactions Among Soil Components. Plants and Microorganisms*, w: *The Rhizosphere. Biochemistry and Organic Substances at the Soil-Plant Interface*, Marcel Dekker Inc., New York Basel.
- Rykowski K., 1990, *Podstawy ochrony lasu na gruntach porolnych*, „Sylwan”, nr 3/12, s. 75–87.
- Shaw L.J., Burns R.G., 2003, *Biodegradation of Organic Pollutants in the Rhizosphere*, „Advances in Applied Microbiology”, nr 53, s. 1–60.
- Sierota Z., 1987, *Czynniki sprzyjające występowaniu huby korzeni w drzewostanach sosnowych na gruntach porolnych*, „Sylwan”, nr 11/12, s. 69–82.
- Sierota Z., 2007, *Zapobieganie i zwalczanie chorób grzybowych w drzewostanach na gruntach porolnych*, „Biblioteczka Leśniczego”, z. 263, Warszawa.
- Sierota Z. 2013. *Heterobasidion Root Rot in Forests on Former Agricultural Lands in Poland: Scale of Threat and Prevention*, „Scientific Research and Essays”, t. 8 (47), s. 2298–2305.
- Siuta J., 2010, *Optymalizacja użytkowania powierzchni ziemi łagodzi procesy degradacji środowiska*, „Postępy Nauk Rolniczych”, nr 4, s. 9–18.
- Szujecki A., 1990, *Ekologiczne aspekty odtwarzania ekosystemów leśnych na gruntach porolnych*, „Sylwan”, nr 3, s. 23–40.
- Tarafdar J.C., Jungk A., 1987, *Phosphatase Activity in the Rhizosphere and Its Relation to the Depletion of Soil Organic Phosphorus*, „Biology Fertility of Soils”, nr 3, s. 199–204.
- Tracz H., Aleksandrowicz-Trzczińska M., Augustyniak-Kram A., Brzeziecki B., Drozdowski S., Kram K., Mazur S., Piętka J., Sławska M., Sławski M., Szujecki A., Tarabuła T., marzec 2014, *Ekosystem leśny na gruntach porolnych – ocena skuteczności wybranych zabiegów rekultywacyjnych po 30 latach od ich zastosowania w borach sosnowych Polski Pn.-Zach.*, Katedra Ochrony Lasu i Ekologii SGGW, Warszawa.
- Trasar-Cepeda C., Leiro´s M.C., Gil-Sotres F., Seoane S., 1998, *Towards a Biochemical Quality Index for Soils: an Expression Relating Several Biological and Biochemical Properties*, „Biology and Fertility of Soils”, nr 26, s. 100–106.
- Truu M., Truu J., Ivask M., 2008, *Soil Microbiological and Biochemical Properties for Assessing the Effect of Agricultural Management Practices in Estonian Cultivated Soils*, „European Journal of Soil Biology”, nr 44, s. 231–237.
- Tuszyński M., 1990, *Właściwości gleb porolnych a gospodarka leśna*, „Sylwan”, nr 3, s. 41–49.
- Węgorok T., 2008, *Biologiczne metody zmniejszania zagrożenia gleb erozją wodną (fitomelioracje)*, „Studia i Raporty IUNG-PIB”, nr 10, s. 123–148.

Summary

Biological properties of the forest soils in post-agricultural, post-pasture and post-meadowy areas

The increasing forest area in Poland is the result of afforesting non-forest lands either of agricultural use or the wasteland. The characteristic features of forest stands growing on post-agricultural grounds are specific soil and habitat conditions, and a simplified structure of species composition and age. The aim of this research was to evaluate the possible use of soil biological and biochemical properties in order to assess the rate and the extent of soil regeneration on post-agricultural land. The results have determined the enzyme activity and basic physico-chemical and chemical properties of the soil rhizosphere and non-rhizosphere for selected tree species on post-agricultural land. The level of transformation of post-agricultural forest soils is well reflected in the relationship between the properties of the soil rhizosphere and non-rhizosphere. The level of properties divergence of rhizosphere and non-rhizosphere depends, among other factors, on tree species and age. The difference between values of rhizosphere and non-rhizosphere soil properties decreases with the age of trees; physico-chemical and chemical soil properties change faster, the biological properties change at slower pace. The measurement of physical and chemical properties of post-agricultural soils is the first step of their subsequent assessment. They evolve into forest soils, thus the next stage of their transformation is the initiation of microbiological processes and the alteration of biochemical properties. Springtails (*Collembola*) are perfect indicators of changes in the soil environment in post-agricultural areas. According to phytosociologists, the restoration of *Vaccinium myrtillus* community is a very important part of regaining the natural plant composition in coniferous forests, however it is conditioned by the distance from the species refuge and by the abundance of a habitat; it may last for hundreds of years.



2

Aktywność biochemiczna gleb jako wskaźnik naturalności siedliska leśnego

2.1. Wstęp

W ekosystemach lądowych warunki edaficzne, drobnoustroje glebowe oraz szata roślinna pozostają w ścisłej współzależności. Tworzenie się odpowiednich zespołów drobnoustrojów glebowych i formacji roślinnych determinowane jest bowiem właściwościami fizycznymi i chemicznymi gleby, które jednocześnie modyfikowane są działalnością tych organizmów. Poza tym rośliny dostarczają drobnoustrojom glebowym substraty odżywcze (w postaci obumarłych części nadziemnych i korzeni oraz ich wydzielin), przetwarzane przez nie w przyswajalne dla roślin składniki pokarmowe. Mikrobiologiczne procesy mineralizacji materii organicznej gwarantują utrzymanie niezbędnego dla rozwoju roślin zapasu dostępnych form składników pokarmowych, stąd uważa się, że ich aktywność ściśle się wiąże z żyznością i produktywnością ekosystemu [Zwoliński 2004, Amacher i in. 2007].

W wielu publikacjach naukowych [Dick 1994; Myśków i in. 1996; Aikio i in. 2000; Trasar-Cepeda i in. 2008] wykazano, że badania aktywności biologicznej gleb mogą być wykorzystane jako wskaźniki żyzności gleb rolnych. Mimo to parametry biochemiczne nie znalazły szerszego zastosowania w diagnostyce gleb leśnych. Wśród czynników składających się na siedlisko leśne rola gleby jest szczególnie ważna, a w prowadzonych wcześniej badaniach [Olszowska i in. 2005, 2007; Olszowska 2009] stwierdzono, że niektóre parametry biochemiczne gleb wykazują istotny związek z żyznością siedliska. Celem badań przedstawionych w niniejszej pracy było określenie intensywności przemian biochemicznych oraz właściwości chemicznych gleb w wybranych rezerwach oraz w lasach zagospodarowanych, a także opracowanie biochemicznego wskaźnika żyzności gleb.

* Instytut Badawczy Leśnictwa, ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Sękocin Stary; e-mail: G.Olszowska@ibles.waw.pl.

2.2. Materiał i metody

Badania prowadzone były w latach 2011–2014 na powierzchniach dwóch rezerwatów nizinnych: „Bogdanieckie Cisy” (Nadleśnictwo Bogdaniec) i „Cisy Rokickie” (Nadleśnictwo Rokita), w rezerwach górskich: „Cisy” i „Cisowa Góra” (Nadleśnictwo Bardo Śląskie) oraz w rezerwacie wyżynnym „Kretówki” (Nadleśnictwo Kołaczyce), a także na powierzchniach położonych w lasach zagospodarowanych. Powierzchnie poza rezerwatami miały ten sam typ gleb i siedliska, które występowały w rezerwach (ryc. 2.1).

W trakcie badań zweryfikowano powszechnie stosowane testy biochemiczne pod kątem ich przydatności do oceny żyzności siedlisk leśnych poprzez określenie ich relacji do parametrów chemicznych bezpośrednio odzwierciedlających żyzność gleb. Wykonano pomiary aktywności enzymów glebowych: ureazy, asparaginazy, fosfatazy kwaśnej i dehydrogenaz w poziomach organicznych – O oraz próchnicz-



1. Rezerwat „Cisy Rokickie”
2. Rezerwat „Bogdanieckie Cisy”
3. Rezerwat „Cisowa Góra”
4. Rezerwat „Cisy”
5. Rezerwat „Kretówki”

Ryc. 2.1. Płożenie powierzchni badawczych

Fig. 2.1. Location of the research areas

nych – A [Russel 1972]. Oceny jakości gleb badanych powierzchni dokonano na podstawie wyników analiz chemicznych, które polegały na oznaczeniach: pH w KCl, zawartości węgla organicznego, azotu, fosforu i kationów zasadowych, kwasowości hydrolitycznej oraz pojemności sorpcyjnej. Analizy chemiczne wykonano według ogólnie przyjętych metod [Ostrowska i in. 1991]. Do statystycznej oceny wpływu siedliska na badane parametry chemiczne i biologiczne zastosowano analizę wariancji wieloczynnikowej ANOVA. Zależności pomiędzy aktywnością biologiczną gleb a ich właściwościami chemicznymi oraz pomiędzy poszczególnymi parametrami biochemicznymi określono na podstawie współczynników korelacji Pearsona, przyjmując 95% granice ufności ($p < 0,05$) do weryfikacji istotności.

2.3. Wyniki

2.3.1. Właściwości chemiczne gleb

Średnie wartości parametrów chemicznych gleb wraz z błędem standardowym średniej przedstawiono w tabeli 2.1.

Odczyn gleb na wszystkich powierzchniach, niezależnie od położenia, był silnie kwaśny, przy czym poziom organiczny (O) charakteryzował się istotnie ($p < 0,001$) niższą wartością pH w KCl niż poziom próchniczny (A). Istotnie wyższe pH ($p < 0,01$) niż w lasach zagospodarowanych odnotowano dla poziomu A w rezerwacie „Bogdanieckie Cisy”. Natomiast w rezerwacie „Cisowa Góra” pH dla poziomu O było istotnie niższe ($p < 0,05$) niż w glebach poza rezerwatem.

Na wszystkich powierzchniach, niezależnie od miejsca poboru prób, zawartość C i N oraz suma kationów zasadowych (BS), kwasowość hydrolityczna (H_n) i pojemność sorpcyjna (T_n) były istotnie wyższe ($p < 0,001$) w poziomie organicznym niż w poziomie próchnicznym badanych gleb. Analizy chemiczne wykazały istotną zależność pomiędzy zawartością węgla organicznego a miejscem pobrania prób glebowych; statystycznie wyższe wartości ($p < 0,05$) notowano w rezerwach „Bogdanieckie Cisy” i „Cisy Rokickie” niż w lasach zagospodarowanych.

Dwukrotnie więcej węgla organicznego stwierdzono w glebach rezerwatów „Cisowa Góra” i „Kretówki” niż poza nimi, różnice były statystycznie istotne ($p < 0,001$). Więcej azotu stwierdzono w glebach rezerwatów cisowych niż w lasach zagospodarowanych, zarówno w poziomie organicznym, jak i próchnicznym. Istotne różnice ($p < 0,01$) stwierdzono w rezerwach „Bogdanieckie Cisy”, „Cisowa Góra” oraz „Cisy”. Gleby w rezerwach „Cisy Rokickie”, „Cisowa Góra” oraz „Cisy” charakteryzowały się wyższą zawartością kationów zasadowych, których suma (BS) różniła się istotnie ($p < 0,05$) od tego wskaźnika w glebach poza rezerwatem, w obu badanych poziomach. Istotnie niższą ($p < 0,05$) kwasowością hydrolityczną

Tabela 2.1. Właściwości chemiczne gleb w rezerwach i lasach zagospodarowanych
Table 2.1. Chemical properties of soils in forest reserves and in managed forests

Rezerwat	Poziom	pH KCl		N [%]		C [%]		P ₂ O ₅ [mg/100g]		BS		H _h		T _h	
		x	±a	x	±a	x	±a	x	±a	x	±a	x	±a	x	±a
Bogdanieckie Cisy	O	3,19	0,06	1,29	0,07	28,05	1,59	13,73	1,48	7,19	0,44	60,21	4,58	67,40	4,57
	A	3,34	0,05	0,13	0,01	2,95	0,21	11,07	1,04	1,07	0,16	17,37	1,85	18,44	1,84
Lasy zagospodarowane	O	3,03	0,07	0,90	0,09	20,99	2,10	7,92	1,96	6,63	0,58	79,55	6,06	86,18	6,04
	A	3,08	0,07	0,10	0,01	1,96	0,28	4,62	1,38	0,81	0,21	25,97	2,45	26,77	2,44
Cisy Rokickie	O	2,86	0,06	1,07	0,09	28,35	1,59	14,67	0,68	6,05	0,42	89,39	5,47	95,44	5,53
	A	3,20	0,08	0,20	0,03	4,96	0,38	8,15	1,03	0,60	0,11	21,02	1,73	21,62	1,79
Lasy zagospodarowane	O	3,00	0,08	0,89	0,12	16,95	2,10	6,80	0,90	3,89	0,55	61,37	7,23	65,26	7,32
	A	3,16	0,11	0,25	0,04	3,26	0,50	2,36	1,37	0,61	0,14	12,50	2,28	13,10	2,36
Cisowa Góra	O	2,98	0,05	1,43	0,09	29,74	1,65	11,50	0,74	8,91	0,69	80,24	4,86	89,15	5,04
	A	3,04	0,08	0,71	0,03	12,25	0,87	2,51	0,23	2,11	0,23	35,12	4,48	37,23	4,58
Lasy zagospodarowane	O	3,06	0,06	0,72	0,11	11,29	2,19	7,66	0,98	5,51	0,91	30,25	6,44	35,77	6,66
	A	3,26	0,10	0,23	0,04	4,43	1,14	1,83	0,30	0,79	0,31	13,95	5,93	14,73	6,07
Cisy	O	3,06	0,08	1,39	0,07	25,42	1,13	10,92	0,53	8,62	0,64	65,00	4,39	73,62	4,51
	A	3,17	0,07	0,35	0,02	5,42	0,42	3,14	0,35	1,62	0,17	24,56	1,92	26,17	1,96
Lasy zagospodarowane	O	3,08	0,11	0,79	0,09	14,87	1,50	7,01	0,70	6,09	0,85	37,98	5,81	44,07	5,96
	A	3,32	0,10	0,11	0,03	2,68	0,56	2,62	0,46	0,73	0,23	14,79	2,54	15,52	2,59
Kretówki	O	3,08	0,09	1,54	0,05	24,29	0,74	7,23	0,30	7,81	0,63	63,62	3,95	71,43	4,21
	A	3,22	0,05	0,24	0,01	4,25	0,20	3,77	0,31	0,74	0,08	25,21	1,38	25,94	1,42
Lasy zagospodarowane	O	3,05	0,12	1,22	0,07	22,86	0,98	6,21	0,40	6,22	0,83	50,85	5,23	57,07	5,57
	A	3,23	0,07	0,13	0,01	3,50	0,27	3,30	0,41	0,66	0,11	21,32	1,82	21,97	1,88

x – wartość średnia, ±a – błąd standardowy / x – mean value, ± a – standard error

Źródło / Source: badania własne

(H_h) i pojemnością sorpcyjną (T_h) charakteryzowały się gleby w rezerwacie „Bogdanieckie Cisy” niż poza nim. W rezerwach „Cisy Rokickie”, „Cisowa Góra” i „Cisy” kwasowość hydrolityczna i pojemność sorpcyjna były istotnie wyższe (p < 0,05) niż poza rezerwatami. Ta prawidłowość występowała zarówno w poziomie organicznym, jak i próchnicznym gleb. W rezerwacie „Kretówki” stwierdzono wyższą niż poza nim pojemność sorpcyjną gleb (T_h), istotne (p < 0,05) różnice notowano jedynie w poziomie organicznym.

2.3.2. Aktywność enzymatyczna gleb

Aktywność badanych enzymów była ściśle związana z zawartością substancji organicznej, stąd istotnie wyższa (p < 0,001) ich aktywność w poziomie O niż w poziomie A gleb wszystkich rezerwatów i w lasach zagospodarowanych (tab. 2.2).

Tabela 2.2. Aktywność enzymatyczna gleb w rezerwach i w lasach zagospodarowanych
Table 2.2. Enzymatic activity of soils in forest reserves and in managed forests

Rezerwat	Poziom	Ureaza		Asparaginaza		Fosfataza kwaśna		Dehydrogenazy	
		mg NH ₃ 10g ⁻¹ gleby		mg NH ₃ 10g ⁻¹ gleby		mg PNP 10g ⁻¹ gleby		mg TF 10g ⁻¹ gleby	
		x	±a	x	±a	x	±a	x	±a
Bogdanieckie Cisy	O	27,04	0,71	11,19	0,66	3,85	0,20	2,53	0,40
	A	8,27	0,67	3,66	0,28	0,43	0,07	0,51	0,08
Lasy zagospodarowane	O	19,20	0,94	7,77	0,87	3,19	0,27	1,04	0,53
	A	7,04	0,88	2,45	0,38	0,64	0,09	0,47	0,11
Cisy Rokickie	O	21,35	1,52	8,72	0,56	4,90	0,55	1,47	0,14
	A	11,77	0,68	5,05	0,37	1,01	0,19	0,55	0,07
Lasy zagospodarowane	O	15,36	2,01	7,60	0,74	3,65	0,72	1,03	0,19
	A	11,15	0,90	4,67	0,49	0,50	0,25	0,42	0,09
Cisowa Góra	O	18,23	1,16	11,54	0,45	10,16	0,96	0,97	0,12
	A	14,97	1,50	6,36	0,42	2,74	0,39	0,64	0,09
Lasy zagospodarowane	O	14,90	0,99	8,71	0,60	7,27	1,26	0,64	0,16
	A	6,83	1,99	3,39	0,55	1,96	0,51	0,29	0,12
Cisy	O	20,82	1,48	9,24	0,47	3,57	0,25	2,35	0,27
	A	8,34	0,65	3,76	0,25	1,62	0,11	0,50	0,05
Lasy zagospodarowane	O	14,70	1,96	6,72	0,62	2,40	0,34	1,56	0,35
	A	5,42	0,86	2,88	0,33	0,52	0,14	0,33	0,07
Kretówki	O	18,37	0,85	7,76	0,42	4,53	0,16	1,71	0,11
	A	3,18	0,35	2,11	0,18	1,84	0,07	0,26	0,02
Lasy zagospodarowane	O	14,12	1,12	6,12	0,55	3,45	0,22	1,25	0,14
	A	2,94	0,47	1,94	0,24	1,48	0,09	0,15	0,03

x - wartość średnia, ±a - błąd standardowy; x - mean value, ±a - standard error

Źródło / Source: badania własne

We wszystkich badanych rezerwach cisowych aktywność ureazy była wyższa niż poza rezerwatami. Istotne różnice ($p < 0,05$) w poziomie O odnotowano w rezerwach „Bogdanieckie Cisy”, „Cisy Rokickie”, „Kretówki” i „Cisy”, natomiast różnice w rezerwacie „Cisowa Góra” nie były istotne statystycznie. W poziomie A istotnie ($p < 0,01$) wyższą aktywność ureazy stwierdzono w rezerwacie „Cisowa Góra” i „Cisy” niż w lasach zagospodarowanych. Podobnie aktywność asparaginazy była wyższa w poziomach organicznym i próchnicznym gleb badanych rezerwatów niż w lasach zagospodarowanych. Obserwowane różnice były istotne ($p < 0,05$) w rezerwach „Bogdanieckie Cisy”, „Cisowa Góra” i „Cisy”. W rezerwacie „Kretówki” w poziomie organicznym notowano istotnie wyższą niż w lasach zagospodarowanych aktywność asparaginazy.

Tabela 2.3. Korelacje (r_{yx}) pomiędzy parametrami biologicznymi (y) a biochemicznymi (x) gleb
Table 2.3. Correlations (r_{yx}) between biological (y) and biochemical (x) soil parameters

Parametry biologiczne (y)	Parametry biochemiczne (x)							
	ureaza	asparaginaza	dehydrogenazy	%N	%C	BS	H _h	T _h
poziom O								
Ureaza		n	0,3510**	0,4085**	0,4152**	0,2568*	0,2585*	0,2785*
Asparaginaza	n		n	n	n	0,3085**	n	0,2562*
Dehydrogenazy	0,3510**	n		n	0,5125***	n	n	n
Fosfataza	0,3032**	0,5102***	0,2740*	n	0,5956***	0,2452*	0,5458***	0,5763***
poziom A								
Ureaza		0,5988***	0,4025**	0,4875***	0,5695***	0,2625*	0,4985***	0,4898***
Asparaginaza	0,5988***		n	0,5150***	0,5963***	n	n	0,2685*
Dehydrogenazy	0,4025**	n		n	0,6125***	0,2878*	n	n
Fosfataza	0,2978*	n	0,2594*	0,4056**	0,5545***	0,3125**	0,5182***	0,5123***

* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, n – nieistotne / irrelevant

Źródło / Source: badania własne

Badania wykazały istotnie wyższą aktywność fosfatazy kwaśnej w glebach rezerwatów „Cisowa Góra” i „Cisy” niż w lasach zagospodarowanych. Aktywność tego enzymu była również istotnie wyższa w rezerwacie „Cisy Rokickie” niż poza nim, ale tylko w poziomie próchnicznym. Podobnie jak w przypadku wyżej omawianych enzymów aktywność dehydrogenaz we wszystkich badanych rezerwach była wyższa niż poza nimi. Aktywność tej grupy enzymów w rezerwacie „Bogdanieckie Cisy” w poziomie organicznym i „Cisowa Góra” w poziomie próchnicznym była istotnie wyższa niż poza nimi, pozostałe różnice nie były istotne. Przedstawione powyżej parametry biochemiczne były skorelowane z niektórymi parametrami chemicznymi (tab. 2.3).

Aktywność wszystkich badanych enzymów istotnie korelowała z zawartością węgla organicznego, a także z sumą kationów i pojemnością sorpcyjną gleb. Aktywność ureazy i fosfatazy kwaśnej korelowała istotnie z zawartością azotu i kwasowością hydrolityczną. Ponadto ureaza korelowała istotnie z aktywnością dehydrogenaz, fosfatazy oraz asparaginazą, a fosfataza kwaśna z asparaginazą i dehydrogenazami.

2.3.3. Biochemiczny wskaźnik żyzności gleb leśnych

Do oceny żyzności badanych siedlisk w rezerwach i poza nimi zastosowano biochemiczny wskaźnik żyzności gleb (BW), wykorzystując do obliczeń niektóre parametry chemiczne odzwierciedlające zasobność gleb w składniki pokarmowe oraz parametry określające aktywność biologiczną gleb. Do obliczenia jego wartości zmodyfikowano metodę Myśkova i in. [1996], korzystając z równania:

$$BW = M^2 + C^2 + BS^2 + T_h^2$$

gdzie:

- M – aktywność biologiczna gleb,
 C – zawartość węgla organicznego,
 BS – suma kationów zasadowych,
 T_h – pojemność sorpcyjna.

Do powyższego równania wstawiano standaryzowane wyniki pomiarów (w jednostkach odchylenia standardowego), przy czym jako wartość M przyjmowano wymiennie jeden z testowanych parametrów aktywności enzymatycznej gleb: dehydrogenaz, ureazy, asparaginazy i fosfatazy kwaśnej.

Tabela 2.4. Biochemiczny wskaźnik żyzności gleb (BW)

Table 2.4. Biochemical index of soil fertility (BW)

Rezerwat	Aktywność biologiczna gleb (M)			
	ureaza (U)	asparaginaza (Asp)	fosfataza kwaśna (F _{kw})	dehydrogenazy (D)
Bogdanieckie Cisy	49	43	48	37
Lasy zagospodarowane	47	42	44	36
Cisy Rokickie	51	45	52	39
Lasy zagospodarowane	41	37	37	30
Cisowa Góra	59	55	58	46
Lasy zagospodarowane	39	36	40	30
Cisy	51	47	51	41
Lasy zagospodarowane	32	28	28	22
Kretówki	47	42	46	37
Lasy zagospodarowane	42	38	41	34

Źródło / Source: badania własne

Niezależnie od zastosowanego w równaniu parametru biologicznego M , wskaźnik BW w glebach rezerwatów „Cisy Rokickie”, „Cisowa Góra”, „Cisy” i „Kretówki” był istotnie ($p < 0,001$) wyższy niż w lasach zagospodarowanych. W rezerwacie „Bogdanieckie Cisy” wskaźnik BW był również wyższy niż poza rezerwatem, jednak nie była to istotna różnica (tab. 2.4).

2.4. Dyskusja

Przeprowadzone badania wykazały niższą aktywność ureazy, asparaginazy, fosfatazy kwaśnej i dehydrogenaz w glebach lasów gospodarczych niż w rezerwachach.

Niższa aktywność badanych enzymów może wskazywać na mniej intensywny proces rozkładu substancji organicznej w glebach poza rezerwatami. W badanych rezerwach procesy glebowe nie są zaburzone przez zabiegi hodowlane i tym można tłumaczyć wyższą aktywność badanych enzymów. Porównanie aktywności enzymatycznej gleb w rezerwach i w lasach zagospodarowanych może wskazywać na wpływ działań gospodarczych na procesy glebowe. Jednocześnie aktywność enzymatyczna, jak wskazują badania Dinesh i in. [2004], Nourbakhsh [2007], Lagomarsino i in. [2011], może być czułym wskaźnikiem wczesnych zmian warunków glebowych spowodowanych zabiegami hodowlanymi. Często reakcja enzymów glebowych poprzedza zauważalne zmiany właściwości chemicznych i fizycznych gleb. We wcześniejszych badaniach Olszowskiej i in. [2005, 2009] aktywność enzymów glebowych oraz stan mikrobiologiczny gleb, a także ich właściwości chemiczne uwarunkowane były żyznością siedliska i na ogół zmniejszały się wraz ze spadkiem bonitacji drzew.

Zakłócenie działalności mikroorganizmów glebowych, przejawiające się niższą aktywnością enzymów glebowych, może mieć wpływ na właściwości chemiczne gleb. Potwierdziły to badania parametrów chemicznych w niniejszej pracy. Na powierzchniach w lasach zagospodarowanych notowano wyraźnie niższą zasobność gleb w składniki pokarmowe, wyrażoną mniejszą zawartością węgla organicznego, azotu, kationów zasadowych, fosforu oraz niższą pojemnością sorpcyjną aniżeli w rezerwach. Kusza i Strzyszc [2005] oraz Kusza [2007] oceniając wpływ antropopresji przemysłowej na przekształcenia chemiczne gleb, stwierdzili, że lepsze właściwości wskaźnikowe mają grunty leśne, zwłaszcza obszarów wyłączonych z intensywnej gospodarki, jak rezerваты przyrody, parki narodowe i krajobrazowe. Wynika to z możliwości badania naturalnie zachowanych profili glebowych na tych obszarach. Błońska [2011a] stwierdziła niższą aktywność dehydrogenaz i ureaz w glebach rolniczych przeznaczonych do zalesienia w porównaniu z glebami leśnymi rezerwatów.

Omówione powyżej charakterystyki biochemiczne gleb były statystycznie istotnie skorelowane z przynajmniej kilkoma parametrami określającymi żyzność gleb, takimi jak: węgiel organiczny, azot, fosfor, suma kationów zasadowych, kwasowość hydrolityczna i pojemność sorpcyjna. Niskie wartości współczynnika korelacji, aczkolwiek istotne statystycznie, świadczą o tym, że poza właściwościami chemicznymi gleb inne czynniki, np. skład granulometryczny gleb, jakoś substancji organicznej – determinowana składem gatunkowym drzewostanu, i warunki klimatyczne, miały wpływ na badane parametry biochemiczne [Bauchus i in. 1998, Côte i in. 2000]. Wszystkie testowane parametry biochemiczne są związane, aczkolwiek w różnym aspekcie, z przebiegiem rozkładu substancji organicznej, procesu gwarantującego utrzymanie niezbędnego dla rozwoju roślin zapasu składników pokarmowych. Istotne korelacje pomiędzy aktywnością badanych enzymów a parametrami chemicz-

nymi gleb świadczą o tym, że każdy z tych parametrów może mieć zastosowanie w badaniach biochemicznych jako wskaźnik żyzności gleb. Gleba jest składową częścią siedliska, a za miarodajny wskaźnik żyzności siedlisk uważa się właściwości gleb scharakteryzowane m.in. składem chemicznym, stanem mikrobiologicznym i aktywnością enzymatyczną [Burns 1982; Lasota 2005; Januszek 2011; Alkrota i in. 2003]. W przeprowadzonych badaniach biochemiczny wskaźnik żyzności gleb (BW) przyjmował wyższe wartości w glebach rezerwatów niż w lasach zagospodarowanych, a prawidłowość ta występowała niezależnie od tego, który z parametrów biochemicznych przyjęto w obliczeniach. Wcześniejsze badania Olszowskiej i in. [2005, 2009] na siedliskach borowych nizinnych i górskich wykazały istotne korelacje pomiędzy wartością wskaźnika (BW) a parametrami dendrometrycznymi, wskazujące na przydatność tego wskaźnika do oceny żyzności siedlisk. Wskaźnik żyzności gleb, który korelował z żyznością siedlisk leśnych, wykorzystali również inni autorzy [Błońska 2011b, Błońska i in. 2013].

Zróznicowana profilowa budowa gleb leśnych, a także wpływ szeregu czynników środowiskowych na aktywność enzymów glebowych uniemożliwiają ustalenie „norm” parametrów biochemicznych dla poszczególnych typów gleb lub siedlisk leśnych, podobnie jak w przypadku parametrów chemicznych [Moffat 2003, Amacher i in. 2007]. Wskaźniki biochemiczne mogą natomiast być bardzo przydatne w badaniach porównawczych do oceny żyzności gleb lub ich reakcji na czynniki zewnętrzne, zarówno naturalne, jak i antropogeniczne. Pokazały to badania przeprowadzone na obszarach objętych ochroną przyrody, charakteryzujących się naturalnymi procesami oraz brakiem zabiegów gospodarczych. Przemawia to za szerszym wykorzystaniem wskaźników biochemicznych w badaniach gleb leśnych, zwłaszcza przy ocenie wpływu czynników stresowych (np. zanieczyszczeń przemysłowych, pożarów, anomalii pogodowych), zmian klimatycznych oraz zabiegów hodowlanych na lasy, a także w prognozowaniu dalszego ich rozwoju. Badania intensywności reakcji biochemicznych mogą być uzupełnieniem stosowanych w diagnostyce stanu siedlisk leśnych oznaczeń chemicznych gleb, ponieważ są czułym wskaźnikiem często niezauważalnych zmian siedliska leśnego. Biochemiczny wskaźnik żyzności gleb został opracowany dla jedynie kilku rezerwatów przyrody, stąd jego poprawność i przydatność jako wskaźnika naturalności siedlisk leśnych powinny być zweryfikowane w dalszych badaniach.

Literatura

- Aikio S., Väre H., Strömmer R., 2000, *Soil Microbial Activity and Biomass in the Primary Succession of a Dry Heath Forest*, „Soil Biology & Biochemistry”, nr 32, s. 1091-1100.
- Alkrota I., Aizpurual A., Riga P., Albizu I., Amezaga I., Garbisu C., 2003, *Soil Enzyme Activities as Biological Indicators of Soil Health*, „Reviews on Environmental Health”, nr 18 (1), s. 65-73.
- Amacher M.C., O’Niell K.P., Perry C.H., 2007, *Soil Vital Signs: a New Soil Quality Index (SQI) for Assessing Forest Soil Health*, Res. Pap. RMRS-RP_65vWWW, U.S. Department of Agriculture, Forest Service. U.S. Department of Agriculture, Forest Service.
- Bauchus J., Paré D., Côte L., 1998, *Effects of Tree Species, Stand Age and Soil Type on Soil Microbial Biomass and Its Activity in Southern Boreal Forest*. „Soil Biology & Biochemistry”, nr 30, s. 1077-1089.
- Błońska E., 2011a, *Enzymy glebowe i ich znaczenie w ocenie aktywności biologicznej gleb leśnych na przykładzie rezerwatów przyrody nizin i wyżyn Polski*, „Roczniki Gleboznawcze”, nr 62 (4), s. 163-172.
- Błońska E., 2011b, *Soil Enzyme Activity as an Indicator of Changes in Forest Soil*, „Polish Journal of Soil Science”, nr 44 (1), s. 75-80.
- Błońska E., Lasota J., Januszek K., 2013, *Relation Between Properties of Humus Horizon and Oak Participation in a Scots Pine Stands*, „Soil Science Annual”, nr 64 (3), s. 82-87.
- Burns R.G., 1982, *Enzyme Activity in Soil: Location and a Possible Role on Microbial Ecology*. „Soil Biology & Biochemistry”, nr 34, s. 423-427.
- Côte L., Brown S., Paré D., Fyles J., Bauchus J., 2000, *Dynamics of Carbon and Nitrogen Mineralization in Relation to Stand Type, Stand Age and Soil Texture in the Boreal Mixedwood*, „Soil Biology & Biochemistry”, nr 32, s. 1079-1090.
- Dick R.P., 1994, *Soil Enzyme Activities as Indicators of Soil Quality*, w: J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, B.A. Stewart (red). *Defining soil quality for a sustainable environment*, „Soil Science Society of America”, Madison, s. 107-124.
- Dinesh R., Ghoshal Chaudhuri S., Sheej T.E., 2004, *Soil Biochemical and Microbial Indices in Wet Tropical Forests: Effects of Deforestation and Cultivation*, „Journal of Plant Nutrition and Soil Science”, nr 167 (1), s. 24-32.
- Januszek K., 2011, *The Enzyme Activity of the Forest Soils of Southern Poland as a Measure of Soil Quality*, „EJPAU”, nr 14 (2).
- Kusza G., 2007, *Wybrane pierwiastki śladowe w glebach rezerwatu leśnego „Bazany”*, Inżynieria Środowiska, „Zeszyty Naukowe”, 135/15: 142-148.
- Kusza G., Strzyszczyk Z., 2005, *Podatność magnetyczna gleb w niektórych rezerwach leśnych Opolszczyzny*, II Kongres Inżynierii Środowiska, materiały, t. 2, Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN, nr 33, s. 587-594.
- Lagomarsino A., Benedetti A., Marinari S., Pompili L., Moscatelli M.C., Roggero P.P., Lai R., Ledda L., Grego S., 2011, *Soil Organic C Variability and Microbial Functions in a Mediterranean Agro-Forest Ecosystem*, „Biology and Fertility of Soils”, nr. 47, s. 283-291.
- Lasota J., 2005, *Biochemical Indicator of Mountain Forest Soil Fertility*, „Soil Science Annual”, nr 56 (3/4), s. 42-52.
- Moffat A.J., 2003, *Indicators of Soil Quality for UK Forestry*, „Forestry”, nr 5, s. 547-567.
- Myśków W., Stachyra A., Zięba S., Masiak D., 1996, *Aktywność biologiczna gleby jako wskaźnik jej żyzności i urodzajności*, „Roczniki Gleboznawcze”, t. 47 (1/2), s. 89-99.
- Nourbakhsh F., 2007, *Decoupling of Soil Biological Properties by Deforestation*, „Agriculture, Ecosystems & Environment”, nr 121, s. 435-438.
- Olszowska G., Zwoliński J., Matuszczyk I., Syrek D., Zwolińska B., Pawlak U., Kwapis Z., Dudzińska M., 2005, *Wykorzystanie badań aktywności biologicznej do wyznaczenia wskaźnika żyzności gleb w drzewostanach sosnowych na siedliskach boru świeżego i boru mieszanego świeżego*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 3, s. 17-37.
- Olszowska G., Zwoliński J., Matuszczyk I., Syrek D., 2007, *Zastosowanie biochemicznych charakterystyk gleb w diagnostyce typologicznej siedlisk leśnych*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 4, s. 83-105.

- Olszowska G., 2009, *Ocena aktywności biochemicznej gleb leśnych w różnych typach siedliskowych terenów górskich*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 70 (4), s. 383–394.
- Ostrowska A., Gawliński S., Szczubiałka Z., 1991, *Metody analizy i oceny właściwości gleb i roślin*, Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Russel S., 1972, *Metody oznaczania enzymów glebowych*, PTG Komisja Biologii Gleby, Warszawa.
- Trasar-Cepeda C., Leirós M.C., Gil-Sotres F., 2008, *Hydrolytic Enzyme Activities in Agricultural and Forest Soils Some Implications for Their Use as Indicators of Soil Quality*, „Soil Biology & Biochemistry”, nr 40, s. 2146–2155.
- Zwoliński J., 2004, *Microbial Biomass Versus Soil Fertility in Forest Sites*, „Polish Journal of Ecology”, nr 52 (4), s. 553–561.

Summary

Biochemical activities of the soil as an indicator of forest habitat naturalness

This experimental research showed a lower activity of urease, asparaginase, acid phosphatase and dehydrogenases in the soil outside nature reserves than within their area. In the plots outside the reserves, a significantly lower level of nutrient components has been recorded, such as organic carbon, nitrogen, alkaline cations, phosphorus, as well as lower sorption capacity than that observed in the reserves. The designated chemical and biochemical parameters were used in order to determine the biochemical index of soil fertility (BW). In the conducted research, the BW showed higher values in forest reserves soils than outside their areas, and such regularity occurred regardless which biochemical parameter was adopted for calculations. Biochemical indexes may be very useful in comparative studies to assess the quality of soils or their response to external factors both natural and anthropogenic. This has been proved by the research studies conducted in protected areas where the biological processes are natural and deprived of the influence of the management works.



Piotr Sewerniak*

3

Wpływ porolności na cechy gleby leśnej na tle problemów kartowania siedlisk porolnych w lasach

3.1. Wstęp

Wzrost lesistości Polski po II wojnie światowej z 20,8% w 1946 r. [Broda 2000] do 29,4% w roku 2013 [Raport 2014] wynika przede wszystkim z zalesienia terenów, które były w przeszłości użytkowane rolniczo. W efekcie duża część polskich lasów występuje obecnie na gruntach, które mają rolniczą przeszłość, jednak określenie rzeczywistego areалу gleb porolnych w lasach przysparza wielu trudności [Sewerniak i in. 2014]. Głównymi pierwotnymi źródłami, na podstawie których szacuje się powierzchnię gleb porolnych, są dane dotyczące areалу zalesianych gruntów (uzyskiwane także na podstawie analizy map historycznych) oraz wyniki badań glebowych wykonywanych w ramach opracowywania operatów glebowo-siedliskowych dla nadleśnictw. Nawet komplementarne uwzględnienie obu tych źródeł nie daje jednak pełnego obrazu udziału gruntów porolnych w pokrywie glebowej polskich lasów. Arealy zalesianych gruntów były najpełniej dokumentowane jedynie po II wojnie światowej, tymczasem dla wcześniejszych okresów istniejąca dokumentacja jest często fragmentaryczna, co szczególnie dotyczy gruntów, które były użytkowane rolniczo tylko przez kilka bądź kilkanaście lat. W pracach urzędzeniowych wykazuje się natomiast jedynie te grunty leśne jako porolne, dla których informacja o rolniczej przeszłości gleby może mieć istotne znaczenie z punktu widzenia prowadzenia gospodarki leśnej (głównie w kontekście zdrowotności drzewostanów). W praktyce oznacza to, że dla części gleb użytkowanych w przeszłości rolniczo (np. będących krótkookresowo w użytkowaniu rolnym) ich porolny charakter nie jest wykazywany.

Według informacji uzyskanych z Banku Danych o Lasach** powierzchnia gruntów porolnych na terenach zarządzanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe wynosi 1,56 mln ha (stan na 1 stycznia 2015 r.), co stanowi około 22% lasów będących w zarządzie PGL LP. Biorąc pod uwagę, iż pierwotnym źródłem

* Uniwersytet Mikołaja Kopernika w Toruniu, Katedra Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu; ul. Lwowska 1, 87-100 Toruń; e-mail: sewern@umk.pl.

** www.bdl.lasy.gov.pl.

danych będących w zasobach BDL są wyniki prac urzędzeniowych, realny udział gleb porolnych, rozumianych jako te, które miały choćby krótkookresową przeszłość rolniczą, jest z pewnością znacznie wyższy. Odsetek takich gleb dla lasów europejskich określany jest na ok. 50% [Prevosto i in. 2004].

W okresie powojennym w pierwszej kolejności do zalesienia przekazywane były grunty o niewielkiej wartości dla rolnictwa, co uzewnętrznia się w obecnej strukturze typów gleb gruntów porolnych w lasach. Wśród gleb porolnych polskich lasów zdecydowanie dominują gleby rdzawe (65,8%; tab. 3.1), które nie przedstawiają większej wartości dla rolnictwa [Bednarek i Prusinkiewicz 1997], natomiast w le-

Tabela 3.1. Grunty porolne na terenie zarządzanym przez PGL LP według typów gleb

Table 3.1. Post-agricultural lands in Polish State Forests by soil type

Typ gleby*	Powierzchnia [tys. ha]	Udział [%]	Średni wiek drzewostanu [lata]
Gleby inicjalne skaliste i rumoszone	0,2	0,0	44,4
Rankery	0,5	0,0	55,8
Arenosole	15,5	1,0	49,0
Pelosole	0,2	0,0	39,7
Rędziny	3,1	0,2	47,7
Pararędziny	3,2	0,2	47,3
Czarnoziemy wylugowane	0,6	0,0	43,7
Czarne ziemie	6,8	0,4	43,4
Gleby brunatne	222,0	14,3	50,3
Gleby płowe	44,0	2,8	49,4
Gleby rdzawe	1027,0	65,8	52,3
Gleby ochrowe	0,2	0,0	55,9
Gleby bielicowe	108,0	7,0	50,6
Gleby gruntowo-glejowe	28,0	1,8	43,2
Gleby opadowo-glejowe	21,0	1,3	42,7
Gleby mułowe	0,3	0,0	38,0
Gleby torfowe	5,8	0,4	39,8
Gleby murszowe	5,4	0,3	34,5
Gleby murszowate	22,0	1,4	41,0
Mady rzeczne i morskie	8,5	0,5	42,0
Mady morskie	0,2	0,0	32,5
Gleby deluwialne	3,4	0,2	47,6
Gleby kulturoziemne	9,6	0,6	46,4
Gleby industrioziemne i urbanoziemne	3,4	0,2	39,2
Wydzielenia, dla których brak informacji o glebie	24,0	1,6	45,8

* Według: *Klasyfikacja gleb leśnych Polski, 2000.*

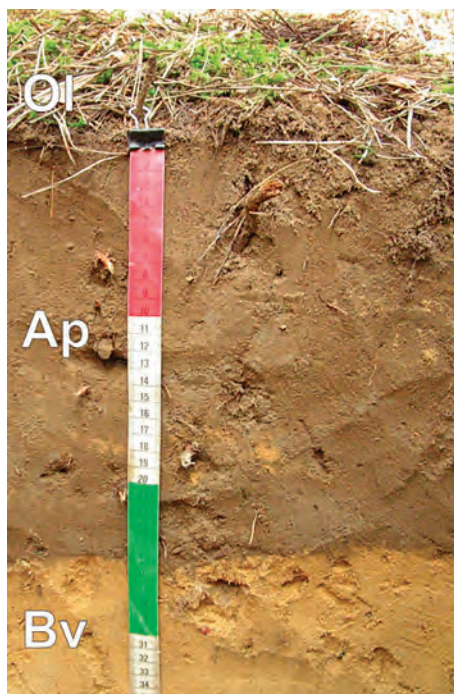
Źródło / Source: opracowanie własne na podstawie danych z Banku Danych o Lasach; stan na 1 stycznia 2015 r.

śnictwie często współtworzą siedliska o wysokich możliwościach produkcyjnych [Sewerniak 2013].

Zagospodarowanie leśne gleb porolnych powszechnie uważa się za jeden z najważniejszych problemów współczesnego leśnictwa w Polsce [Bernadzki 1990, Rykowski 1990, Sobczak 1990, Gałązka 2003]. Jest to spowodowane nie tylko wielkopowierzchniowym charakterem obecności gleb porolnych w lasach, lecz także faktem, że agrarna przeszłość gleby wyraźnie zwiększa podatność porastającego ją drzewostanu na czynniki szkodotwórcze (głównie infekcje grzybowe). Wiąże się to przede wszystkim ze zmianami w morfologii i właściwościach gleb, które nastąpiły na skutek ich użytkowania rolniczego. Rolnictwo i leśnictwo są tradycyjnie ujmowane jako działy działalności gospodarczej człowieka bliskie naturze, jednak pod względem ingerencji w naturalne funkcjonowanie gleby i jej cechy różnią się one bardzo wyraźnie. Prowadzenie działalności rolniczej ma nieporównywalnie większy wpływ na glebę niż gospodarka leśna, co wynika m.in. ze zdecydowanie częściej powtarzanej ingerencji w profil glebowy podczas regularnie przeprowadzanej orki, znacznie częstszych przejazdów ciężkiego sprzętu czy diametralnie większego użycia środków chemicznych w procesie produkcyjnym. Występujące w nieprzewidywalnej, wielkopowierzchniowej skali obecne problemy ze zdrowotnością drzewostanów wprowadzanych na gleby porolne [np. Bernadzki 1990, Rykowski 1990] świadczą o tym, że wpływ agrarnej przeszłości gleb na ich cechy, i przez to na funkcjonowanie restytuowanych ekosystemów leśnych, jest znacznie większy, niż się spodziewano. Określenie i rozpoznanie cech, które gleba dziedziczy po swej rolniczej przeszłości, ma więc istotne znaczenie dla prowadzenia stabilnej gospodarki leśnej w Polsce. W niniejszym rozdziale skupiono się na przedstawieniu wpływu wcześniejszego użytkowania rolniczego na morfologię oraz najważniejsze właściwości fizyczne, fizykochemiczne i chemiczne gleby leśnej. Zagadnienie wpływu przeszłości rolnej na biologiczne właściwości gleby jest tematem osobnego rozdziału w niniejszej monografii [Januszek i Błońska 2016].

3.2. Morfologia profilu glebowego

Najważniejszą cechą morfologiczną różniącą leśną glebę porolną od pedonu bez rolniczej przeszłości jest obecność poziomu próchnicznego płużnego (Ap). Powstaje on poprzez wymieszanie i homogenizację podczas orki materiału z pierwotnych poziomów gleby, występujących w jej stropie. Głębokość zalegania poziomu Ap wynika z głębokości wykonywania orki, stąd jest ona bardzo różna. Najczęściej miąższość warstwy płużnej wynosi ok. 20–25 cm i jest przeważnie większa niż miąższość poziomu próchnicznego (A) gleb autogenicznych bez rolniczej przeszłości. W czarnoziemach oraz w większości gleb siedlisk wilgotnych i bagiennych



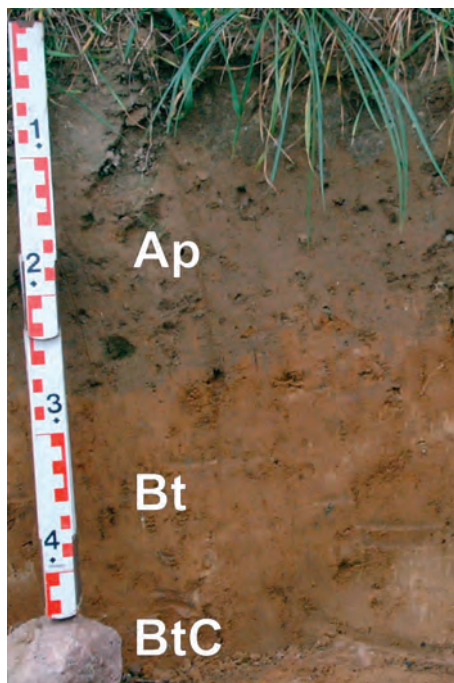
Ryc. 3.1. Gleba rdzawa porolna porośnięta 16-letnią monokulturą sosny zwyczajnej; pierwsze pokolenie lasu na gruncie porolnym (fot. P. Sewerniak)

Fig. 3.1. Post-agricultural Brunic Arenosol covered by 16-year-old Scots pine monoculture; first generation of forest on post-agricultural soil (photo by P. Sewerniak)

OI - podpoziom surowinowy / litter subhorizon, Ap - poziom próchniczny płużny / ploughing humus horizon, Bv - poziom wzbogacania *sideric* / enrichment horizon *sideric*

poziom płużny obejmuje jedynie górną część poziomu próchnicznego gleby. Bardzo charakterystyczną cechą poziomu Ap jest jego ostra granica z poziomem leżącym poniżej, która odzwierciedla zasięg pługa podczas wykonywania orki (ryc. 3.1). W poziomie Ap mogą występować „kieszenie”, o charakterze wkładek materiału z poziomu leżącego poniżej, które worywane są do poziomu płużnego.

Warto zaznaczyć, iż rolnicze użytkowanie może prowadzić do tak dużych zmian w morfologii gleby, że poprawna diagnoza jej typu, bez specjalistycznych badań pedologicznych, jest bardzo utrudniona. Dotyczy to przede wszystkim położonych na stokach lub na grzbietach wzniesień gleb płowych, które, będąc po wylesieniu przez długie lata eksponowane na działanie procesów niszczących, zostały pozbawione (głównie w wyniku erozji) swych górnych poziomów (najczęściej poziomu próchnicznego - A i poziomu wymywania *luvic* - Eet). W efekcie, najczęściej w stropie poziomu wzbogacania, zaznacza się wtórny poziom próchniczny płużny (Ap), a wobec braku poziomu eluwialnego i występowania sekwencji poziomów A-B-C



Ryc. 3.2. Ogłowiona gleba płowa porolna (fot. M. Świtoniak)

Fig. 3.2. Truncated post-agricultural Haplic Luvisol (photo by M. Świtoniak)

Ap - poziom próchniczny płużny / ploughing humus horizon, Bt - poziom wzbogacania *argic* / enrichment horizon *argic*, BtC - poziom przejściowy / transitional horizon

Ryc. 3.3. Gleba glejo-bielicowa właściwa porolna (fot. P. Sewerniak)

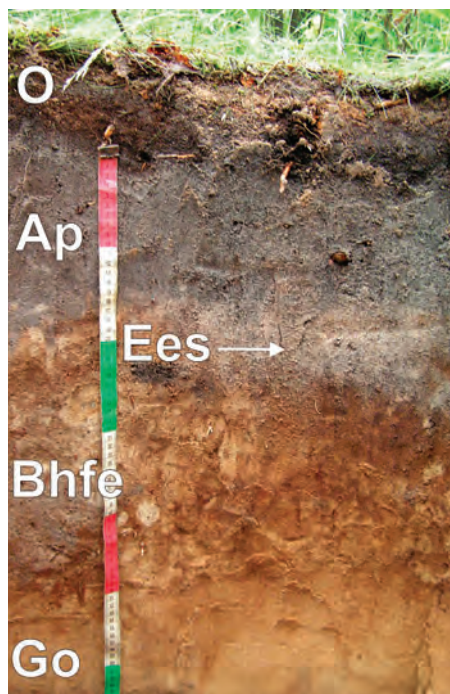
Fig. 3.3. Post-agricultural Gleic Podzol (photo by P. Sewerniak)

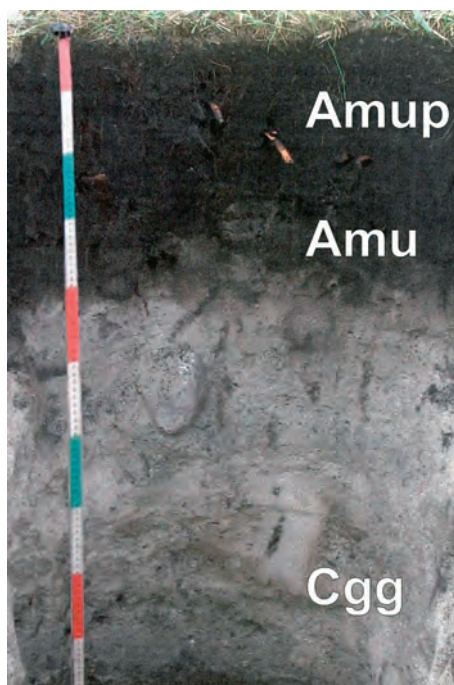
O – poziom organiczny / organic horizon, Ap – poziom próchniczny płużny / ploughing humus horizon, Ees – poziom wymywania *albic* / eluvial horizon *albic*, Bhfe – poziom wzbogacania *spodic* / enrichment horizon *spodic*, Go – poziom glejowy oksydacyjny / oxidation gley horizon

gleba jest błędnie diagnozowana jako brunatna (ryc. 3.2) [Świtoniak i Bednarek 2014, Świtoniak i in. 2016]. Z pewnością może to w pewnym stopniu tłumaczyć stwierdzoną wyraźną przewagę powierzchniową gleb diagnozowanych jako brunatne nad glebami płowymi w areale gruntów porolnych w polskich lasach (tab. 3.1).

Zjawisko zubożenia budowy profilowej na skutek użytkowania rolniczego może dotyczyć także gleb bielicowych, w których poziom wymywania może zostać całkowicie worany do poziomu płużnego lub może być widoczny, na skutek wykonywania orki rolniczej, jedynie w formie nieciągłej (ryc. 3.3). W efekcie gleba piaszczysta, przybierając sekwencję poziomów A-B-C, upodabnia się do gleby rdzawej. Podobny rezultat może wystąpić bez rolniczej przeszłości, kiedy strop gleby bielicowej zostanie zniekształcony np. w wyniku jego rozwiania po wykonaniu zrzębu lub/i po przygotowaniu gleby wysokoingerencyjną metodą (np. z wykorzystaniem pługa LPZ). Przykładem może być bardzo częste błędne diagnozowanie przekształconych gleb bielicowych jako gleby rdzawe na wydmach Kotliny Toruńskiej [np. *Operat* 2000, dalej: *Operat*], co utwierdza niezgodne z prawdą przekonanie o niewielkiej wartości produkcyjnej gleb rdzawych w gospodarce leśnej. Zaznaczyć należy, że przekształcenie morfologii gleb bielicowych w następstwie wcześniejszej uprawy rolniczej ma pod względem powierzchniowym zdecydowanie mniejsze znaczenie dla właściwego diagnozowania typu gleby niż w przypadku analogicznego zjawiska dla gleb płowych. Gleby bielicowe ze względu na swą nieprzydatność do uprawy rolniczej [Bednarek i Prusinkiewicz 1997], jeśli są lub były wykorzystywane rolniczo, to najczęściej jedynie przez krótki okres. Zniszczenie i przekształcenie ich stropu jest zatem najczęściej znacznie mniejsze niż w przypadku uprawianych rolniczo, zwykle przez wiele dziesięcioleci lub nawet stuleci, gleb płowych.

Obecność poziomu płużnego w morfologii profilu glebowego jest obecnie głównym kryterium terenowym diagnozowania gleby leśnej jako porolnej. Pomimo





Ryc. 3.4. Gleba murszasta użytkowana rolniczo ze słabo zaznaczającym się w morfologii poziomem płużnym (fot. P. Sewerniak)

Fig. 3.4. Agriculturally used Mollic Gleysol with barely noticeable in soil profile Ap (photo by P. Sewerniak)

Amup – poziom murszasty płużny / ploughing muck horizon,
Amu – poziom murszasty / muck horizon,
Cgg – oglejona skała macierzysta / gleyic parent material

oczywistych zalet tego wyznacznika (szybkość i przeważnie duża łatwość diagnozy porolności, mała pracochłonność ze względu na widoczność poziomu Ap nawet w płytkim wkopie) należy jednak być świadomym niedoskonałości jego stosowania. Ostra granica między poziomem Ap a poziomem leżącym poniżej zanika z czasem, a długość tego okresu jest odwrotnie proporcjonalna do aktywności biologicznej gleby. W górskich, porolnych glebach brunatnych porośniętych

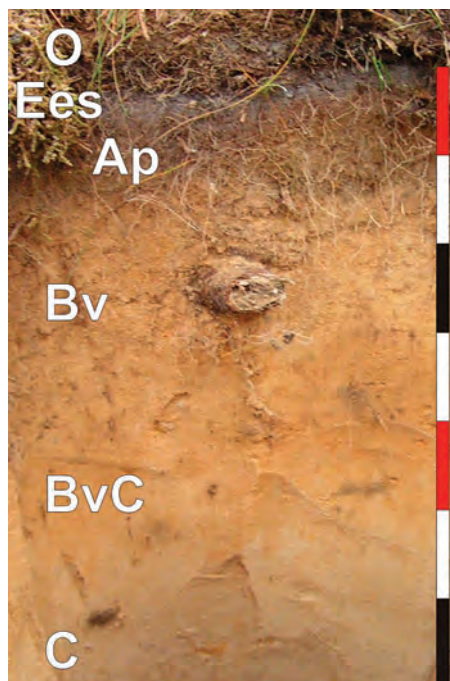
olszą szarą granica ta zaznaczała się po 15 latach od wkroczenia drzew, natomiast już po 35–40 latach obecności ekosystemu leśnego była ona zatarta [Brożek 1993]. W ekosystemach cechujących się niewielką bioróżnorodnością i niską aktywnością biologiczną gleby ostra granica poziomu Ap może zaznaczać się natomiast nawet po ok. 200 latach od zalesienia, co dotyczy zwłaszcza siedlisk o niewielkiej wilgotności.

Szczególne trudności w diagnozowaniu porolności gleby leśnej na podstawie obecności poziomu Ap występują w przypadku pedonów, które cechują się wysoką aktywnością edafonu glebowego oraz dużą liczbą korzeni roślin (zwłaszcza traw, które charakteryzują się przeważnie głębokim i silnie rozwiniętym systemem korzeniowym) i jednocześnie poziomem próchnicznym o dużej miąższości. W takiej sytuacji warstwa płużna obejmuje tylko górną część poziomu próchnicznego, a ostra granica spągu tej warstwy może być słabo widoczna nawet w glebie aktualnie użytkowanej rolniczo (ryc. 3.4). W efekcie zdarza się, że porolność takich gleb, szczególnie porośniętych drzewostanami średnich i starszych klas wieku, jeśli od zalesienia upłynęło już kilka dekad, może umykać podczas opisu profilu glebowego. Może to, przynajmniej częściowo, wyjaśniać fakt, że średni wiek drzewostanów na zdiagnozowanych jako porolne glebach o przeciętnie najwyższej aktywności biologicznej (czarnoziemy, czarne ziemie, gleby murszowe, gleby murszowate, mady rzeczne)

Ryc. 3.5. Gleba rdzawa porolna krótkookresowo użytkowana rolniczo porośnięta 100-letnim drzewostanem sosnowym (fot. P. Sewerniak)

Fig. 3.5. Post-agricultural Brunric Arenosol covered by 100-year-old pine stand (photo by P. Sewerniak)

O – poziom organiczny / organic horizon, Ees – inicjalny poziom wymywania *albic* / initial eluvial horizon *albic*, Ap – poziom próchniczny płużny / ploughing humus horizon, Bv – poziom wzbogacania *sideric* / enrichment horizon *sideric*, BvC – poziom przejściowy / transitional horizon, C – skała macierzysta / parent material



jest o ok. 10 lat niższy niż tych porastających gleby o najczęściej niższej aktywności (np. gleby rdzawe, bielicowe, a także gleby brunatne i płowe; tab. 3.1).

Innym dyskusyjnym zagadnieniem diagnozowania porolności gleby na podstawie obecności poziomu płużnego jest dylemat wykazywania jako porolne gleb, które w przeszłości były użytkowane rolniczo jedynie w krótkim okresie. Dotyczy to np. efektu praktyk stosowanych na przełomie XIX i XX w., kiedy wiele zrębów na okres kilku lat zamieniano przejściowo na użytki rolne, a następnie zalesiano [Tuszyński 1990]. Gleba wykazuje po takim epizodzie obecność poziomu płużnego (ryc. 3.5) i *de facto* jest glebą porolną, jednak w pracach glebowo-siedliskowych porolność ta przeważnie nie jest wykazywana. Jest to często słuszne w kontekście powiązanego ściśle z prowadzeniem gospodarki leśnej celu wykonywania tych prac, gdyż dawny i krótkotrwały epizod rolniczy może nie mieć obecnie większego znaczenia dla funkcjonowania i zdrowotności drzewostanu. Znacznie bardziej problematyczny jest dylemat diagnozowania w kartografii gleb w lasach jako porolne pedonów, które były przez dłuższy okres użytkowane rolniczo, jednak obecnie są porośnięte przez drzewostan drugiej generacji. W morfologii gleby porolność w takim przypadku wyrażona jest niejednokrotnie relatywnie słabo, jednak, jak sygnalizują leśnicy terenowi, także i drzewostany rosnące w drugim pokoleniu na gruntach porolnych cechują się podwyższoną podatnością na występowanie czynników szkodotwórczych. Okolicznością niesprzyjającą rozstrzygnięciu dylematu diagnozowania w kartografii siedliskowej gleby jako porolnej w drugim pokoleniu lasu jest fakt, że dotychczasowe badania dotyczące wpływu porolności na cechy gleb leśnych koncentrowały się przede wszystkim na gruntach zalesionych stosunkowo niedawno. Zagadnienie utrzymywania się cech gleby porolnej w kolejnych pokoleniach lasu jest natomiast słabo rozpoznane.

Z upływem lat od zalesienia morfologia poziomu Ap zaczyna się różnicować, czego pierwotną przyczyną jest zainicjowany zmianą użytkowania gruntu dopływ na powierzchnię gleby opadu organicznego pochodzącego z roślin leśnych. Ze względu na wyraźną dominację sosny zwyczajnej w składzie gatunkowym gruntów zalesianych w okresie powojennym [Sobczak 1990] w stropie poziomu Ap bardzo często zaznacza się inicjalny poziom eluwalny *proto-albic* (Ees; ryc. 3.5). Z czasem zwiększa on swoją miąższość i, poza glebami bielcowymi, można go uznać za morfologiczny obraz degradującego wpływu gatunku iglastego na glebę. Tempo tego procesu, a także liczba lat od zalesienia, po upływie której zaczyna zaznaczać się w morfologii gleby inicjalny poziom *albic*, są bardzo różne. Dynamika tych przemian zależy przede wszystkim od podatności gleby na proces bielcowania, co z kolei w dużym stopniu uwarunkowane jest jej uziarnieniem. Poziomy Ap o teksturze ubogich piasków luźnych są podatniejsze na bielcowanie niż substraty o nawet nieco bardziej drobnoziarnistym uziarnieniu, przy czym dla przebiegu degradacji gleby zalesionej monokulturą iglastą mogą mieć znaczenie nawet bardzo niewielkie różnice w jej właściwościach. Warto także zaznaczyć, że, pod presją gatunku iglastego, dla podobnych pod względem taksonomicznym pedonów, morfologiczne efekty procesu bielcowania uwidaczniają się w glebach porolnych wyraźniej, jednak po dłuższym czasie niż w glebach bez rolniczej przeszłości. Zależność taką zaobserwował Jankowski [2014] w warunkach porośniętych sosną gleb rdzawych Brodnickiego Parku Krajobrazowego (BPK).

Po wprowadzeniu monokultury iglastej na glebę rdzawą o uziarnieniu piasku luźnego inicjalny poziom *albic*, miąższości ok. 1 cm, może zaznaczać się już po ok. 35 latach od zalesienia [Sewerniak i in. 2014]. W przypadku wprowadzenia na grunt porolny gatunku drzewa, który nie powoduje bielcowania, poziom *albic* nie rozwija się w stropie poziomu Ap, natomiast w górnej jego części zaczyna kształtować się poziom próchniczny związany z obecnym pokoleniem lasu. W zarośniętych w drodze naturalnej sukcesji olszą szarą górskich porolnych glebach brunatnych poziom ten był stosunkowo dobrze rozwinięty już po 35–40 latach od wkroczenia drzew, kiedy jego miąższość wynosiła średnio 7 cm [Brożek 1993].

Gleba użytkowana rolniczo jest najczęściej całkowicie pozbawiona poziomu organicznego, co wyraźnie odróżnia ją pod względem morfologicznym od gleby leśnej. Po zalesieniu poziom organiczny ulega odtworzeniu, jednak zaznacza się różnica w przebiegu tego procesu między zalesioną glebą użytkowaną dotychczas rolniczo a glebą typowo leśną po wykonaniu odnowienia na zrębie. Badania przeprowadzone na terenie nadleśnictw Tuczo oraz Niedźwiady [Michalski i in. 2006] wykazały, że w obu grupach powierzchni (położonych w drzewostanach sosnowych na glebach porolnych oraz na glebach bez rolniczej przeszłości) miąższość poziomu organicznego wzrastała wraz ze wzrostem wieku drzewostanu, jednak zależność ta była silniejsza dla ekosystemów z glebami porolnymi. Sugeruje to słabszy rozkład

gromadzonego na powierzchni gleby materiału organicznego na gruntach porolnych, co autorzy badań wiązali z niewłaściwie ukształtowaną mikroflorą na tych gruntach w porównaniu z glebami leśnymi bez rolniczej przeszłości.

3.3. Właściwości fizyczne

Bardzo istotnym elementem prowadzenia gospodarki rolnej, który wpływa na modyfikację właściwości fizycznych gleby, jest relatywnie wysoka częstotliwość przejazdów ciężkich maszyn. Powtarzający się w obrębie tego samego pola, często wielokrotnie w ciągu jednego roku, silny nacisk na powierzchnię gruntu powoduje szereg wzajemnie powiązanych konsekwencji odzwierciedlających się we właściwościach fizycznych gleby i utrzymujących się często przez długie lata po jej zalesieniu. Jak wykazano w wielu pedologicznych badaniach porównawczych [Niedźwiecki 1984, Brożek 1993, Maciaszek i Zwydak 1996a, Bednarek i Michalska 1998] użytkowanie rolnicze, głównie w następstwie nacisku mechanicznego przejeżdżających maszyn, prowadzi do zwiększenia gęstości oraz zmniejszenia porowatości gleby. Zjawiska te z punktu widzenia prowadzenia gospodarki leśnej należy uznać za niekorzystne, m.in. z tego względu, że nadmierne zagęszczenie gleby zdecydowanie negatywnie wpływa na wzrost drzew [np. Kozłowski 1999]. Wyraźne różnice w gęstości oraz w porowatości gleb o odmiennym użytkowaniu odzwierciedlają się w wynikach przedstawionych w tab. 3.2, w której zestawiono dane analityczne dotyczące dwóch typów gleb, które, według materiałów uzyskanych z BDL, dominują w areale gruntów porolnych w polskich lasach (rdzawych i brunatnych; tab. 3.1). Zaznaczyć jednocześnie należy, że przedstawione w tab. 3.2 różnice we właściwościach gleb pomiędzy gruntami rolnymi a leśnymi zostały udokumentowane także dla wielu innych taksonów [Niedźwiecki 1984].

W następstwie zaprzestania przejazdów maszyn rolniczych oraz konsekwentnego spulchniania poziomu A_p przez korzenie drzew i krzewów oraz przez edafon glebowy w miarę upływu lat gęstość objętościowa w poziomie płużnym maleje, porowatość zaś rośnie. Zjawiska te wyraźnie uwidoczniły się w wynikach badań Maciaszka i Zwydaka [1996a], którzy porównywali właściwości porolnych gleb brunatnych porośniętych drzewostanami sosnowymi w różnym wieku z pedonami użytkowanymi rolniczo oraz porośniętymi 80–100-letnimi drzewostanami jodłowymi (tab. 3.2).

Zagęszczenie gleby na skutek regularnych przejazdów maszyn rolniczych przyczynia się do wyraźnego pogorszenia jej struktury. Uwidacznia się to przede wszystkim w destrukcji agregatów glebowych, których obecność wpływa korzystnie na warunki powietrzno-wodne gleby, a przez to także na wzrost roślin. Zagadnienie wpływu użytkowania gruntu na obecność agregatów w powierzchniowej (0–40 cm)

Tabela 3.2. Średnie wartości wybranych parametrów poziomów próchnicznych gleb użytkowanych rolniczo, porolnych w lasach oraz leśnych bez rolniczej przeszłości**Table. 3.2.** Mean values of selected parameters of humus horizons of agricultural soils, post-agricultural forest soils and primary forest soils

Autor	Typ gleby	Wariant gleby	S _o [g·cm ⁻³]	P [%]	pH		C _{org.} [%]	N _t [%]	C:N	V [%]
					H ₂ O	KCl				
Niedźwiecki [1984]	rdzawa	użytkowana rolniczo	1,47	43,9	5,3–6,2	4,3–5,6	1,0	0,12	8,3	ok. 69
		leśna (bez porolności)	1,20–1,50	43,4–53,8	3,6–4,7	3,0–3,7	0,9	0,08	11,2	ok. 24
Brożek [1993]	brunatna	porolna ugorowana	1,03	60	5,1	–	3,37	0,36	9,2	51
		porolna porośnięta olszą szarą w wieku 35–40 lat	0,91	65	4,5	–	7,89	0,71	11,0	29
Maciaszek, Zwydak [1996a,b]	brunatna	użytkowana rolniczo	1,26	52,9	5,5	4,6	2,3	0,24	9,6	63,9
		porolna porośnięta sosną w wieku 11–20 lat	1,12	57,3	5,1	4,3	2,6	0,25	10,4	53,2
		porolna porośnięta sosną w wieku 21–30 lat	1,10	58,3	4,5	3,6	4,0	0,29	13,8	32,8
		porolna porośnięta sosną w wieku 31–40 lat	1,08	58,9	5,0	4,0	4,3	0,29	14,5	51,5
		porolna porośnięta sosną w wieku 41–50 lat	1,02	60,5	4,8	3,8	4,3	0,29	14,8	44,1
		leśna porośnięta jodłą w wieku 80–100 lat	1,00	61,5	4,4	3,7	5,3	0,36	14,7	35,8
Bednarek, Michalska [1998]	rdzawa	użytkowana rolniczo	1,52	41,5	5,5	4,3	0,96	0,06	16	28,4
		porolna porośnięta sosną w wieku 47 lat	1,46	43,8	4,6	3,9	1,36	0,06	21	3,6
		leśna (bez porolności)	1,36	47,7	4,2	3,5	4,66	0,24	20	9,5

S_o – gęstość objętościowa / bulk density, P – porowatość / porosity, C_{org.} – węgiel organiczny / organic carbon, N_t – azot ogółem / total nitrogen, V – stopień wysycenia kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi / base saturation.

warstwie gleby analizował Niedźwiecki [1984]. Dla wszystkich badanych pod względem tej cechy typach gleb (gleby płowe, czarne ziemie, mady rzeczne) badacz ten stwierdził występowanie licznych i zróżnicowanych pod względem wielkości agregatów w przypadku gleb typowo leśnych. W odpowiadających im pedonach użytkowanych rolniczo zdecydowanie dominowały natomiast agregaty o największych rozmiarach (> 10 mm), a w wielu przypadkach próbka gleby w ogóle nie rozpadała się na agregaty, lecz stanowiła bryłę o kształcie i wymiarach nadanych jej podczas pobierania.

Degradacja agregatów glebowych w wyniku użytkowania rolniczego wpływa niekorzystnie na warunki wodne gleby, co przejawia się m.in. w obniżeniu jej możliwości infiltracyjnych w stosunku do opadów atmosferycznych. Wyniki uzyskane przez Maciaszka i Zwydaka [1996a] świadczą o tym, że te niekorzystne zmiany

utrzymują się w glebach jeszcze wiele lat po ich zalesieniu, jednak z upływem czasu możliwości przyjmowania wody opadowej przez glebę poprawiają się. Analizowany przez tych badaczy spływ powierzchniowy w młodszych drzewostanach sosnowych (klasa wieku Ib i IIa) był co prawda około trzykrotnie niższy niż na glebach użytkowanych rolniczo, jednak po kolejnych latach wpływu lasu na glebę (drzewostany klasy IIb i IIIa) wartości tego parametru ulegały dalszemu wyraźnemu zmniejszeniu. Różnice te z pewnością można częściowo tłumaczyć poprawą stanu agregatów glebowych wraz z upływem lat po zalesieniu, jednak pamiętać należy o tym, że mogą one wynikać także z innych czynników, np. z odmiennej miąższości poziomu organicznego na porównywanych powierzchniach. Zaznaczyć należy, że mimo mniejszej możliwości infiltracyjnej wody opadowej gleby użytkowane rolniczo cechują się zwykle większą wilgotnością i zasobami wody w swym stropie w porównaniu z glebami leśnymi [Borowiec i Wybieralska 1974, Niedźwiecki 1984, Brożek 1993]. Wynika to przede wszystkim z intercepcji części opadów atmosferycznych przez drzewa w lesie, zatrzymywania części przesiąkającej wody w poziomach organicznych w ekosystemach leśnych oraz z większej transpiracji z jednostki powierzchni na terenie leśnym w porównaniu z gruntem użytkowanym rolniczo.

Charakterystyczną cechą drobnoziarnistych gleb użytkowanych rolniczo oraz pedonów porolnych, która również wpływa na warunki wodne, jest występowanie podeszwy płużnej. Powstaje ona w glebach o drobnoziarnistym uziarnieniu na skutek powtarzającego się nacisku dolnej części pługa podczas orki wykonywanej regularnie do podobnej głębokości. Podeszwa płużna cechuje się zagęszczeniem materiału, co ogranicza możliwości infiltracji wody opadowej (w strefie podeszwy lub tuż nad nią może występować w związku z tym oglejenie), a także może stanowić mechaniczną przeszkodę dla wzrostu korzeni drzew.

Porolność gleby leśnej wpływa na jej barwę. W efekcie przemieszania i homogenizacji podczas orki rolniczej pierwotnego materiału próchnicznego z substratem pochodzącym z poziomu leżącego poniżej, powstająca warstwa płużna wykazuje najczęściej jaśniejszą barwę niż typowo leśny poziom A. W miarę upływu lat od zalesienia początkowo niemal całkowicie jednolita barwa poziomu Ap różnicuje się, czego główną przyczyną jest dopływ substancji organicznych z kształtującego się na powierzchni gruntu poziomu organicznego. Najczęściej ewolucja barwy stropu poziomu Ap przebiega w dwojaki sposób, co uzależnione jest przede wszystkim od składu gatunkowego wprowadzonego drzewostanu: 1) pojawienie się barwy ciemniejszej w wyniku dopływu ciemnego pigmentu związanego z przemieszczaniem próchnicy z poziomu organicznego lub 2) rozjaśnienie stropu poziomu Ap na skutek zainicjowanego wprowadzeniem gatunku iglastego procesu bielnicowania (zaznacza się inicjalny poziom Ees; ryc. 3.5).

3.4. Odczyn

Zmiana użytkowania gruntu z leśnego na rolnicze wiąże się z odcięciem gleby od jednego z podstawowych czynników ją zakwaszających, jakim jest dopływ kwasów organicznych z poziomu organicznego. Jednocześnie w rolniczej uprawie roli dąży się do uzyskania optymalnego z punktu widzenia odżywiania roślin uprawnych zakresu pH gleby, który wynosi od 5,5 do 7,0 [Brady i Weil 1996]. W związku z tym, że zakres ten jest wyraźnie wyższy od przeciętnych wartości pH występujących w poziomach próchnicznych gleb leśnych [Brożek i Zwydak 2003, Sewerniak 2011], po przejściu gleby do celów rolniczych dąży się do jej odkwaszenia. W efekcie obu zasygnalizowanych uwarunkowań górna część gleb użytkowanych rolniczo cechuje się wyraźnie wyższymi wartościami pH w porównaniu z odpowiadającymi im pedonami leśnymi, natomiast po zalesieniu, kiedy poziom organiczny zaczyna się na nowo kształtować, a zabiegi agrotechniczne nie są już wykonywane, wartości pH ulegają powolnemu obniżeniu (tab. 3.2).

Długość okresu upływającego od zalesienia, po którym zakwaszenie gleby odzwierciedla się w jej właściwościach, jest ściśle zależna od składu gatunkowego wprowadzonego drzewostanu. Jak wykazały badania przeprowadzone na terenie BPK [Sewerniak i in. 2014], okres 16 lat od zalesienia piaszczystej gleby rdzawej był zbyt krótki, aby zaznaczyły się różnice w wartościach pH nawet w górnej warstwie (0–3 cm) poziomu płużnego w porównaniu z wartościami tego parametru przed zalesieniem. Dotyczyło to wszystkich 4 badanych gatunków drzew (sosna zwyczajna, brzoza brodawkowata, dąb czerwony, buk zwyczajny). Istotne statystycznie różnice stwierdzono natomiast dla wartości pH uzyskanych dla tworzącego się poziomu organicznego pod badanymi gatunkami. Wartości te były wyraźnie niższe pod sosną (pH_{H_2O} : $5,3 \pm 0,1$, pH_{KCl} : $5,0 \pm 0,1$) niż pod pozostałymi gatunkami (brzoza: odpowiednio $5,6 \pm 0,1$ i $5,2 \pm 0,1$, dąb: $5,9 \pm 0,2$ i $5,6 \pm 0,3$, buk: $5,8 \pm 0,1$ i $5,3 \pm 0,1$). Można więc stwierdzić, że na analizowanej na terenie BPK powierzchni zakwaszający wpływ sosny w stosunku do mineralnej części gleby odzwierciedli się w przyszłości prawdopodobnie najwcześniej. Ma to potwierdzenie w wynikach badań innych autorów [Hagen-Thorn i in. 2004, Mroziński i Modrzyński 2006], którzy po 30–40 latach od zalesienia wykazywali niższe wartości pH w stropie mineralnej części gleb, na których posadzono gatunki iglaste, niż poletek, na których wprowadzono gatunki liściaste.

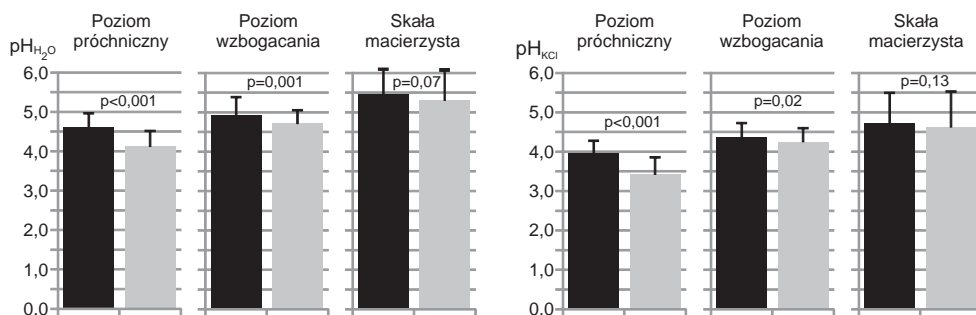
Jak wynika z danych przedstawionych w tabeli 3.2, obniżenie wartości pH w poziomie Ap w sprzyjających warunkach dla tego procesu może zaznaczać się po zalesieniu nawet wówczas, gdy wprowadzony na grunt rolny drzewostan sosnowy jest w wieku zaledwie 11–20 lat. Co ciekawe, zjawisko takie zostało stwierdzone dla gleb brunatnych [Maciaszek i Zwydak 1996b; tab. 3.2], które ze względu na drobnoziarniste uziarnienie są znacznie bardziej odporne na zakwaszenie niż piasz-

czyste gleby rdzawe. Tak relatywnie szybkie zaznaczenie się wpływu posadzenia sosny na wartości pH w warstwie płuźnej gleb brunatnych wynika prawdopodobnie z cech klimatycznych regionu (głównie pluwialnych), w którym były one badane. Analizowano je na terenie Beskidu Sądeckiego, który charakteryzuje się znacznie wyższymi opadami atmosferycznymi niż teren BPK. Może to w dużym stopniu wyjaśniać relatywnie szybkie obniżenie wartości pH stropu warstwy płuźnej gleb w Beskidzie, gdyż intensywniejsze przemywanie poziomu organicznego silnie sprzyja zakwaszaniu poziomów leżących poniżej.

Z punktu widzenia dylematu wykazywania porolności gleby podczas prac glebowo-siedliskowych, istotnym zagadnieniem jest określenie, po jakim czasie upływającym od zalesienia wartości pH gleb porolnych upodabniają się do tych występujących w odpowiadającym im pod względem typologicznym pedonach bez rolniczej przeszłości. Odczyn wykazuje silny wpływ na wiele innych właściwości i zależności występujących w glebie, w tym na jej cechy mikrobiologiczne, które mają kluczowe znaczenie dla zdrowotności drzewostanu porastającego glebę porolną [Rykowski 1990]. Stąd rozpoznanie różnic w pH gleb zalesionych i gleb typowo leśnych z pewnością może mieć duże znaczenie dla opracowania koncepcji uznawania za porolne gleb podczas wykonywania prac glebowo-siedliskowych.

Na rycinie 3.6 przedstawiono wyniki porównania wartości pH w poziomach próchnicznym i wzbogacania oraz w skale macierzystej gleb rdzawych zdiagnozowanych jako porolne oraz bez stwierdzonej porolności dla terenu nadleśnictw Bolesławiec, Głogów i Oława [Operat 2003, 2004, 2005]. W analizie uwzględniono jedynie gleby porośnięte przez drzewostany sosnowe; najczęściej tworzyły one pierwsze pokolenie lasu na gruncie użytkowanym rolniczo. Średni wiek drzewostanów na glebach porolnych wynosił 71,9 lat (zakres: 41–127), zaś na gruntach bez rolniczej przeszłości 87,8 lat (42–131). Przedstawione na rycinie 3.6 wyniki świadczą o tym, że wpływ użytkowania rolniczego na wartości pH gleb rdzawych V krainy przyrodniczo-leśnej utrzymuje się jeszcze wiele dekad po zalesieniu. Podobnie jak w przypadku innych cech gleby, które ulegają modyfikacji na skutek działalności rolniczej, uzyskane różnice wyraźnie maleją w głębszych poziomach gleby. Uwidacznia się to zarówno w niwelowaniu wraz z głębokością różnic w wartościach średnich pomiędzy dwoma odmiennymi pod względem historii użytkowania grupami pedonów, jak i w wyraźnym osłabieniu istotności statystycznej tych różnic (ryc. 3.6).

Analiza wyników z uwzględnieniem klas wieku drzewostanów sosnowych porastających analizowane gleby rdzawe daje podstawę do stwierdzenia, że wpływ rolniczej przeszłości na podwyższenie wartości pH warstwy płuźnej utrzymuje się jeszcze przynajmniej przez cały okres występowania pierwszego pokolenia drzewostanu na gruncie porolnym. Świadczą o tym utrzymujące się istotne statystycznie wyższe wartości pH w poziomie próchnicznym porolnych gleb rdzawych nawet dla drzewostanów sosnowych będących w wieku ponad 100 lat (tab. 3.3). Co ciekawe,



Ryc. 3.6. Porównanie średnich (+SD) wartości pH leśnych gleb rdzawych porolnych i bez rolniczej przeszłości / **Fig. 3.6.** Comparison of mean pH values (+SD) in forest rusty soils (Brunic Arenosols) of post-agricultural origin and without agricultural past

Ciemne słupki – gleby porolne / dark bars – post-agricultural soils; n = 75; jasne słupki – gleby bez rolniczej przeszłości / light bars – soils without agricultural past; n = 153; poziom istotności (p) uzyskano, wykorzystując test U Manna-Whitneya / statistical significance (p-value) obtained by using the Mann-Whitney U test

Źródło / Source: opracowanie własne na podstawie danych z operatów glebowo-siedliskowych [Operat 2003, 2004, 2005]

Tabela 3.3. Średnie wartości pH_{H₂O} w poziomach próchnicznych gleb rdzawych porolnych i bez stwierdzonej porolności z uwzględnieniem klas wieku porastających je drzewostanów sosnowych

Table 3.3. Mean pH_{H₂O} values of humus horizons of post-agricultural and ancient forest Brunic Arenosols by age class of pine stands overgrowing these soils

Wiek drzewostanu [lata]	Wariant gleby	Średnia wartość pH ± SD	Wartość poziomu istotności (test U M.-W.)
41–60	porolna	4,6 ± 0,4	< 0,001
	bez porolności	4,2 ± 0,4	
61–80	porolna	4,7 ± 0,4	< 0,001
	bez porolności	4,1 ± 0,4	
81–100	porolna	4,6 ± 0,3	< 0,001
	bez porolności	4,1 ± 0,3	
>100	porolna	4,5 ± 0,3	0,004
	bez porolności	4,1 ± 0,4	

Źródło / Source: opracowanie własne na podstawie danych z operatów glebowo-siedliskowych [Operat 2003, 2004, 2005]

dla analizowanego zestawu powierzchni porolnych nie stwierdzono występowania ujemnej korelacji między wiekiem drzewostanu sosnowego a wartością pH w poziomie Ap. Może to być zaskakujące na tle wyników uzyskanych przez Maciaszka i Zwydaka [1996b; tab. 3.2], a także opisywanych powyżej rezultatów badań przeprowadzonych na terenie BPK [Sewerniak i in. 2014]. Pamiętać jednak należy, że w pracach urzędzeniowych próbki glebowe standardowo pobiera się najczęściej z całej miąższości poziomu Ap, co sprawia, że zakwaszający wpływ roślinności leśnej na górną jego część nie odzwierciedla się w uzyskanych wynikach analiz

laboratoryjnych. Świadczy to jednocześnie o tym, że odkwaszenie całej warstwy płuźnej, nawet relatywnie podatnych na ten proces gleb piaszczystych, jest zjawiskiem trwającym znacznie dłużej niż wynosi przeciętny wiek jednej generacji lasu gospodarczego w Polsce.

Niestety, ze względu na brak danych empirycznych, nie było możliwe wykonanie podobnych zestawień porównawczych wartości pH dla gleb porolnych porośniętych drugim pokoleniem lasu. Byłoby to natomiast bardzo cenne w dyskusji nad dylematem, czy porolność takich gleb wykazywać w pracach glebowo-siedliskowych.

3.5. Właściwości chemiczne

Homogenizacja i regularne mieszanie materiału podczas orki rolniczej powodują, że w różnych częściach poziomu płuźnego zawartość węgla organicznego, a także innych pierwiastków, jest najczęściej zbliżona. Na skutek stałego dopływu relatywnie dużych ilości materii organicznej na powierzchnię gruntu, po zalesieniu sytuacja ta ulega jednak zmianie. W szczególności dotyczy to wyraźnego wzrostu zawartości węgla w stropie poziomu płuźnego [Brożek 1993, Maciaszek i Zwydak 1996b, Sewerniak i in. 2014]. Przyrost ten, w porównaniu ze stanem sprzed zalesienia, w górskich glebach brunatnych zalesionych sosną wynosił od 0,5% w drzewostanach w wieku 11–20 lat do 1,8–2,0% w drzewostanach w wieku 31–50 lat [Maciaszek i Zwydak 1996b]. Jak wykazały wyniki badań przeprowadzonych na terenie BPK [Sewerniak i in. 2014], w dolnej części poziomu Ap zaznaczyć się może natomiast zmniejszenie zawartości tego pierwiastka po zalesieniu. Ma to potwierdzenie w wynikach uzyskanych przez Dovydenko [2004], która stwierdziła zmniejszenie zawartości węgla w warstwie 0–10 cm poziomów płuźnych w pierwszych latach po wprowadzeniu drzewostanów na grunty porolne, a dopiero w dalszym okresie (po upływie ok. kilkunastu lat) konsekwentny wzrost zawartości tego pierwiastka wraz z upływem czasu. Pomimo ubytku węgla zawartość azotu w dolnej części poziomu Ap gleb badanych na terenie BPK nie uległa zmianie. Jak wyjaśniają autorzy tych badań [Sewerniak i in. 2014], różnice te tłumaczyć można mineralizacją odziedziczonego po okresie użytkowania rolniczego materiału próchnicznego w poziomie Ap, na skutek czego następuje strata w bilansie węgla (głównie w wyniku uwalniania CO₂). Azot natomiast, jako pierwiastek biofilny, jest po uwolnieniu wykorzystywany przez drobnoustroje glebowe do budowy własnego białka. Sprawia to, że pierwiastek ten jest zatrzymywany przez mikroorganizmy (mikrobiologiczna immobilizacja), w wyniku czego jego zawartość w glebie, w przeciwieństwie do węgla, nie zmniejsza się, a może ulec nawet zwiększeniu [Dziadowiec 1990].

Na wzrost zawartości azotu w stropie poziomu płuźnego bardzo wyraźny wpływ może mieć wkroczenie na grunt porolny olszy szarej. Udokumentowane zostało

to przez Brożka [1993], który wykazał, że w okresie ok. 40 lat od wkroczenia tego gatunku na ugory porolne bogaty w azot opad olszy spowodował podwojenie zawartości azotu w warstwie 0–4 cm porolnych gleb brunatnych w Bieszczadach.

Na skutek mineralizacji węgla, przy drastycznym ograniczeniu jego regularnego dopływu ze szczątkami organicznymi, mikrobiologicznej immobilizacji azotu oraz nawożenia mineralnego tym pierwiastkiem, poziomy próchniczne gleb rolnych powszechnie cechują się wyraźnie niższą wartością proporcji C : N w porównaniu z glebami leśnymi [Niedźwiecki 1984, Brożek 1993, Maciaszek i Zwydak 1996b, Bednarek i Michalska 1998]. Jak wykazali Maciaszek i Zwydak [1996b], wartość tej proporcji w górnej części poziomu Ap, która w pierwszej kolejności zaczyna być kształtowana przez wprowadzony drzewostan, konsekwentnie rozszerza się wraz z upływem lat po zalesieniu i stropy gleb porolnych stopniowo upodabniają się do pedonów typowo leśnych (tab. 3.2). W dolnej części warstwy płużnej, na której właściwości wpływ drzew w pierwszych latach od zalesienia jest jeszcze bardzo niewielki, może zaznaczyć się natomiast przejściowe zawężenie wartości C : N [Sewerniak i in. 2014].

Nawożenie gleb, które jest powszechnie stosowane w ramach rolniczej uprawy ziemi, sprawia, że gleby rolne w poziomie próchnicznym cechują się często wyraźnie wyższymi zasobami, a w mniejszym stopniu także zawartościami pierwiastków odżywczych w porównaniu z glebami leśnymi. Ze względu na bardzo różny skład chemiczny stosowanych nawozów, stwierdzany charakter tych różnic w odniesieniu do poszczególnych pierwiastków jest zróżnicowany i ściśle zależny od rodzaju i ilości wysiewanych nawozów. W efekcie wzajemne proporcje zawartości poszczególnych pierwiastków odżywczych występujące w pedonach typowo leśnych zostają często drastycznie zaburzone po przejęciu gleby na cele rolnicze. Niestety, ocena stopnia zaniku „rozchwiania” proporcji w zawartości poszczególnych pierwiastków w zalesionych glebach jest bardzo trudna. Rozstrzygnięcie tego zagadnienia wymagałoby dysponowania wynikami analitycznymi gleb z bardzo wielu powierzchni w drzewostanach o różnym wieku i reprezentujących różne formy porolności (I i II pokolenie lasu na gruncie porolnym; długookresowe i krótkookresowe użytkowanie rolnicze przed zalesieniem). Wydaje się, że wyjaśnienie tego problemu nie jest możliwe na podstawie istniejącej obecnie dokumentacji profili glebowych wykonanych w ramach sporządzania operatów glebowo-siedliskowych, gdyż w pracach tych powierzchni, na których wykonuje się pełną dokumentację analityczną gleby, zakładane były na gruntach porolnych relatywnie rzadko. Obserwacje terenowe dają podstawę przypuszczać, że wpływ rolniczej przeszłości na właściwości chemiczne zalesionej gleby jest silniejszy i dłuższy, niż się powszechnie uważa. Świadczy o tym np. relatywnie częste koncentrowanie się korzeni roślin w poziomach płużnych gleb, które były jedynie przez krótki okres użytkowane rolniczo, a od ich zalesienia upłynęło już wiele dekad (ryc. 3.5). Sugeruje to wciąż występujące wzbogacenie

w składniki pokarmowe w tym poziomie, pomimo wystąpienia jedynie dawnego epizodu użytkowania rolniczego w historii tej gleby.

Pierwiastkiem, którego podwyższona zawartość w poziomie próchnicznym jest szczególnie często wskazywana jako typowa cecha gleb użytkowanych rolniczo, jest wapń, co wykazywane było dla wielu typów gleb [Borowiec i Wybieralska 1974, Niedźwiecki 1984]. W badaniach Bednarek i Michalskiej [1998] średnia zawartość wymiennego wapnia była co prawda wyższa w leśnej glebie rdzawej niż w glebie użytkowanej rolniczo ($12,7 \pm 4,7$ vs. $7,9 \pm 3,0$ mmol(+)-kg⁻¹), jednak wynikało to z niemal pięciokrotnie większej zawartości węgla organicznego w poziomie próchnicznym gleby leśnej (tab. 3.2), gdyż w glebach o uziarnieniu piasków zawartość materii organicznej jest kluczowym czynnikiem decydującym o jej zasobności w składniki pokarmowe [np. Pokojska 1986].

Bardzo charakterystyczną cechą gleb użytkowanych rolniczo lub porolnych gleb leśnych w porównaniu z pedonami typowo leśnymi jest większy udział kationów zasadowych w ich kompleksie sorpcyjnym (tab. 3.2). Różnica ta wynika głównie z odcięcia od stałego dopływu kationów kwasowych z poziomu organicznego przy jednoczesnym wapnowaniu i rolniczym nawożeniu gleb, podczas którego wprowadzane są, najczęściej w dużych ilościach, kationy o charakterze zasadowym. Z kolei gleby leśne cechują się wyraźnie większą kwasowością, a także wyższą zawartością glinu ruchomego w porównaniu z glebami rolnymi lub niedawno zalesionymi [Brożek 1993, Maciaszek i Zwydak 1996b].

3.6. Podsumowanie

Na obecnym etapie badań naukowych można stwierdzić, że wpływ rolniczego użytkowania gleby na jej morfologię i właściwości był w przeszłości wyraźnie niedoceniany. Wylesienie i długotrwała uprawa rolna doprowadziły na dużych obszarach do tak znaczących zmian w profilu glebowym, że poprawna diagnoza typu gleby jest obecnie utrudniona. Szczególnie dotyczy to gleb płowych, które po ogłowieciu (ryc. 3.2) przez wiele dziesięcioleci były bardzo często błędnie diagnozowane jako gleby brunatne [Świtoniak i Bednarek 2014, Świtoniak i in. 2016]. O niedocenieniu modyfikującego wpływu wcześniejszego użytkowania rolniczego na właściwości zalesionej gleby świadczy natomiast występowanie wynikających z pra-przyczyn glebowych poważnych problemów zdrowotnych w drzewostanach wprowadzanych na grunty porolne, których skali przestrzennej, a często także intensywności objawów chorobowych, nikt chyba się nie spodziewał.

Dotychczasowe wyniki badań dają podstawę twierdzić, że jedno pokolenie lasu (100–150 lat) to zbyt mało, aby porolna gleba leśna powróciła pod względem swych cech do stanu sprzed wylesienia. Ocena stopnia zaniku w zalesionych glebach

właściwości odziedziczonych po użytkowaniu rolniczym jest jednak obecnie bardzo trudna, co wynika m.in. z niewystarczających danych empirycznych. Dotychczasowe badania ewolucji cech gleby po zalesieniu koncentrowały się głównie na gruntach porolnych z drzewostanami młodszych klas wieku, natomiast dokumentacja analityczna gleb porolnych w wielu operatach glebowo-siedliskowych jest niewystarczająca. Biorąc pod uwagę wysoką istotność w kontekście prowadzenia gospodarki leśnej problemu występowania gleb porolnych w lasach Polski, należałoby rozważyć częstsze niż dotychczas wyznaczanie na gruntach porolnych wzorcowych powierzchni typologicznych, na których wykonuje się szerszą dokumentację analityczną gleby. Wydaje się, że podczas wykonywania operatów glebowo-siedliskowych powierzchnie te zakładane były na gruntach porolnych zbyt rzadko, co sprawia, że analityczny materiał porównawczy właściwości gleb porolnych i bez rolniczej przeszłości w lasach jest relatywnie ubogi.

Można zakładać, że niedoceniany jest także wpływ krótkookresowego użytkowania rolniczego gleby na modyfikację jej właściwości. Zagadnienie to nie było dotychczas szczegółowo badane, jednak obserwacje terenowe (np. koncentrowanie się korzeni w poziomie Ap gleb uprawianych rolniczo w przeszłości jedynie przez krótki czas; ryc. 3.5) dają podstawę twierdzić, że nawet taki epizod agrarny, szczególnie w przypadku gleb cechujących się niską aktywnością biologiczną, przez wiele dziesięcioleci może mieć istotny wpływ na funkcjonowanie ekosystemu leśnego.

Literatura

- Bednarek R., Michalska M., 1998, *Wpływ rolniczego użytkowania na morfologię i właściwości gleb rdzawych w okolicach Bachtka na Pojezierzu Brodnickim*, „Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych”, z. 460, s. 487–497.
- Bednarek R., Prusinkiewicz Z., 1997, *Geografia gleb*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Bernadzki Z., 1990, *Koncepcje hodowli lasu na gruntach porolnych*, „Sylwan”, t. CXXXIV, z. 3/12, s. 51–59. BDL; Bank Danych o Lasach, www.bdl.lasy.gov.pl (data dostępu 25.03.2015 r.).
- Borowiec S., Wybieralska A., 1974, *Badania porównawcze gleb leśnych i uprawnych różnych siedlisk Niziny Szczecińskiej*, Szczecińskie Towarzystwo Naukowe. Wydział Nauk Przyrodniczo-Rolniczych, t. XL, z. 1, s. 1–52, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa-Poznań.
- Brady N.C., Weil R.R., 1996, *The Nature and Properties of Soils*, Prentice-Hall International Inc., Upper Saddle River, New Jersey.
- Broda J., 2000, *Historia leśnictwa w Polsce*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań.
- Brożek S., 1993, *Przekształcanie górskich gleb porolnych przez olszę szarą (Alnus incana (L.) Moench)*, „Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej im. H. Kołłątaja w Krakowie”, rozprawa habilitacyjna nr 184, Kraków.
- Brożek S., Zwydak M., 2003, *Atlas gleb leśnych Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Dovydenko N., 2004, *Zawartość węgla w glebach wybranych drzewostanów sosnowych i świerkowych na gruntach porolnych*, „Leśne Prace Badawcze”, t. LXV, z. 2, s. 49–66.
- Działowiec H., 1990, *Rozkład ściółek w wybranych ekosystemach leśnych*, seria „Rozprawy”, Uniwersytet Mikołaja Kopernika, Toruń.

- Gałązka S., 2003, *Żyzność gleb niektórych powierzchni porolnych w Nadleśnictwie Łobez*, w: Miler A.T. (red.) praca zbiorowa, *Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego*, Wydawnictwo Akademii Rolniczej im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, Poznań.
- Hagen-Thorn A., Callesen I., Armolaitis K., Nihlgård B., 2004, *The Impact of Six European Tree Species on the Chemistry of Mineral Topsoil in Forest Plantations on Former Agricultural Land*, „Forest Ecology and Management”, t. CXCV, z. 3, s. 373–384.
- Jankowski M., 2014, *Bielicowanie jako wtórny proces w glebach rdzawych Brodnickiego Parku Krajobrazowego*, w: Świtoniak M., Jankowski M., Bednarek R. (red.) praca zbiorowa, *Antropogeniczne przekształcenia pokrywy glebowej Brodnickiego Parku Krajobrazowego*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Januszek K., Błońska E., 2016, *Właściwości biologiczne gleb w lasach na gruntach porolnych, pastwiskowych oraz połąkowych*, w: Zielony R. (red.) praca zbiorowa, *Siedliska leśne, zmienione i zniekształcone*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, 2000, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Kozłowski T.T., 1999, *Soil Compaction and Growth of Woody Plants*, „Scandinavian Journal of Forest Research”, t. XIV, z. 6, s. 596–619.
- Maciaszek W., Zwydak M., 1996a, *Przekształcanie górskich gleb porolnych przez przedplony sosnowe. Część I. Przemiany morfologii profilu i właściwości fizycznych gleb*, „Acta Agraria et Silvestria”, ser. Silvestris, t. XXXIV, s. 67–80.
- Maciaszek W., Zwydak M., 1996b, *Przekształcanie górskich gleb porolnych przez przedplony sosnowe. Część II. Przemiany właściwości chemicznych gleb*, „Acta Agraria et Silvestria”, ser. Silvestris, t. XXXIV, s. 81–92.
- Michalski A., Sałek P., Płatek K., 2006, *Zależność grubości ściółki od wieku drzewostanów sosnowych rosnących na glebach porolnych i leśnych*, „Sylwan”, t. CL, z. 8, s. 20–25.
- Mroziński P., Modrzyński J., 2006, *Właściwości gleby pod okapem czterech gatunków drzew leśnych po 30 latach od ich posadzenia na dwóch różnych siedliskach*, „Sylwan”, t. CV, z. VIII, s. 26–37.
- Niedźwiecki E., 1984, *Zmiany cech morfologicznych i właściwości gleb uprawnych na tle odpowiadających im gleb leśnych na Pomorzu Szczecińskim*, Akademia Rolnicza w Szczecinie, seria „Rozprawy”, nr 92.
- Operat 2000, *Operat glebowo-siedliskowy. Nadleśnictwo Cierpiszewo*, 2000, Biuro Usług Techniczno-Leśnych BUTEL, Toruń.
- Operat 2003, *Operat glebowo-siedliskowy. Nadleśnictwo Oława*, 2003, Biuro Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych OPERAT s.c., Toruń.
- Operat 2004, *Operat glebowo-siedliskowy. Nadleśnictwo Bolesławiec*, 2004, Biuro Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych OPERAT s.c., Toruń.
- Operat 2005, *Operat glebowo-siedliskowy. Nadleśnictwo Głogów*, 2005, Biuro Usług Ekologicznych i Urzędzeniowo-Leśnych OPERAT s.c., Toruń.
- Pokojska U., 1986, *Rola próchnicy w kształtowaniu odczynu, właściwości buforowych i pojemności jonowymiennej gleb leśnych*, „Roczniki Gleboznawcze”, t. XXXVII, z. 2–3, s. 249–263.
- Prevosto B., Dambrine E., Moares C., Curt T., 2004, *Effect of volcanic ash and former agricultural use on the soil and vegetation of naturally regenerated woodlands in the Massif Central, France*, „Catena”, t. LVI, z. 1–3: s. 239–261.
- Raport o stanie lasów w Polsce 2013*, 2014, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Rykowski K., 1990, *Problemy ochrony lasu na gruntach porolnych*, „Sylwan”, t. CXXXIV, z. 3–12, s. 75–88.
- Sewerniak P., 2011, *Zróżnicowanie wybranych właściwości gleb drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce*, „Roczniki Gleboznawcze”, t. LXII, z. 1, s. 142–151.
- Sewerniak P., 2013, *Bonitacja drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce w odniesieniu do typów siedliskowych lasu i taksonów gleb*, „Sylwan”, t. CLVII, z. 7, s. 516–525.
- Sewerniak P., Sylwestrzak K., Bednarek R., Gonet S., 2014, *Gleby porolne w lasach*, w: Świtoniak M., Jankowski M., Bednarek R. (red.) praca zbiorowa, *Antropogeniczne przekształcenia pokrywy glebowej Brodnickiego Parku Krajobrazowego*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.

- Sobczak R., 1990, *Teoretyczne i praktyczne aspekty zakładania upraw i prowadzenia drzewostanów na gruntach porolnych*, „Sylwan”, t. CXXXIV, z. 3-12, s. 61-74.
- Świtoniak M., Bednarek R., 2014, *Denudacja antropogeniczna*, w: Świtoniak M., Jankowski M., Bednarek R. (red.) praca zbiorowa, *Antropogeniczne przekształcenia pokrywy glebowej Brodnickiego Parku Krajobrazowego*, Wydawnictwo Naukowe Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, Toruń.
- Świtoniak M., Mroczek P., Bednarek R., 2016, *Luvisols or Cambisols? Micromorphological study of soil truncation in young morainic landscapes – Case study: Brodnica and Chełmno Lake Districts (North Poland)*, „Catena”, t. CXXXVII, s. 583-595.
- Tuszyński M., 1990, *Właściwości gleb porolnych a gospodarka leśna*, „Sylwan”, t. CXXXIV, z. 3-12, s. 41-50.

Summary

The effect of former agricultural use on the forest soil features against problems with mapping of post-agricultural forest habitats

Impact of former agricultural use on morphology and physical, physico-chemical and chemical properties of forest soil was presented in the chapter. The issue was described in relation to the occurrence of practical problems concerning mapping of post-agricultural forest habitats. The main morphological feature which differentiates agricultural and post-agricultural forest soils between primary forest soils is the occurrence of a ploughed horizon (Ap), the decline of which is conditioned mainly by biological soil activity. The plough layer as compared to the natural humus horizon of the primary forest soil is characterized by the aggregates breakdown, lower porosity, higher density, and therefore the higher surface runoff of the precipitation water. The plough layer is also characterized by prevailing higher resources and the content of nutritional elements, and higher pH values remaining even 100 years after the afforestation. It was concluded that the influence of the former agricultural use of soil on its morphology and properties was clearly underestimated in the past. Changes in soil features occurring as a result of agricultural use seem to be much more serious and difficult to alter than it was expected. Moreover, due to insufficient empirical data, it is very difficult to properly evaluate the level of decline of post-agricultural parameters of afforested soils. It was suggested that during soil-habitat inventory works typological plots with complete soil analysis should be designated more frequently than before in post-agricultural areas. It would allow to make broader comparative analysis of the post-agricultural forest soil properties and pedons which have never been agriculturally cultivated.

Stanisław Brożek, Jarosław Lasota, Ewa Błńska, Maciej Zwydak,
Tomasz Wanic*

4

Siedliskowy indeks glebowy w diagnozie siedlisk górskich

4.1. Wprowadzenie

Diagnozowanie typu siedliskowego lasu na nizinach i wyżynach odbywa się na podstawie metodyki zawartej w *Instrukcji wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych*, stanowiącej część II *Instrukcji urządzania lasu* [Instrukcja 2012]. Zastosowanie wskaźnika liczbowego SIG (siedliskowego indeksu glebowego) umożliwi trafną ocenę potencjału produkcyjnego gleby i zarazem siedliska.

Według klasycznej definicji siedlisko leśne to zbiorowe pojęcie warunków klimatycznych i odżywczych, które rozstrzygają o bycie jakiejś rośliny w granicach jej naturalnego zasięgu. Są to więc już od blisko 80 lat redefiniowane czynniki, takie jak położenie geograficzne z wzniesieniem nad poziom morza, podłoże geologiczne, warunki klimatyczne, rzeźba terenu, obieg wody, głębokość i struktura gleby, zawartość próchnicy i jej jakość w glebie, stan procesów humifikacji, roślinność runa, bonitacja drzewostanu, typ gleby [Suchecki 1935].

Współczesna definicja ujmuje siedlisko leśne jako kompleks abiotycznych warunków zewnętrznych (klimat, gleba, położenie), w którym funkcjonuje dana biocenoza (fito- i zoo-) [Puchalski i Prusinkiewicz 1975], lub jeszcze bardziej wąsko, jako warunki klimatyczne i glebowe biocenozy [Mała encyklopedia leśna 1980]. Czarnowski [1978] do definicji siedliska wprowadza zdolność produkcyjną danego obszaru, precyzując, że siedlisko jest to zespół abiotycznych warunków panujących w określonym miejscu Ziemi, wpływających na produkcję masy organicznej przez świat ożywiony. W terenach górskich jednym z głównych czynników kształtujących jakość siedlisk jest klimat. W odróżnieniu od terenów nizinnych czy wyżynnych jest to bardzo ważny czynnik, który oddziałuje na możliwości produkcyjne siedliska pośrednio, wpływając na właściwości gleby (np. determinując kierunek procesów

* Wszyscy autorzy są pracownikami Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Instytutu Ekologii i Hodowli Lasu, Zakładu Gleboznawstwa Leśnego; al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków; kontakt: Jarosław Lasota, e-mail: rllasota@cyf-kr.edu.pl.

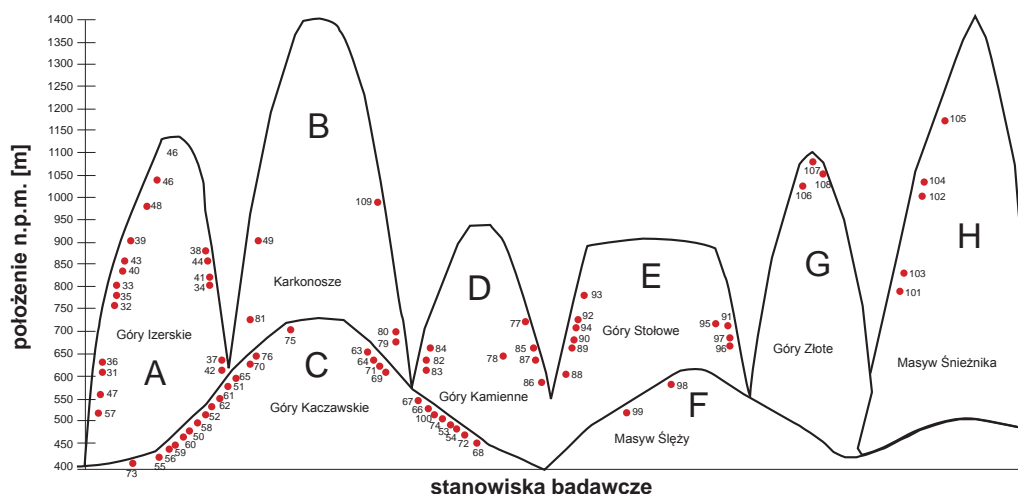
glebotwórczych), lub kształtuje bezpośrednio warunki dla rozwoju poszczególnych gatunków drzew, stwarzając swoiste ramy, w jakich można planować skład gatunkowy hodowanych drzewostanów.

Celem badań przedstawionych w niniejszej pracy było opracowanie wskaźnika – siedliskowego indeksu glebowego, który byłby przydatny do rozgraniczania zróżnicowanych siedlisk leśnych w terenach górskich. W modelu SIG dla terenów górskich poza parametrami opisującymi jakość gleby uwzględniono warunki klimatyczne.

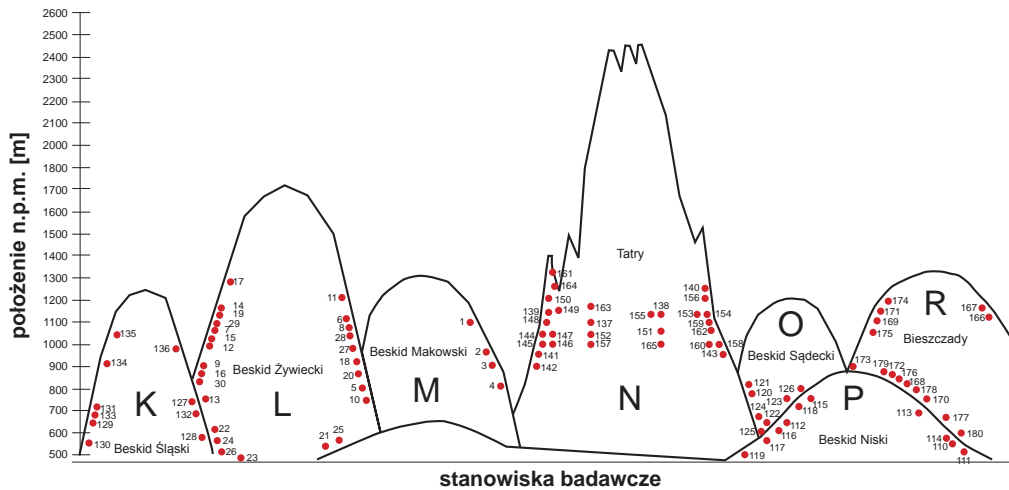
4.2. Materiał i metody

Do badań wyznaczono 180 powierzchni typologicznych reprezentujących podstawowe typy siedliskowe lasu zlokalizowane na obszarze Karpat i Sudetów. Ryciny 4.1 i 4.2 przedstawiają lokalizację stanowisk badawczych na tle masywów i pasm górskich w Karpatach i Sudetach. Rycina 4.3 obrazuje sumaryczny rozkład wysokości nad poziomem morza badanych stanowisk zlokalizowanych w Karpatach i Sudetach. Powierzchnie badawcze zostały wyznaczone na terenie czterech regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych, tj. RDLP Wrocław, RDLP Katowice, RDLP Kraków i RDLP Krosno.

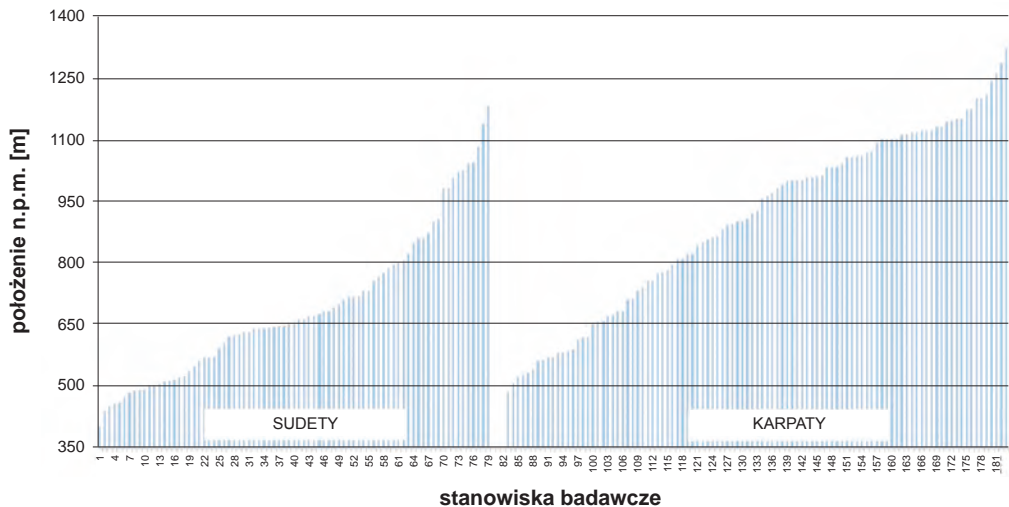
Dla odzwierciedlenia zróżnicowanych warunków klimatycznych badane powierzchnie siedliskowe tworzą transekty kilku punktów badawczych zlokalizowanych na jednorodnym podłożu geologicznym w odmiennych warunkach położenia. Kolejne punkty badawcze w takich transektach zostały rozmieszczone od podnóża



Ryc. 4.1. Lokalizacja stanowisk badawczych z podziałem na pasma i masywy Sudetów
Fig. 4.1. Location of research plots in ranges and massifs of the Sudetes



Ryc. 4.2. Lokalizacja stanowisk badawczych z podziałem na pasma i masywy Karpat
Fig. 4.2. Location of research plots in ranges and massifs of the Carpathians



Ryc. 4.3. Rozkład stanowisk w przedziałach wysokości nad poziomem morza z podziałem na Sudechy i Karpaty
Fig. 4.3. Distribution of research plots by altitude above sea level in the Sudetes and the Carpathians

stoku do jego górnej strefy, tak aby odzwierciedlały zmienność warunków siedliskowych, które mogą kształtować się na określonym podłożu geologicznym. W celu scharakteryzowania i porównania wpływu odmiennych warunków położenia w obrębie wzniesień na wartość indeksu SIG założono serie powierzchni na dwóch rodzajach wystaw stoków. Pierwsza grupa powierzchni została założona na wystawach cieplejszych (S, SW, W), druga natomiast na ekspozycjach chłodniejszych

(N, NE, E). Badane powierzchnie rozmieszczono na najważniejszych utworach geologicznych decydujących o zmienności żyzności powstających utworów glebowych. W Beskidach uwzględniono cztery grupy utworów piaskowcowych, a mianowicie: piaskowce magurskie i godulskie (o spoiwie ilasto-krzemionkowym), gruboziarniste piaskowce istebniańskie, piaskowce krośnieńskie (o spoiwie ilasto-krzemionkowo-węglanowym) oraz najzasobniejsze piaskowce i łupki hieroglifowe, inoceramowe i warstwy belowskie budujące niższe wzniesienia. W Sudetach utwory skalne zostały połączone w cztery grupy o zbliżonych zdolnościach siedliskotwórczych. Są to: kwaśne skały krzemianowe magmowe i przeobrażone budujące wyższe wzniesienia (granity, gnejsy, porfiry kwarcowe), osadowe skały o spoiwie ilasto-krzemionkowym (piaskowce), ważne ze względu na obszary występowania skały metamorficzne (łupki krystaliczne i zieleńcowe) oraz skały zasadowe (bazały, diabazy, amfibolity, gabra). W Tatrach uwzględniono dwie grupy utworów skalnych, a mianowicie kwaśne skały (granity i granitognejsy) oraz skały węglanowe (wapienie i dolomity).

Na każdej powierzchni wykonano głęboką odkrywkę glebową, z której zostały pobrane próby glebowe do oznaczeń podstawowych właściwości fizyko-chemicznych niezbędnych do obliczenia wskaźnika SIG, w tym próby o nienaruszonej strukturze, potrzebne do określenia gęstości objętościowej. Z poziomów akumulacji próchnicy pobrano próby zbiorcze. Na każdej powierzchni badawczej wykonano pomiar drzewostanu tak, aby można było określić wysokość przeciętną oraz bonitację wzrostową gatunków budujących drzewostan. Dla oceny siedliska na podstawie roślinności runa wykonano spis roślinności metodą Brauna-Blanqueta [Tomanek 1997].

Pobrane próby gleb analizowano zgodnie z zasadami kartowania siedlisk [*Instrukcja* 2012]. Oznaczano następujące właściwości gleb: uziarnienie – metodą areometryczną, pH – metodą potencjometryczną w 1-molowym roztworze KCl i w H₂O, C organiczny – autoanalizatorem CNS, N całkowity – autoanalizatorem CNS, wymienne formy Ca, Mg, K i Na – metodą absorpcji atomowej w 1-molowym wyciągu octanu amonu o pH 7,0. Kwasowość wymienną i Al ruchomy oznaczono metodą Sokołowa w 1-molowym wyciągu KCl, kwasowość hydrolityczną – metodą Kappena, pojemność sorpcyjną wyliczono z sumy kationów zasadowych i kwasowości hydrolitycznej, stopień wysycenia zasadami kompleksu sorpcyjnego wyliczono metodą tradycyjną. Dodatkowo określono gęstość objętościową – metodą suszarkowo-wagową na próbkach pobranych do cylindereków.

4.3. Wyniki

Pierwszym krokiem w prezentowanych badaniach było wyznaczenie odpowiednich właściwości gleby niezbędnych do obliczeń SIG i ich przeliczenie, tak by mogły zostać użyte do formuły obliczającej wartość wskaźnika. Bardzo ważna była decyzja

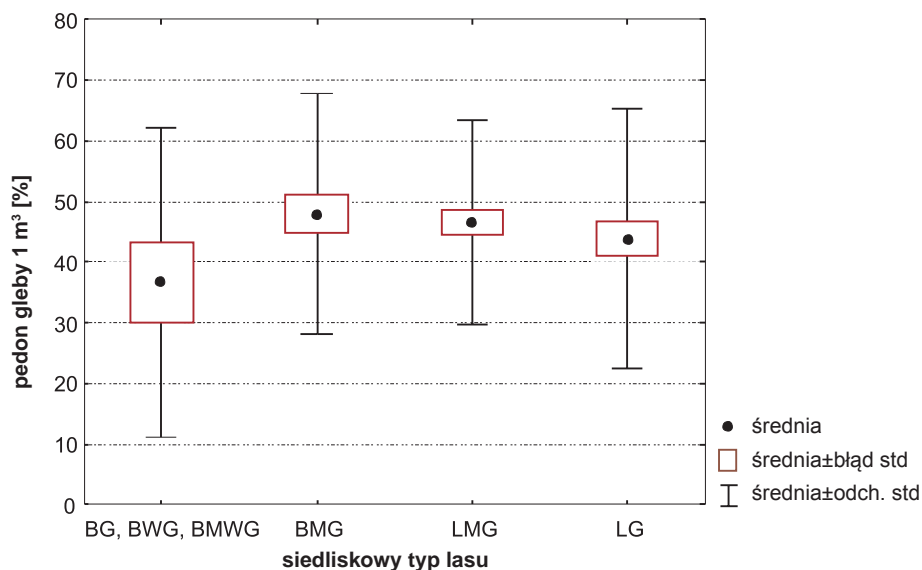
dotycząca głębokości analizowanej gleby w górach, którą należy wykorzystywać do obliczania nowego wskaźnika. Przyjęcie innej w stosunku do terenów nizin i wyżyn głębokości analizowanej gleby wynika z budowy geologicznej gór i w konsekwencji silnej szkieletowości gleb, uniemożliwiającej często kopanie odkrywki głębiej niż 100 cm. Tabela 4.1 przedstawia rozkład głębokości gleb w analizowanym projekcie. Wynika z niej, że około 80% wykonanych profili to takie, gdzie zwarte, niezwiertzałe podłoże skalne występowało do 100 cm od powierzchni. Dla ujednocnienia obliczania SIGg (SIGgóry) przyjęto granicę 100 cm na całym obszarze gór. W sytuacji, gdy gleba ma większą głębokość, pobiera się próby gleby z całej głębokości dla pełnego jej scharakteryzowania, a SIG w górach jest obliczany niezmiennie z objętości słupa gleby o miąższości 100 cm.

Wszystkie analizowane cechy przeliczono na bryłę gleby o wymiarach 100 cm × 100 cm i do głębokości 100 cm i nazwano je zasobami składników glebowych do głębokości 100 cm. Rycina 4.4 przedstawia średnią zawartość części szkieletowych

Tabela 4.1. Zestawienie ilościowe badanych profili glebowych według głębokości

Table 4.1. Quantitative summary of studied soil profiles by depth

Liczebność profili w przedziałach głębokości				
do 75 cm	76–100 cm	101–125 cm	126–150 cm	ponad 150 cm
25	123	28	2	2



Ryc. 4.4. Średnia zawartość części szkieletowych w pedonie gleb tworzących różnicowane siedliska
Fig. 4.4. Mean content (%) of skeleton parts (fraction >20) in soil pedons creating diverse habitats

w pedonie gleb tworzących zróżnicowane siedliska. Wszystkie grupy troficzne wykazały podobną zawartość części szkieletowych, co sugeruje, że nie jest to dobry parametr mogący rozdzielać badane grupy siedlisk.

Do konstrukcji nowego wskaźnika wyłoniono właściwości gleby najlepiej rozdzielające badane stanowiska na grupy troficzne. Tabela 4.2 przedstawia zakresy i średnie wartości parametrów wykorzystanych w konstrukcji wskaźnika SIG dla terenów górskich.

Tabela 4.2. Zestawienie danych do analizy wskaźników

Table 4.2. Data summary for the analysis of indexes

	Zapasy części spławialnych (C_{zsvga}) [kg/m ³]	Zapasy kationów ($S1vg$) [kg/m ³]	Azot przeliczony (N^2/C)	Kwasowość przeliczona (Yvg/C_{zsvg})
Śr.	439,3	67,7	0,017	0,571
Min.	16,6*	1,21	0,0005	0,031
Max.	1116,4	457,2	0,057	3,209

* Minimalny zapas znaleziony w profilu gleby mineralnej; w glebach organicznych wynosi 0,0.

Źródło / Source: badania własne

Są to:

- zasoby części spławialnych (suma frakcji mniejszych od 0,02 mm) wyrażone w kg na 1,0 m³ gleby (100 cm × 100 cm × 100 cm),
- zasoby kationów zasadowych wyrażone w molach na 1,0 m³ gleby (100 cm × 100 cm × 100 cm),
- całkowita kwasowość gleby wyrażona w molach jonów wodorowych na 1,0 m³ gleby i podzielona przez zawartość części spławialnych wyrażonych w kg na 1,0 m³ gleby,
- procentowy udział azotu całkowitego w pierwszym poziomie mineralnym gleby podzielony przez proporcję C : N w tym poziomie.

Wymienione cechy rozdzielają badaną grupę powierzchni na 4 grupy troficzne: dys-, oligo-, mezo- i eutroficzną. Odpowiednim zakresom tych czterech parametrów przyporządkowuje się wskaźniki (od 1 do 10), które sumuje się przy obliczaniu indeksu SIG. Wskaźniki odpowiadające szczegółowym zakresom parametrów uwzględnianych w modelu SIG prezentuje tabela 4.3.

Tabela 4.3. Wartości graniczne składników gleb przyjęte do wyznaczania wskaźników W w modelu obliczania SIGgóry (SIGg)**Table 4.3.** Limit values of soil properties adopted to determine the W index in the calculation model of Soil Site Index for mountainous areas

Zawartość części spławalnych (Czsvg) [kg/m ³]		Zawartość sumy kationów (S1vg) [kg/m ³]		Kwasowość przeliczona (Yvg/Czsvg)		Azot przeliczony (N ² /C)	
zakres	W_{CZSg}	zakres	W_{S1g}	zakres	W_{Yg}	zakres	W_{Ng}
<20	1	<2,3	1	>1,50	1	<0,002	1
20–45	2	2,4–3,6	2	1,50–1,11	2	0,0021–0,003	2
46–55	3	3,7–5,0	3	1,10–1,01	3	0,0031–0,0036	3
56–75	4	5,1–7,5	4	1,00–0,81	4	0,0037–0,0050	4
76–100	5	7,6–9,5	5	0,80–0,61	5	0,0051–0,0065	5
101–120	6	9,6–13,0	6	0,60–0,51	6	0,0066–0,0080	6
121–250	7	13,1–25,0	7	0,50–0,36	7	0,0081–0,0100	7
251–500	8	25,1–50,0	8	0,35–0,21	8	0,0101–0,0150	8
501–950	9	50,1–350,0	9	0,20–0,10	9	0,01501–0,020	9
>950	10	>350,0	10	<0,10	10	>0,02	10

Źródło / Source: badania własne

4.3.1. Wpływ wysokości nad poziomem morza na warunki życia drzew i ujęcie tego zagadnienia w indeksie SIGg

W terenach górskich obserwuje się pogarszanie warunków wzrostu drzewostanów wraz ze wzrostem wyniesienia nad poziom morza. Według badań klimatologów w kolejnych piętrach klimatyczno-roślinnych średnia roczna temperatura obniża się o ok. 2°C, a wraz z pogarszaniem się warunków termicznych ulega skróceniu okres wegetacyjny (w piętrze pogórza przeciętnie wynosi 220 dni, w reglu dolnym 170 dni, w reglu górnym tylko 140 dni). Parametry klimatyczne nie ulegają zmianie w sposób skokowy, ale ciągły (tzn. na każde 100 m wzniesienia średnia temperatura zmniejsza się o ok. 0,5°C), zatem w sposób ciągły ulegają zmianie (pogarszają się) warunki do wzrostu drzewostanów. Zmienność wspomnianych cech klimatycznych została również opisana w badaniach Obrębskiej-Starkłowej i in. [1995]. Na podstawie klimatu oraz związanych z nim cech roślinności Hess [1965] w swojej pracy zamieścił orientacyjny zasięg pięter klimatycznych w wybranych pasmach górskich. Sikorska [2006], charakteryzując siedliska obszarów górskich, wykorzystała wspomniane opracowanie i je uzupełniła. Na podstawie przytoczonych opracowań klimatologów oraz siedliskoznawców można ustalić dolną granicę piętra regła dolnego pomiędzy 550 a 680 m n.p.m., przy czym dla rozleglejszych, obejmujących większe kompleksy leśne pasm górskich średnie granice przebiegają pomiędzy 570 a 680 m n.p.m.

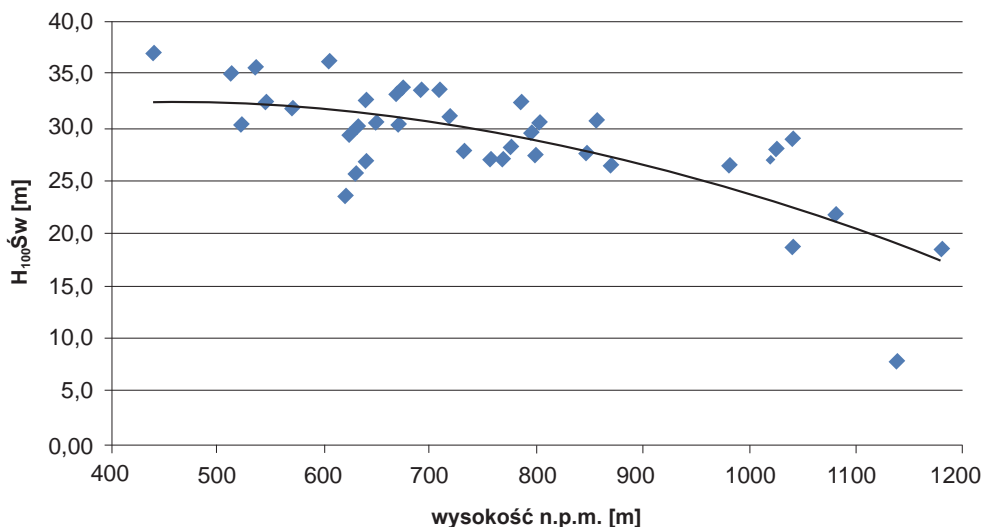
Badania siedliskowe w powiązaniu z analizą cech wzrostowych drzewostanów również dowodzą istnienia silnego związku bonitacji drzewostanów ze wzniesieniem nad poziom morza. Alexandrowicz [1972] w swojej pracy zamieścił krzywe

izobonitacji głównych gatunków lasotwórczych (świerka, jodły i buka) na tle siatki siedlisk. Opracowanie to dowodzi istnienia silnego wpływu czynnika klimatycznego na wzrost i bonitację gatunków lasotwórczych, tym silniejszego, im wyższe jest wzniesienie nad poziom morza. Według tego autora ograniczający wpływ klimatu na bonitację świerka, jodły oraz buka zaznacza się już od dolnej granicy regła dolnego i jest obserwowany w każdych warunkach edaficznych współdecydujących o produktywności siedlisk.

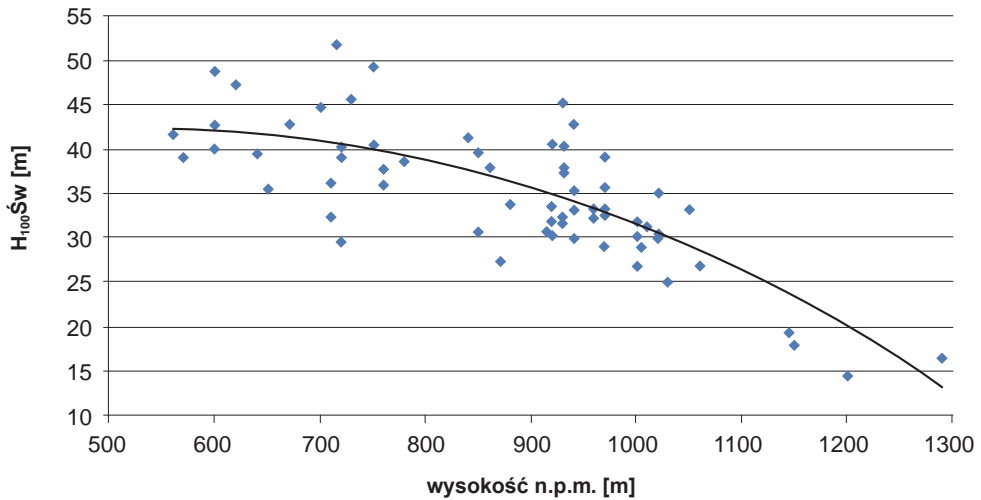
Na rycinie 4.5 zobrazowano związek bonitacji wzrostowej świerka (wyrażonej wysokością górną w wieku 100 lat – H_{100}) ze wzniesieniem nad poziom morza dla stanowisk sudeckich, analizowanych w niniejszym granicie. Zauważamy, że wyraźny spadek bonitacji wzrostowej drzewostanów świerkowych występuje po przekroczeniu 600–650 m n.p.m. Jest to zakres wysokości pokrywający się ze średnią wartością granicy regła dolnego wyznaczoną w badaniach klimatologów.

Podobne załamanie się krzywej bonitacji świerka obserwuje się w położeniach karpackich [Lasota 2003]. Na podstawie tych badań określono, że bonitacja drzewostanów świerkowych (wyrażona wysokością górną w wieku 100 lat) jest silnie ujemnie skorelowana ze wzniesieniem nad poziom morza (współczynnik korelacji wyniósł – 0,63) (ryc. 4.6). Tutaj wyraźne załamanie krzywej opisującej bonitację drzewostanów świerkowych widać pomiędzy 600 a 700 m n.p.m.

Prawidłowość ta widoczna jest także w odniesieniu do bonitacji buka, przy czym obniżanie się bonitacji wzrostowej dla tego gatunku uwidacznia się już po przekroczeniu 550 m n.p.m. (ryc. 4.7). W badaniach udowodniono, że bonitacja

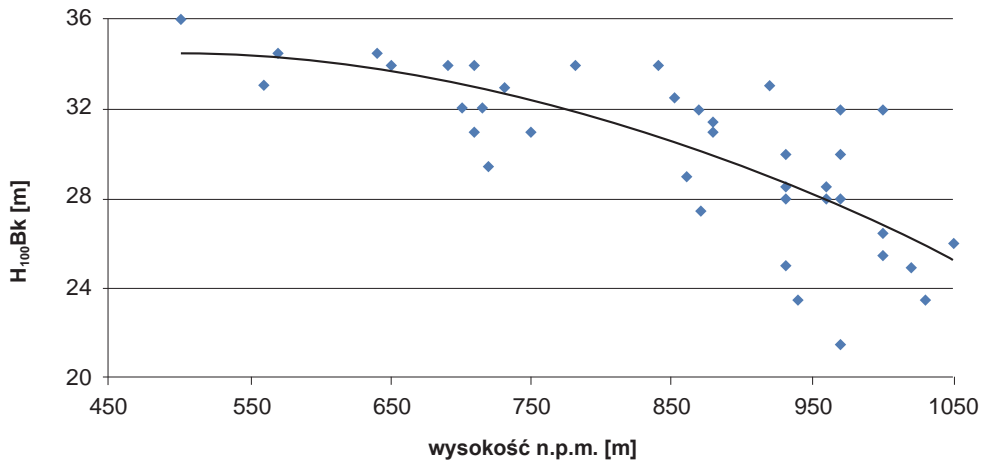


Ryc. 4.5. Zależność bonitacji wzrostowej świerka od wzniesienia nad poziom morza w Sudetach
Fig. 4.5. Relationship between spruce growth classification and the altitude above sea level in the Sudetes



Ryc. 4.6. Zależność bonitacji wzrostowej świerka od wzniesienia nad poziom morza w Beskidach [Lasota 2003]

Fig. 4.6. Relationship between spruce growth classification and the altitude above sea level in the Beskidy [Lasota 2003]



Ryc. 4.7. Zależność bonitacji buka od wzniesienia nad poziom morza w Beskidach [Lasota 2003]

Fig. 4.7. Relationship between beech growth classification and the altitude above sea level in the Beskidy [Lasota 2003]

drzewostanów bukowych (wyrażona wysokością górną w wieku 100 lat) jest silnie ujemnie skorelowana ze wzniesieniem nad poziom morza (współczynnik korelacji wyniósł $-0,74$).

Uwzględniając powyższe przesłanki, zaproponowano, aby wartością progową (wzniesienia nad poziom morza) było 650 m. Po przekroczeniu tej wysokości należy

spodziewać się silniejszego oddziaływania czynników klimatycznych na osłabienie wzrostu drzewostanów górskich, bez względu na wpływ czynników glebowych. Dla stanowisk zlokalizowanych powyżej tej granicy należy uwzględnić poprawkę klimatyczną, tj. współczynnik zmniejszający wielkość „potencjału produkcyjnego” wynikającego wyłącznie z cech gleby i podłoża geologicznego.

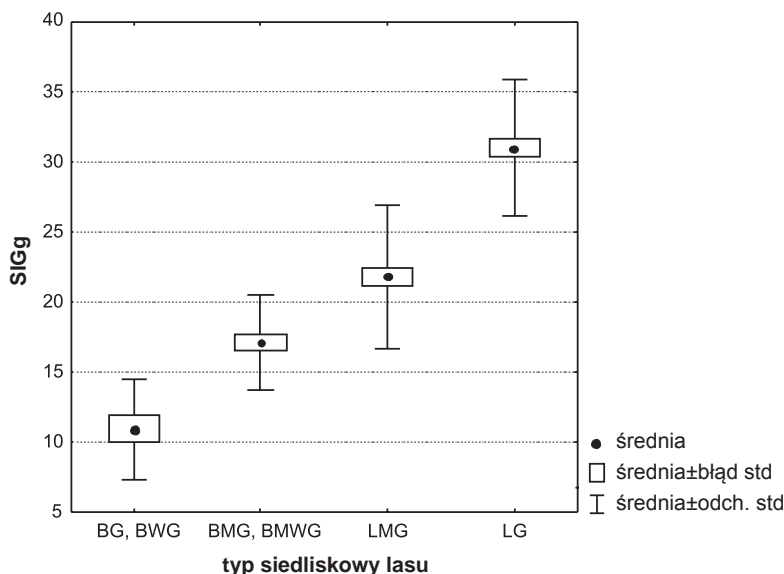
4.3.2. Model SIGg dla gleb górskich

Obliczone wskaźniki czterech właściwości gleb stanowią liczby niemianowane, które reprezentują dane właściwości gleby w danym profilu. Poprzez zsumowanie czterech wskaźników ($W_{CZSg} + W_{Stg} + W_{Yg} + W_{Ng}$) w profilu otrzymuje się jedną liczbę reprezentującą trofizm gleby. W warunkach gór obliczenie siedliskowego indeksu glebowego wymaga korekty klimatycznej, a wzór na obliczanie SIG dla terenów górskich przyjmuje postać:

$$SIGg = (W_{CZSg} + W_{Stg} + W_{Yg} + W_{Ng}) \times W_{kl}$$

gdzie:

- W_{CZSg} – wskaźnik zasobów frakcji $\varnothing < 0,02$ mm w słupie gleby 1 m³,
- W_{Stg} – wskaźnik zasobów kationów zasadowych w słupie gleby 1 m³,
- W_{Yg} – wskaźnik kwasowości przeliczonej w słupie gleby 1 m³,
- W_{Ng} – wskaźnik azotu przeliczonego N²/C w pierwszym mineralnym poziomie próchnicznym,
- W_{kl} – wskaźnik redukcyjny klimatyczny określony jako iloraz 650/wysokość położenia punktu w m n.p.m., uwzględniany dla położzeń powyżej 650 m n.p.m., do tej wysokości $W_{kl} = 1$.



Ryc. 4.8. Średnie wartości wskaźnika SIGg w wyróżnionych kategoriach żyzności siedlisk górskich
Fig. 4.8. Mean SIGg values by distinguished fertility type in montane habitats

Rycina 4.8 przedstawia zakres zmienności siedliskowego indeksu glebowego w wyróżnionych grupach troficznych siedlisk górskich. Wykorzystany wskaźnik najlepiej różnicuje siedliska borów od borów mieszanych i lasów mieszanych od lasów. Zakresy siedliskowego indeksu glebowego na siedliskach boru mieszanego i lasu mieszanego w większym stopniu zachodzą na siebie.

4.3.3. Glebowy klucz do oznaczania jednostek w procesie diagnozowania siedlisk leśnych górskich

Niniejszy klucz modyfikuje stosowane w praktyce urzędniowej metodyczne podejście do gleb w procesie diagnozowania siedlisk leśnych w górach. Jednocześnie zasady ustalania diagnoz cząstkowych według runa i według drzewostanu pozostają bez zmian, nie były celem niniejszych badań. Proponuje się następujące postępowanie w podjęciu diagnozy cząstkowej według gleby i końcowe ujęcie 3 diagnoz cząstkowych (wg gleby, wg runa i wg drzewostanu) w diagnozę syntetyczną:

1. Wyliczyć następujące właściwości badanych gleb:
 - zasoby części spławialnych (suma frakcji mniejszych od 0,02 mm) wyrażone w kg na 1,0 m³ gleby (100 cm × 100 cm × 100 cm);
 - zasoby kationów zasadowych (suma K, Ca, Mg, Na rozpuszczalnych w 1-molowym roztworze octanu amonu o pH 7,0) wyrażone w molach na 1,0 m³ gleby (100 cm × 100 cm × 100 cm);
 - kwasowość gleby wyrażoną w molach jonów wodorowych, przypadającą na 1 g części spławialnych;
 - procentowy udział azotu całkowitego w pierwszym poziomie mineralnym gleby podzielony przez proporcję C : N w tym poziomie.
2. Zamienić obliczone właściwości gleb na wskaźniki liczbowe zgodnie z tabelą 4.4.
3. Zsumować uzyskane wskaźniki w profilach glebowych i przeliczyć uzyskany wynik przez poprawkę klimatyczną, co daje siedliskowy indeks glebowy górski – SIGg.
4. Zestawić uzyskane wartości SIGg dla badanych profili na jednej osi, podzielić je na grupy zgodnie z tabelą 4.4 i wyznaczyć typy siedliskowe lasu badanych stanowisk.

Tabela 4.4. Zestawienie wartości SIGg dla diagnozowania troficznych odmian podtypu gleb, diagnoz częstokowych typu siedliska według gleby oraz diagnoz na podstawie roślinności

Table 4.4. Summary of Site Soil Index (SIGg) created in order to diagnose trophic soils sub-types, to make sub-diagnosis of the site type according to soil, and to diagnose on the basis of vegetation

Wartość wskaźnika SIGg	Troficzna odmiana podtypu gleby	Diagnoza częstkowa siedliska według gleby na podstawie SIGg	Syntetyczna diagnoza typu siedliskowego lasu
4-6	dystroficzna	BG (bór górski) BWG (w reglu górnym)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy wg roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako BG (w reglu dolnym) lub BWG (w reglu górnym) Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko żyzniejsze (BMG, BMWG) siedlisko jest borem górskim lub wysokogórskim wzbogaconym (regradowanym) nieuwzględnionymi w modelu SIG i otrzymuje skrót BGre, BWGre
7-13	dystroficzna	BG (bór górski) BWG (w reglu górnym)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy wg roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako BG (w reglu dolnym) lub BWG (w reglu górnym) Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko żyzniejsze (BMG, BMWG), to syntetyczną diagnozę należy podnieść o jeden typ i zaliczyć do BMG lub BMWG.
14-16	oligotroficzna	BMG (bór mieszany górski), BMWG (w reglu górnym)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy wg roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako BMG (w reglu dolnym) lub BMWG (w reglu górnym) Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko żyzniejsze (LMG, LG), to siedlisko jest borem mieszanym górskim wzbogaconym (regradowanym) innymi czynnikami, nieuwzględnionymi w modelu SIG i otrzymuje skrót BMGre Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko uboższe (BG, BWG), to siedlisko jest borem mieszanym górskim degradowanym i otrzymuje skrót BMGd, BMWGd
17-23	oligotroficzna	BMG (bór mieszany górski), BMWG (w reglu górnym)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy wg roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako BMG (w reglu dolnym) lub BMWG (w reglu górnym) Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko uboższe (BG, BWG), to siedlisko jest borem mieszanym górskim degradowanym i otrzymuje skrót BMGd, BMWGd Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko żyzniejsze (LMG, LG), to syntetyczną diagnozę siedliska należy podnieść o jeden typ i zaliczyć do LMG
24-26	mezotroficzna	LMG (las mieszany górski)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy według roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako LMG Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko żyzniejsze (LG), to siedlisko jest lasem mieszanym górskim wzbogaconym (regradowanym) czynnikami nieuwzględnionymi w modelu SIG i otrzymuje skrót LMGre Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko uboższe (BMG), to siedlisko jest lasem mieszanym górskim degradowanym i otrzymuje skrót LMGd
27-33	mezotroficzna	LMG (las mieszany górski)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy wg roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako LMG Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko uboższe (BMG), to siedlisko jest lasem mieszanym górskim degradowanym i otrzymuje skrót LMGd Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko żyzniejsze (LG), to syntetyczną diagnozę siedliska należy podnieść o 1 typ i zaliczyć do LG
34-40	eutroficzna	LG (las górski)	<ul style="list-style-type: none"> Jeżeli 1 lub 2 diagnozy wg roślinności runa oraz cech drzewostanu potwierdzają diagnozę wg gleby, siedlisko diagnozuje się jako LG Jeżeli 2 diagnozy wg roślinności wskazują na siedlisko uboższe (BMG, LMG), to siedlisko jest lasem górskim degradowanym i otrzymuje skrót LGd

4.4. Dyskusja i podsumowanie

Od wielu lat trwają prace nad stworzeniem uniwersalnego wskaźnika, przydatnego do wszystkich gleb bez względu na ich specyfikę – właściwości fizyczne, chemiczne i biologiczne, sposób użytkowania i zniekształcenia, którym uległy. Uzasadnione jest tworzenie indeksów stanowiących kombinację większej liczby właściwości gleby, które pełniej odzwierciedlają ich żyzność i jakość. Bardzo ważne w ocenie jakości gleby jest dobranie z właściwości chemicznych, fizycznych i biologicznych parametrów, które będą przydatne w ocenie jakości gleby [Dick i in. 1996; Traser-Cepeda i in. 1998]. Franzluebbbers i Haney [2006] są zwolennikami wykorzystywania jako parametrów żyzności cech zarówno fizycznych, chemicznych, jak i biologicznych, odgrywających istotną rolę w produkcji energii, zaopatrywaniu roślin w składniki pokarmowe oraz obiegu i gromadzeniu tych składników w zasobach gleb, ochronie jakości wody i gleby przed toksycznym oddziaływaniem. Podobnie Doran i Parkin [1994] oceniają, że wskaźniki żyzności powinny wynikać ze zróżnicowanych właściwości gleby, ale łatwych do pomiaru, powszechnie oznaczanych i dobrze wykazujących zachodzące w glebie zmiany.

W niniejszym opracowaniu podjęto próbę stworzenia uniwersalnego wskaźnika oceny jakości gleb górskich. W konstrukcji wskaźnika wykorzystano kombinację właściwości fizycznych i chemicznych powszechnie oznaczanych w trakcie inwentaryzacji gleb i siedlisk. Za najlepsze uznano całkowity zapas części spławianych, zasób wymiennych kationów zasadowych, stopień zakwaszenia gleby oraz stosunek N^2/C . Wymienione parametry okazały się już wcześniej przydatne w ocenie jakości gleb terenów nizinnych i wyżynnych [Brożek i in. 2011; Lasota i Błońska 2013]. W kombinacji wykorzystanych parametrów nie ma wskaźnika o charakterze biochemicznym, nie mniej jednak stosunek N^2/C wyraża stopień zaawansowania procesów mikrobiologicznych w wierzchnich poziomach gleb. Jego wartość związana jest stanem mikrobiologicznym gleb. W grupie badanych gleb okazał się parametrem najbardziej czułym na zniekształcenia siedliska.

W terenach górskich jednym z głównych czynników kształtujących jakość siedlisk jest klimat. W odróżnieniu od terenów nizinnych czy wyżynnych jest to bardzo ważny czynnik, który oddziałuje na możliwości produkcyjne siedliska pośrednio, wpływając na właściwości gleby (np. determinując kierunek procesów glebotwórczych), lub kształtuje bezpośrednio warunki do rozwoju poszczególnych gatunków drzew. Przeprowadzone badania potwierdziły dużą rolę klimatu w kształtowaniu produktywności górskich siedlisk. Wysokość nad poziomem morza okazała się silnie determinować bonitację drzewostanów. W badaniach związku bonitacji wzrostowej z warunkami siedliskowymi wskazywano już wcześniej na silny wpływ warunków klimatycznych na kształtowanie się produktywności drzewostanów w terenach górskich [Socha 2008 i 2011].

Wielu badaczy [Doran i Parkin 1994; Yakovchenko i in. 1996; Karlen i in. 1997; Karlen i in. 2003; Gil-Sotres i in. 2005; Jackson 2002] podkreśla potrzebę uwzględniania związku między jakością gleby a wielkością plonów i zmianami, jakie pobierane plony powodują w środowisku. Tradycyjnym sposobem wyrażania produktywności siedlisk leśnych jest ilość drewna wytworzonego w ciągu całego życia drzewostanu (sumaryczna produkcja) lub przeciętny przyrost sumarycznej produkcji w wieku rębności. Wykorzystuje się wysokości drzewostanu w określonym wieku i bonitację wzrostową. Klasę bonitacyjną drzewostanu, odzwierciedlającą jego jakość, określa się na podstawie zależności między przeciętną wysokością drzewostanu a jego wiekiem, odczytując ją z odpowiednich tabel lub wykresów [Szymkiewicz 1971]. Produktywność siedlisk jest także definiowana przez leśników jako możliwość gleby do wyprodukowania określonej ilości biomasy na określonej powierzchni w określonym czasie [Rutkowski 1968; Ford 1983]. W prezentowanej pracy siedliskowy indeks glebowy wzrastał wraz ze zwiększeniem produktywności drzewostanu, potwierdzając słuszność jego konstrukcji.

Autorzy niniejszego opracowania zaproponowali glebowy klucz do oznaczania typów siedliskowych lasu w procesie diagnozowania siedlisk leśnych obszarów górskich, uwzględniający zakresy wskaźnika SIGg, oraz diagnozy cząstkowe opracowane na podstawie cech drzewostanu i roślinności runa. Wydaje się, że metodyka obliczania wskaźnika SIGg dla terenów górskich powinna objąć również tę część terenów, na których klasyfikuje się siedliska wyżynne, a ściślej – teren pogórzy, na których występują zwarte utwory skalne dające kamieniste gleby, w warunkach gdzie wykopanie głębokich profili glebowych (powyżej 100 cm) staje się niemożliwe, a rzeźba terenu przybiera prawdziwie górski charakter. Autorzy opracowania proponują, aby dla tych terenów do ustalania diagnozy siedliska zastosować metodykę określania wskaźnika SIGg zamiast SIG. Metodyka z uwzględnieniem wskaźnika SIG będzie miała zastosowanie do obszaru nizin oraz tej części wyżyn, gdzie występują głębokie pokrywy glebowe (obszary o łagodnej, typowo wyżynnej rzeźbie terenu z przewagą pokryw lessowych oraz piasków na starszych utworach, które nie mają jeszcze istotnego znaczenia w kształtowaniu dominującej rzeźby i gleb). Na terenach pogórzy, gdzie przeważają kamieniste zwietrzliny masywnych skał osadowych, magmowych lub przeobrażonych, ewentualnie przykryte płytką warstwą utworów zwietrzelinowych, dla których dominującym rodzajem rzeźby są silnie pochylone stoki (ponad 25°), należy zastosować metodykę obliczania wskaźnika SIGg.

Literatura

- Alexandrowicz B.W., 1972, *Typologiczna analiza lasu*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Brożek S., Lasota S., Zwydak M., Wanic T., Gruba P., Błońska E., 2011, *Zastosowanie Siedliskowego Indeksu Glebowego (SIG) w diagnozie typów siedliskowych leśnych*, „Roczniki Gleboznawcze”, nr 62 (4), s. 133–149.
- Czarnowski M., 1978, *Zarys ekologii roślin łądowych*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Dick R.P., Breakwell D.P., Turco R.F., 1996, *Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators*, w: *Methods for Assessing Soil Quality*, t. 9, „Soil Science Society of American Journal”, Madison, WI, s. 9–17.
- Doran J.W., Parkin T.B., 1994, *Defining soil quality*, w: *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, t. 35, Soil Science Society of America Special Publications, Madison, s. 3–21.
- Ford D.E., 1983, *What do we need to know about forest productivity and how can we measure it?* w: IUFRO Symposium on Forest Site and Continuous Productivity. USDA Forest Service, General Technical Report, PNW-163, s. 2–12.
- Franzluebbers A.J., Haney R.L., 2006, *Assessing soil quality in organic agriculture*, „Critical Issue Report 2006”, 2, The Organic Center.
- Gil-Sotres F., Traser-Cepeda C., Leirós M.C., Seoane S., 2005, *Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties*, „Soil Biology and Biochemistry”, nr 37, s. 877–887.
- Hess M., 1965, *Piętra klimatyczne w polskich Karpatach Zachodnich*, „Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego”, Prace Geograficzne, nr 11, s. 1–265.
- Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych*, 2012, w: *Instrukcja urządzania lasu*, cz. II, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, s. 1–147.
- Jackson W., 2002, *Natural systems agriculture: a truly radical alternative*, „Agriculture, Ecosystems and Environment”, nr 88, s. 111–117.
- Karlen D.L., Mausbach J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F.R., Schuman G.E., 1997, *Soil Quality: A concept, definition and framework for evaluation*, „Soil Science Society of America Journal”, t. 61, s. 4–10.
- Karlen D.L., Ditzler C.A., Andrews S.S., 2003, *Soil quality: why and how?*, „Geoderma”, nr 114 (2003), s. 145–156.
- Lasota J., 2003, *Waloryzacja siedliskowa gleb leśnych Żywiecczyzny*, rozprawa doktorska wykonana w Katedrze Gleboznawstwa Leśnego Akademii Rolniczej w Krakowie (maszynopis).
- Lasota J., Błońska E., 2013, *Siedliskoznawstwo leśne na nizinach i wyżynach Polski*, Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego, Kraków.
- Mała encyklopedia leśna*, 1980, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Obrębska-Starkłowa B., Hess M., Olecki Z., Trepińska J., Kowanetz L., 1995, *Klimat w: Karpaty Polskie. Przyroda, człowiek i jego działalność*, Uniwersytet Jagielloński, Kraków, s. 31–48.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1975, *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Rutkowski B., 1968, *Problemy inwentaryzacji i regulacji w urządzaniu lasu*, Wydawnictwo Wyższa Szkoła Rolnicza w Krakowie.
- Sikorska E., 2006, *Siedliska leśne. Cz. II Siedliska obszarów wyżynnych i górskich*, Wydanie 3. poprawione i uzupełnione, Akademia Rolnicza w Krakowie.
- Socha J., 2008, *Effect of Topography and Geology on the Site Index of Picea abies in the West Carpathian, Poland*, „Scandinavian Journal of Forest Research”, nr 23, s. 203–213.
- Socha J., 2011, *Site Index Curves for Norway Spruce on Mountains Habitats*, „Sylvan”, nr 155 (12), s. 816–826.
- Suhecki K., 1935, *Wykład nauki o siedlisku leśnym*, Nakładem Koła Studentów Inżynierji Lasowej, Lwów 1935.
- Szymkiewicz B., 1971, *Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Tomanek J., 1997, *Botanika leśna*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

- Traser-Cepeda C., Leirós M.C., Gil-Sotres F., Seoane S., 1998, *Towards a Biochemical Quality Index for Soils: an Expression Relating Several Biological and Biochemical Properties*, „Biology and Fertility of Soils”, nr 26, s. 100-106.
- Yakovchenko V.I., Sikora L.J., Rauffman D.D., 1996, *A Biologically Based Indicator of Soil Quality*, „Biology and Fertility of Soils”, nr 21, s. 245-251.

Summary

Site Soil Index (SIG) in the diagnosis of montane habitats

In mountainous areas, one of the main factors which influences the quality of habitats is the climate. In contrast to the lowland or upland areas, the climate is a very important factor affecting habitat's productive capacity. Climate, although indirectly, also affects the properties of soil (e.g. determining the course of soil-forming processes). In addition, climate directly creates conditions for the development of individual tree species. The modification of SIG, as it is suggested in this study, includes the climatic conditions in the parameters describing the quality of soil. The study was conducted on 180 standard habitat plots, located in the Sudetes and the Carpathians on diverse parent material and in various climatic and plant zones. The collected data allowed to determine the properties of soil which were used to formulate SIG for mountainous areas. The method of calculating soil properties was also modified, namely the content fraction < 0.02 mm, the sum of particle distribution, the exchangeable base cations and the acidity in the block of soil of no more than 100 cm in depth (volume of 1 m^3). In addition to the four characteristics of geological formations which are included in SIGg, the parameter that reflects the impact of climate on the growth of stands was also attached.

5

Problemy diagnozowania typów siedliskowych lasu oraz określania stanu siedliska w lasach na terenach odwodnionych

5.1. Wstęp

W pracach typologicznych przy określaniu grupy wilgotnościowej i wariantu uwilgotnienia typu siedliskowego lasu (TSL) znajdują zastosowanie „Warianty uwilgotnienia siedlisk leśnych” [Instrukcja urządzania lasu 2011; Siedliskowe podstawy hodowli lasu 2004; dalej: SPHL]. W obowiązującym schemacie do istniejących wcześniej wariantów uwilgotnienia 1–3 dodano wariant 0 w grupie siedlisk wilgotnych i bagiennych, odnoszący się do stanu silnego sztucznego odwodnienia tych siedlisk. Jednak to skądinąd celowe rozwiązanie, sankcjonujące faktyczne przeobrażenie siedlisk wilgotnych i bagiennych, generuje problemy terminologiczne oraz klasyfikacyjne, których konsekwencją są wątpliwości co do zasad hodowli lasu na odwodnionych siedliskach. W sytuacji gdy skala odwodnienia odpowiadająca wariantowi 0 utrzymuje się przez długi okres, a samo odwodnienie ma trwały charakter, to siedlisko pierwotnie bagienne/wilgotne traci podstawowe cechy związane z okresowym lub trwałym zawodnieniem, które zdecydowały o jego powstaniu i pierwotnej klasyfikacji.

Diagnozę siedliskową konstruuje się w układzie statycznym, tj. na podstawie zespołu aktualnie obserwowanych cech siedliska. Statyczność ta zakłada brak istotnych zmian, szczególnie w abiotycznych czynnikach środowiskowych, w okresie obowiązywania diagnozy, w nawiązaniu do której ustalane są zasady hodowli drzewostanu [Puchalski i Prusinkiewicz 1990, Trampler i in. 1990]. Tymczasem silnie sztucznie odwodnione siedliska bagienne i wilgotne nie są układami statycznymi, lecz dynamicznymi [Cieśla 2009], w których stan równowagi między czynnikami abiotycznymi (głównie poziomem wody gruntowej lub stagnowaniem wody na

* Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Instytut Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska; e-mail: cezary.kabala@up.wroc.pl.

** Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Brzegu; e-mail: marian.marzec@brzeg.buligl.pl.

powierzchni, a także właściwościami gleby) a elementami biotycznymi (przede wszystkim zbiorowiskami roślin wyższych, lecz również mikroflorą i mikrofauną glebową) nie jest jeszcze ustalony. Taki stan objawia się niezgodnością niektórych stałych i zmiennych elementów branych pod uwagę w pracach siedliskowych [Wanic i in. 2011].

Głównym celem niniejszego opracowania jest analiza skutków odwodnień i podstawowych problemów związanych z diagnostyką siedlisk odwodnionych oraz zasygnalizowanie potrzeby prognozowania kierunku zmian (dynamiki) wilgotności siedlisk odwodnionych przy sporządzaniu diagnozy siedliskowej na okres objęty planowaniem hodowlanym.

5.2. Odwodnienie siedlisk bagiennych i wilgotnych

Zmiany warunków wodnych w siedliskach bagiennych oraz wilgotnych mogą wynikać z naturalnych zjawisk długofalowych, jakimi są zmiany klimatyczne bądź naturalne przekształcenia sieci hydrologicznej zlewni [Czerepko 2011]. Mogą też być wywoływane przez czynniki o zasięgu lokalnym, jak spiętrzenie wody przez bobry [Czerepko i in. 2009], zarastanie zbiorników wodnych, odlesienie otoczenia torfowisk, które z reguły prowadzi do podniesienia się w nim poziomu wody. Jednak za najważniejszą przyczynę transformacji siedlisk bagiennych i wilgotnych, a w konsekwencji ich szaty roślinnej, należy przyjąć bezpośrednią ingerencję człowieka w jednej z wielu form, takich jak:

- celowe odwodnienia związane z gospodarką leśną [Wiśniewski 1996];
- odwodnienia powodowane przez kopalnie głębinowe i odkrywkowe [Owczarzak i in. 2003];
- odwodnienia powodowane przez regulację rzek i zabudowę hydrotechniczną [Cieśla 2009];
- nasilony drenaż powodowany przez systemy odwadniania dróg/autostrad (na ogół niewielki zasięg – liniowy);
- oddziaływanie melioracji rolniczych.

Siedliska sztucznie odwodnione z reguły mają przejściowy charakter, a poszczególne elementy typologiczne mogą na nich nie współgrać ze sobą, gdyż w różnym tempie reagują na zmienione warunki. Wątpliwości typologiczne występują na wszystkich siedliskach odwodnionych (połęgowych, pobagiennych, wilgotnych), jednak największej uwagi wymagają problemy odwodnionych siedlisk bagiennych.

Odwodnienie torfowisk niskich uruchamia procesy łągowienia i łągowienia [Czerepko 2011; Sokołowski i Czerepko 2005]. W przekształconym siedlisku może nadal występować drzewostan o składzie typowym dla olsu, podczas gdy w runie pojawiają się gatunki siedlisk łągowych (a niekiedy również łągowych).

W bezleśnych torfowiskach wysokich obniżenie poziomu wody prowadzi do powstania boru bagiennego (*Vaccinio uliginosi-Pinetum*). Zbiorowisko to, które w naturalnym układzie wilgotnościowym torfowiska wysokiego mogło występować jedynie na słabiej uwodnionych kopułach torfowiskowych, po wykonaniu rowów odwadniających szybko się rozprzestrzeniło, opanowując całe torfowisko. Powstała w ten sposób wtórna fitocenoza boru bagiennego początkowo nie różni się od naturalnej, jednak wskutek postępującego odwodnienia ulega degradacji. Przejawia się to ustąpieniem gatunków wysokotorfowiskowych i przekształceniem w bór wilgotny z dominacją borówki czarnej [Ilnicki i Borys 2002].

Najbardziej typowe gleby bagienne, jakimi są gleby mułowe i gleby torfowe, funkcjonują w środowisku trwale uwodnionym wodami gruntowymi i/lub zalewowymi. W warunkach tych stale zachodzi proces bagienny lub osadzanie i akumulacja materii organicznej, która wskutek trwałej anaerobiozy nie ulega znaczącemu rozkładowi [Klasyfikacja gleb leśnych Polski 2000]. Gleby murszowe natomiast zaliczane są do gleb pobagiennych, tj. powstałych w wyniku stopniowego i długofalowego odwodnienia gleb bagiennych (mułowych lub torfowych). W odwodnionym i przesuszonym torfie rozpoczyna się murszenie masy organicznej, które przebiega w dwóch płaszczyznach [Okruszko 1991]. Pierwsza obejmuje zmiany fizyczne substratu, takie jak:

- przesychnanie (dehydratacja), kurczenie i zagęszczenie torfu;
- tworzenie się pionowych i różnokierunkowych szczelin, które przerywają kapilary glebowe i potęgują efekt przesuszenia warstwy powierzchniowej;
- wielokrotne przesychnanie i namakanie wraz z działaniem korzeni roślin i mikroorganizmów, co prowadzi do zatarcia pierwotnej stratyfikacji torfu i do wytworzenia struktury agregatowej (subangularnej, gruzełkowej, ziarnistej, kostkowej, koksikowej), a w przypadku torfów mszarnych do rozdrobnienia włókien.

Równoległe zachodzą zmiany biochemiczne, a mianowicie:

- stopniowo nasilają się procesy humifikacji oraz mineralizacji masy torfowej;
- następuje wzrost udziału związków humusowych, co nadaje lub nasila czarną barwę i zwiększa zdolności sorpcyjne względem kationów;
- wskutek rozkładu węglowodanów i białek uwalniane są makroskładniki (azot, fosfor, potas, siarka), co zwiększa żyzność gleby i przekłada się na wzrost stopnia troficzności siedliska.

Efektem osuszenia torfowiska jest widoczne osiadanie jego powierzchni i zmniejszanie miąższości torfu. W ustabilizowanych warunkach wodnych powstaje nowy, dość trwały układ warunków glebowych (troficznych i wilgotnościowych), którego najbardziej charakterystyczną cechą jest miąższość warstwy zmurszałej.

Biochemiczne murszenie masy mułowej lub torfowej rozpoczyna się niemal natychmiast po przesuszeniu i natlenieniu wierzchniej warstwy organicznej. Proces ten jest szczególnie dostrzegalny morfologicznie, gdy obniżeniu zwierciadła

wody towarzyszy zanik roślinności torfotwórczej. W glebach słabo odwodnionych murszeniu podlega tylko przypowierzchniowa warstwa torfu, grubości 10–20 (do 30) cm. Gleby takie, choć proces torfotwórczy jest w nich zahamowany, nadal mają bagienny charakter, gdyż wskutek wahań zwierciadła wody gruntowej oraz podsiąku kapilarnego cała warstwa organiczna, włącznie z murszem, może być okresowo przesycona wodą (szczególnie wiosną). Gleby organiczne odznaczają się dużą zdolnością retencjonowania wody oraz na ogół wysokim podsiąkiem kapilarnym, toteż nawet gleby murszowo-torfowe (murszowo-mułowe) średnio odwodnione utrzymują swój bagienny charakter, przynajmniej okresowo. Jednak w przypadku bardzo głębokiego odwodnienia, gdy woda gruntowa jest całkowicie poza zasięgiem profilu glebowego (stopień Og5), gleby organiczne tracą swój bagienny charakter, jeśli podścielone są przepuszczalnymi piaskami. Jest to szczególnie istotne w przypadku gleb organicznych płytkich i średnio głębokich. W takich warunkach gleba organiczna nie tylko nie jest zasilana wodą gruntową, ale jest wręcz drenowana przez podścielające przepuszczalne podłoże. Takie gleby ulegają przyspieszonemu murszeniu w całej miąższości warstwy organicznej.

Analogicznym, ale odrębnym zagadnieniem, jest przeobrażenie gleb mineralnych występujących na siedliskach bagiennych i wilgotnych. Zgodnie z *Instrukcją urządzania lasu* gleby mineralne, w których woda gruntowa obniżona została do poziomu poniżej 1,8 m, nadal są zaliczane do siedlisk bagiennych lub wilgotnych (odpowiednio do stanu wyjściowego), z zaznaczeniem wariantu O (odwodnione lub silnie odwodnione). W glebach mineralnych, szczególnie jeśli mają uziarnienie piaszczyste lub z przewagą warstw piaszczystych, zanik wody gruntowej w profilu glebowym powoduje gwałtowne pogłębienie strefy aeracji, co umożliwia nieskrępowaną penetrację korzeni, mikroorganizmów i fauny glebowej. Morfologicznym przejawem tych zjawisk jest formowanie się lub znaczne pogłębienie poziomów brunatnienia lub rdzawienia, a także stopniowy zanik barw redukcyjnych (na rzecz oksydacyjnych) w środkowej części profilu. Wytworzenie i pogłębienie poziomów B świadczy o daleko idących zmianach w składzie i krążeniu materii organicznej, obiegu i udostępnianiu makro- i mikroskładników, a więc o jakościowej przemianie ożywionej części środowiska glebowego, w tym mikroorganizmów i grzybów współżyjących z gatunkami drzewiastymi. Duże nasilenie zmian fizykochemicznych, biochemicznych i biologicznych w glebie unaocznia zasadnicze przejście siedliska do odmiennej kategorii ekologicznej.

5.3. Stan siedliska leśnego

Stan siedliska, zgodnie z jego definicją, „wyraża zgodność lub charakter niezgodności siedliska z jego naturalną postacią w lasach pozostających w stanie ekologicznej równowagi elementów siedliskowych i zbiorowisk roślinnych, niepoddanych presji

szkodliwych działań człowieka i przemysłu. Siedliska niebędące w stanie naturalnym (z wyjątkiem nawożonych) to siedliska zazwyczaj niekorzystnie, sztucznie zmienione o obniżonej naturalnej żyzności” [SPHL 2004].

Jednym z kryteriów wyróżniania stanu siedliska są warunki wodne w glebie. Według tego kryterium wyróżnia się cztery stany siedliska:

- Z1d – zniekształcony odwodniony;
- Z1e – zniekształcony zawodniony;
- Z3a – przekształcony odwodniony;
- Z3b – przekształcony zawodniony.

W przypadku bagiennych siedlisk odwodnionych poprawna diagnoza sprowadza się do rozstrzygnięcia, czy i kiedy bagiennie siedlisko silnie odwodnione (O) o stopniu wody gruntowej g4–g5 lub opadowej og4–og5 przestaje być siedliskiem bagiennym, a staje się siedliskiem wilgotnym. Analogicznej decyzji wymaga siedlisko wilgotne odwodnione (O), w którym zdiagnozowano stopień wody Og5–6 lub Oog5. Z kolei siedliska zawodnione nie posiadają na razie odrębnej charakterystyki warunków uwilgotnienia (wariant, wpływ wody na siedlisko, orientacyjne poziomy występowania wody w profilu glebowym i ich stopnie oraz symbole).

Dla diagnostyki stanu siedliska leśnego zniekształconego lub przekształconego wskutek odwodnienia fundamentalne znaczenie ma nie tylko rozpoznanie głębokości zwierciadła wody gruntowej (zarówno średniego maksymalnego stanu wiosennego, jak i wahań sezonowych – jeśli takie informacje są możliwe do uzyskania), lecz również wykazanie zmian w morfologii profilu glebowego.

W przypadku gleb organicznych na odwodnionych siedliskach bagiennych kluczowe znaczenie ma rozpoznanie głębokości warstwy zmurszałej. Podkreślić należy, że stopień zmurszenia nie jest tożsamy ze stopniem rozkładu torfu w skali von Posta (lub innych skalach uproszczonych). Część utworów organicznych, na przykład niektóre torfy niskie i przejściowe oraz osady typu mułowego, mogą w stanie „naturalnym” zawierać duże ilości substancji silnie zhumifikowanych, co daje wrażenie wysokiego stopnia rozkładu torfu, mimo (niekiedy) całkowitego i trwałego nasycenia wodą warstwy organicznej. Kluczowym etapem diagnozy stanu siedliska odwodnionego na glebie organicznej nie jest zatem rozpoznanie stopnia rozkładu masy organicznej, ale stopnia przeobrażenia po odwodnieniu, czyli stopnia zmurszenia. Mursz rozpoznawany jest na podstawie spękań (pionowych i poziomych) przesuszonej masy organicznej, którym towarzyszy wytworzenie się struktury agregatowej (subangularnej, gruzełkowej, ziarnistej, kostkowej, koksikowej), a w przypadku torfów mszarnych – rozdrobnienie masy włóknistej. Płytkie gleby organiczne podścielone piaskami mogą wykazywać zmurszenie, a więc mieć struktury agregatowe, w całej miąższości warstwy organicznej. Rozpoznanie niektórych rodzajów nietrwałej struktury (szczególnie subangularnej i gruzełkowej) może być utrudnione w masie nasyconej wodą. W takiej sytuacji zaleca się wydobycie bryły

materiału organicznego i pozostawienie jej na powierzchni gleby do częściowego przeschnięcia. W ekosystemach charakteryzujących się sezonowo silnie zmiennymi warunkami wodnymi, np. w niektórych olsach, warstwa organiczna może mieć strukturę agregatową typową dla murszów. W takiej sytuacji murszenie nie jest oznaką antropogenicznej degradacji, gdyż wynika z naturalnej sezonowej zmienności warunków wodnych, w tym z okresowego przesuszenia warstwy organicznej.

W odvodnionych glebach mineralnych kluczowe znaczenie ma rozpoznanie głębokości występowania, intensywności oraz rodzaju cech oksydo-redukcyjnych. Trwałe przesuszenie uprzednio zawodnionej masy glebowej w niejednakowy sposób odzwierciedla się w glebach o różnym uziarnieniu. Barwy (plamy) redukcyjne z reguły są nietrwałe i mogą zanikać w ciągu kilku lat dobrej aeracji (szczególnie w glebach piaszkowych) lub ich udział wyraźnie maleje na rzecz barw oksydacyjnych. W glebach odvodnionych nie należy natomiast przeceniać znaczenia wytrąceń żelazistych, szczególnie konkrecyjnych, które mogą być bardzo trwałe. W glebach z przewarstwieniami drobnoziarnistymi (gliniastymi lub ilastymi) oglejenie gruntowe zanika, ale w jego miejsce może rozwijać się oglejenie odgórne (opadowe), ponad warstwami drobnoziarnistymi i w ich obrębie, co znacznie łagodzi skutki odvodnienia gleby.

Nie mniejsze znaczenie diagnostyczne w odvodnionych glebach mineralnych ma rozpoznanie głębokości (zasięgu) przeobrażeń pedogenicznych, związanych z formowaniem się lub pogłębianiem poziomu brunatnienia lub rdzawienia. Cechą diagnostyczną jest nie tylko zmiana barwy w kierunku odcieni bardziej brunatnych (czerwonych, rdzawych) i wzrost jej nasycenia, ale również zmiana struktury gleby na subangularną (w miejsce angularnej, płytkowej, masywnej lub rozdzielnoziarnistej), co z reguły idzie w parze z pogłębianiem zasięgu drobnych korzeni drzew oraz fauny glebowej.

Gleboznawcza diagnoza stanu siedliska powinna być skorelowana z rozpoznaniem składu gatunkowego i parametrów częstości/pokrycia roślinności runa, ze zwróceniem szczególnej uwagi na gatunki siedlisk suchszych w stosunku do typu siedliskowego przed odvodnieniem.

5.4. Dyskusja

W trakcie diagnozowania stanu siedlisk odvodnionych rozstrzygnięta musi być kluczowa kwestia: czy diagnoza stanu siedliska ma jedynie precyzyjnie opisywać stan aktualny, ale nie ingerować w pierwotny wariant wilgotnościowy siedliska, czy raczej ma uwzględnić zapoczątkowany kierunek przeobrażeń i prognozować zmianę wariantu wilgotnościowego siedliska w okresie objętym planowaniem. Diagnoza stanu siedliska na terenach odvodnionych wykonywana jest przeważnie w fazie

przejściowej, kiedy w szacie roślinnej utrzymują się jeszcze gatunki charakterystyczne dla poprzedniego stanu uwilgotnienia gleby. Ewentualna zmiana klasyfikacji wariantu wilgotnościowego siedliska i idące za nią zalecenia gospodarcze mogą zatem w pewnym zakresie przyspieszać lub opóźniać zmiany składu drzewostanu i zbiorowiska roślinnego.

Głębokie odwodnienie gleby mineralnej na siedlisku bagiennym lub wilgotnym prowadzi do stopniowego zaniku cech reduktomorficznych w górnej i środkowej części profilu oraz wzmacnia procesy brunatnienia/rdzawienia, unaoczniając zmiany biologiczne w profilu glebowym. Rozstrzygające znaczenie ma jednak zanik wody gruntowej w profilu glebowym, co zasadniczo zmienia warunki zaopatrzenia drzew w wodę i może skutecznie eliminować niektóre gatunki lasotwórcze lub osłabiać wzrost drzew przystosowanych do innych warunków wilgotnościowych. Utrzymywanie tak silnie zmienionego siedliska w dotychczasowym wariantcie wilgotnościowym nieuchronnie będzie generować rozbieżności między zatwierdzoną klasyfikacją i zaleceniami gospodarczymi a stanem faktycznym. Uzasadnieniem dla utrzymania dotychczasowej klasyfikacji grupy wilgotnościowej (mimo odwodnienia i jego skutków) jest realna perspektywa przywrócenia poprzednich warunków wilgotnościowych w okresie objętym planowaniem. Innym uzasadnieniem może być dążenie do ochrony (choćby tymczasowej) zanikających zbiorowisk roślinnych, jeśli zbiorowiska te należą do przyrodniczo cennych i/lub chronionych.

Większość gleb torfowych po odwodnieniu zachowuje nadal wodę gruntową na pewnej głębokości w profilu glebowym, a jej sezonowe wahania oraz podsiąki utrzymują podmokłość gleby. Zatem, mimo że w glebach odwodnionych proces bagienny ustał, a gleba podlega odpowierzchniowemu murszeniu, to znakomita większość tego typu siedlisk w kraju nadal utrzymuje bagienny charakter. Bardzo głęboko odwodnione gleby organiczne, z wodą gruntową w stopniu Og5, stanowią niewielki margines przeobrażonych siedlisk bagiennych, właściwie wyłącznie na terenach znajdujących się w oddziaływaniu górnictwa. Gleby murszowe całkowicie pozbawione wody gruntowej w profilu glebowym nie tworzą siedliska bagiennego, lecz siedlisko wilgotne, jeśli wziąć pod uwagę zdolność magazynowania wody i udostępniania jej roślinności. Przeciwwskazania dla reklasyfikacji grupy wilgotnościowej siedliska są takie same, jak na glebach mineralnych: 1) reklasyfikacja nie ma sensu, jeśli istnieje szansa na odtworzenie poprzednich warunków wodnych (np. w efekcie zamknięcia kopalni i zaprzestania odwadniania jej otoczenia), 2) przeniesienie do wariantu wilgotnego i idące za nim działania hodowlane mogą przyspieszyć degradację gleby organicznej i przekształcenie zbiorowiska roślinnego. Oczywiście nie ma żadnej gwarancji, że pozostawienie siedliska silnie odwodnionego w dotychczasowej grupie wilgotnościowej i prowadzenie zabiegów zgodnie z ustaleniami dla tej grupy zahamuje jego ewolucję w kierunku wariantu wilgotnego lub nawet silnie świeżego.

We wszystkich przypadkach – silnie odwodnionych siedlisk wilgotnych i bagiennych – diagnoza stanu siedliska powinna być skorelowana z prognozą trwałości obecnych, przekształconych warunków wodnych w okresie objętym planowaniem (czyli rozpoznaniem możliwości przywrócenia poprzednich warunków wilgotnościowych).

5.5. Wnioski

Optymalna gospodarka w odwodnionych leśnych siedliskach bagiennych i wilgotnych wymaga poznania dynamiki poszczególnych jednostek siedliskowych wraz z ich tendencjami rozwojowymi.

Diagnoza stanu odwodnionych siedlisk bagiennych i wilgotnych powinna obejmować bardziej precyzyjne rozpoznanie stopnia i głębokości zmurszenia gleby (w przypadku gleb organicznych) oraz intensywności i zasięgu procesu brunatnienia/rdzawienia (w glebach mineralnych), poza standardową charakterystyką cech oksydo-redukcyjnych i zwierciadła wody gruntowej, opartą między innymi na zasadzie dwukrotnej obserwacji w ciągu roku poziomu wód gruntowych, w tym jeden raz w okresie wiosennym.

Ocena stanu odwodnionych siedlisk powinna uwzględnić również tereny przyległe do lasu, tworzące z siedliskami leśnymi wspólny układ hydrograficzny. Diagnoza aktualnego stanu i kierunku ewolucji siedliska powinna też być skorelowana z prognozą trwałości obecnych, przekształconych warunków wodnych w okresie objętym planowaniem urzędziowym, tj. rozpoznaniem perspektyw przywrócenia poprzednich warunków wilgotnościowych.

Diagnoza aktualnego stanu siedliska powinna obejmować rozpoznanie jednostek fitosocjologicznych, ponieważ w wielu siedliskach elementem najszybciej podlegającym przeobrażeniom jest roślinność, szczególnie runo leśne.

Siedliska wilgotne na glebach mineralnych, w których rozpoznano przekształcenie stopnia wody do Og5-6/Oog5, szybko ulegające ewolucji do wariantu świeżego, powinny być zaliczane do siedlisk silnie świeżych, chyba że istotne znaczenie ma ochrona dotychczasowego zbiorowiska roślinnego lub jest realna perspektywa przywrócenia poprzednich stosunków wodnych w okresie objętym planowaniem urzędziowym.

Siedliska bagienne, które trwale utraciły swój bagienny charakter wskutek sztucznego głębokiego odwodnienia, co przejawia się głębokim murszeniem masy organicznej przy stopniu wody Og5/Oog5, mogą być zaliczane do siedlisk wilgotnych, chyba że istotne znaczenie ma ochrona dotychczasowego zbiorowiska roślinnego lub istnieje realna perspektywa przywrócenia poprzednich stosunków wodnych w okresie objętym planowaniem urzędziowym.

Literatura

- Cieśla A., 2009, *Wpływ zabudowy hydrotechnicznej Odry na zróżnicowanie fitosocjologiczne siedlisk łęgowych kompleksu leśnego Prawików*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 70 (2), s. 161–174.
- Czerepko J., 2010, *Zmiany roślinności na siedlisku olsu jesionowego w lasach północno-wschodniej Polski*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 71 (4), s. 331–342.
- Czerepko J., 2011, *Zmiany roślinności na siedliskach mokradeł leśnych północno-wschodniej Polski*, Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Rozprawy i Monografie, 16.
- Czerepko J., Wróbel M., Boczoń A., Sokołowski K., 2009, *The Response of Ash-Alder Swamp Forest to Increasing Stream Water Level Caused by Damming by the European Beaver (Castor fiber L.)*, „Journal of Water and Land Development”, nr 13, s. 249–262.
- Illicki P., Borys M., 2002, *Torfowiska i torf*, Akademia Rolnicza w Poznaniu.
- Instrukcja zarządzania lasu, Część II*, 2011, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, 2000, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Okruszko H., 1991, *Przeobrażanie się mokradeł pod wpływem odwodnienia*, „Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych”, nr 372, s. 251–269.
- Owczarzak W., Mocek A., Gajewski P., 2003, *Właściwości wodne gleb organicznych Doliny Grójeckiej w sąsiedztwie projektowanej odkrywki węgla brunatnego „Drzewce”*, „Acta Agrophysica”, nr 4 (01), s. 711–720.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1990, *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu*, 2004, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu.
- Sokołowski A., W., Czerepko J., 2005, *Zmiany roślinności na siedliskach hydrogenicznych*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 3, s. 77–85.
- Trampler T., Mąkosa K., Girzda A., Bąkowski J., Dmyterko E., 1990, *Siedliskowe podstawy hodowli lasu*, PWRiL, Warszawa.
- Wanic T., Brożek S., Lasota J., Zwydak M., 2011, *Różnorodność gleb olsów i łęgów*. „Roczniki Gleboznawcze”, nr 62 (4), s. 109–123.
- Wiśniewski S., 1996, *Dotychczasowe metody regulacji stosunków wodnych w lasach i ich efekty*, „Sylwan”, nr 11, s. 75–83.

Summary

Problems with diagnosing forest habitat types and determining site condition of forests in drained areas

Strongly artificially drained forest habitats in Poland are continuously classified as primary swampy or wet habitats (using a moisture variant '0'), despite the fact that soil waterlogging, which is the basic determiner of such classification, has diminished because of human impact. Owing to deep drainage and soil-forming processes there is growing incompatibility of abiotic and biotic factors included in the site diagnosis. The progressing decay in the organic soils (peat or mud), is morphologically indicated by the development of aggregate structure in place of initial fibrous or massive structures. In mineral soils (alluvial or gley) gleyic properties disappear gradually and are replaced by developing cambic or sideric horizons, which indicate descending aeration and biological transformation in the subsoil. It is postulated that the habitat diagnosis of strongly drained and very strongly drained soils with moisture conditions corresponding to moisture variant '0', should involve a forecast of potential changes in habitat wetness for a period included in forest management plan, particularly meaning the possibility of restoring original waterlogging (eg. following the mining abandonment). In case of strong or very strong dehydration considered as permanent, the habitat located on mineral soils in particular, should be classified in accordance with current water conditions and the direction of pedogenic and phytosociological transformation, namely into less moisturized or 'drier' habitats (wet type or fresh type respectively).

Marcin Pietrzykowski*

6

Diagnoza siedlisk na gruntach pokopalnianych zrehabilitowanych dla leśnictwa

6.1. Wstęp

W Polsce aktualnie powierzchnia gruntów zdewastowanych, wymagających rekultywacji wynosi wciąż ponad 50 tys. ha, w tym ponad 38 tys. ha to grunty prawnie przejęte i wyłączone pod działalność górnictwem [Ochrona środowiska 2013; dalej: Ochrona 2013]. Szacuje się, że dotychczas na cele leśne zrehabilitowano i przekazano pod administrację PGL Lasy Państwowe ok. 25 tys. ha [Pietrzykowski i Krzaklewski 2014]. Od 2005 r. powierzchnia terenów zrehabilitowanych dla leśnictwa utrzymuje się na poziomie kilkuset hektarów rocznie. W 2012 r. w skali kraju wyłączono z produkcji leśnej 494 ha, a zrehabilitowano na cele leśne 468 ha, w tym przekazano i zagospodarowano dla leśnictwa 165 ha [Ochrona 2013]. Na podstawie tych danych można ocenić, że powierzchniowo grunty pogórnictwem zrehabilitowane na cele leśne nie stanowią dużego udziału w całościowym zestawieniu powierzchni lasów w Polsce, wynoszącej ponad 9 mln ha, jednakże skala problemu i trudności zagospodarowania tych terenów są zupełnie inne niż w lasach gospodarczych [Pietrzykowski i Krzaklewski 2014]. Ponadto zalesienia na terenach pogórnictwem przyczyniają się również do powiększenia zasobów leśnych Polski, zgodnie z założeniami Krajowego programu zwiększania lesistości (KPZL) oraz ustawowym obowiązkiem PGL LP w ramach prowadzenia trwale zrównoważonej gospodarki leśnej i ciągłości wielostronnego użytkowania lasów [Raport o stanie lasów w Polsce 2013].

Niewątpliwie „nowe lasy” na terenach przemysłowych stanowią ważny element w aspekcie restytucji środowiska przyrodniczego i łagodzenia skutków pozyskania surowców w skali regionalnej i globalnej [Zipper i in. 2011, Pietrzykowski 2014].

Na towarzyszących górnictwu odkrywkowemu zwałowiskach, powstających w Polsce przeważnie w trakcie nieselektywnej gospodarki nadkładem, występuje

* Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, Wydział Leśny, Instytut Ekologii i Hodowli Lasu, Zakład Ekologii Lasu i Rekultywacji; al. 29 Listopada 46, 31-425 Kraków; e-mail: rlpietrz@cyf-kr.edu.pl.

mieszanina zróżnicowanych genetycznie utworów, w tym m.in. piasków, glin, ilów trzecio- i czwartorzędowych. Na obiektach towarzyszących górnictwu węgla kamiennego, szczególnie na zwałowiskach centralnych, występują mieszaniny skał karbońskich, a często dodatkowo odpadów poflotacyjnych, żużli paleniskowych, które podlegają dynamicznym zmianom po zdeponowaniu [Pietrzykowski i in. 2010a].

Metody diagnozy siedlisk stosowane w warunkach „naturalnych” lasów gospodarczych bądź terenów porolnych nie są w pełni dostosowane do obiektów pogórnicznych. Ujednoczenie kryteriów, zastosowane np. w klasyfikacji odpadów przemysłowych, również nie rozwiązuje problemu diagnozy siedlisk dla potrzeb rekultywacji leśnej. Ponadto często odpady znajdujące się w obrębie tej samej jednostki taksonomicznej cechują się zróżnicowanymi właściwościami, mimo że pochodzą z podobnej technologii składowania [Gołda 2005]. Zastosowanie jednoznacznych kryteriów ułatwia prowadzenie rekultywacji na wszystkich jej etapach.

Jednolite klasyfikacje gruntów pod względem przydatności do rekultywacji stworzyły naukowe podstawy w zakresie diagnozy siedlisk, choć w pełni nie rozwiązały praktycznej strony typowania siedlisk do leśnego zagospodarowania. Można tu wymienić przede wszystkim: pionierskie opracowanie klasyfikacji siedlisk na wyrobiskach popiaskowych, oparte na uziarnieniu utworów i głębokości występowania wód gruntowych [Greszta i Skawina 1965]; klasyfikację punktową przydatności utworów geologicznych do rekultywacji opracowaną przez Skawinę i Trafas [1971]; klasyfikację Krzaklewskiego [1979] opartą na szybkości zarastania gruntów w drodze sukcesji, a także klasyfikację aktywności glebotwórczej opracowaną przez Żuławskiego [Gołda 2005].

Na terenach pogórnicznych prognozowanie siedlisk do rekultywacji leśnej oparte jest na metodach, które umownie dzieli się na glebowe, fitosocjologiczno-glebowe i fitosocjologiczne [Krzaklewski 2005; Krzaklewski i Pietrzykowski 2007]. Metody te podają ogólne wzorce i kierunki postępowania diagnostycznego, które następnie powinny być uszczegółowione w odniesieniu do konkretnych obiektów przeznaczonych do zagospodarowania leśnego. Każdy bowiem obiekt pogórniczny wymaga odrębnego i indywidualnego podejścia. Zgodnie z obowiązującą *Instrukcją zarządzania lasu* [IUL 2012] istnieje potrzeba i możliwość tworzenia i wykorzystania lokalnych kluczy w diagnozie siedlisk. Przy opisie jednostki siedliskowej, oprócz oznaczenia symbolem odnoszącym się do stopnia degradacji lub dewastacji siedliska (patrz: IUL 2012, Typy i formy stanów siedliska, tab. 6, str. 19–23), należałoby wprowadzić pojęcie potencjalnego typu siedliskowego lasu (PTSL), wskazując na fakt, że siedlisko jest w stanie dynamicznego kształtowania i możliwe jest ustalenie pewnego kierunku jego rozwoju. Należy wprowadzić rozróżnienie etapu i zakresu prac na obiektach pogórnicznych, ponieważ zupełnie inną kwestią jest ocena przydatności gruntów do rekultywacji, a inną diagnoza,

weryfikacja oceny wstępnej i ustalenie kierunku rozwoju siedlisk leśnych na terenach już zalesionych. Pierwsza ocena powinna być wykonywana jeszcze na etapie budowy obiektu pogórniczego (zwałowiska, wyrobiska), czyli w fazie rekultywacji technicznej, i wykonać należy ją znaną i stosowaną od dawna w praktyce rekultywacyjnej metodą oceny przydatności gruntów do rekultywacji według liczby bonitacyjnej LB [Skawina i Trafas 1971]. Należy przy tym zaznaczyć, że w przypadku wystąpienia czynnika ograniczającego wzrost roślinności na danym obiekcie (czyli czynnika fitotoksycznego, w tym np.: pH, nadmiernego zasolenia, kumulacji metali ciężkich, zaszarczenia) wykonuje się odrębną ekspertyzę w celu ustalenia czynnika wpływającego na fitotoksyczność.

W fazie rekultywacji biologicznej ocenie podlegać powinny cechy (stan ogólny, tj.: wzrost, chlorozy, stopień pokrycia powierzchni) wprowadzonej lub pojawiającej się w drodze sukcesji samorzutnej roślinności, wykorzystywanej jako bioindykator. Pojawianie się roślinności z sukcesji zależy oczywiście od wieku obiektu i warunków siedliskowych i nie zawsze wykorzystanie tego wskaźnika jest możliwe, gdyż inwestor z racji obowiązujących przepisów prawnych i uwarunkowań ekonomicznych zwykle dąży do jak najszybszego przekazania obiektu po zakończonej rekultywacji. W takich przypadkach czas do zasiedlenia obiektu przez roślinność z sukcesji może być zbyt krótki i ocena może nie być miarodajna.

Możliwości różnorodnego praktycznego wykorzystania roślinności z sukcesji w rekultywacji podał Krzaklewski [1977, 1993]. W takich przypadkach mówimy o wykorzystaniu metody fitosocjologicznej. Opiera się ona wyłącznie o cechy zbiorowisk roślinnych, jednak możliwa jest do zastosowania dopiero po wcześniejszym ustaleniu korelacji tych cech z cechami gleb w odniesieniu do danego rozpoznanego obiektu pogórniczego. Zgodnie z metodą fitosocjologiczno-glebową wykonuje się jednocześnie kartowanie roślinności i badania glebowe, a następnie ustala się związek cech zbiorowisk roślinnych z właściwościami gruntów (gleb inicjalnych). Wówczas możliwe jest wyznaczenie podobnych płatów i prognozowanie wstępne potencjalnych jednostek siedliskowych. Pionierską pracę w tym zakresie wykonał w warunkach zboczy zwałowiska KWB „Adamów” w okręgu konińsko-tureckim Krzaklewski [1977]. W literaturze przedmiotu [Krzaklewski 1977, 1999; Krzaklewski i Pietrzykowski 2007] podkreśla się, że prace tego typu powinny być wykonane indywidualnie dla rekultywowanych obiektów.

Jak wspomniano, istniejące klasyfikacje (podziały) nieużytków przemysłowych i metody oceny warunków rekultywacji biologicznej dla gruntów pogórnicznych odnoszą się głównie do warunków wyjściowych i dotyczą przede wszystkim stopnia trudności rekultywacji oraz oceny przydatności gruntów do rekultywacji (na tym etapie jeszcze nie używa się pojęcia „gleba”, a jedynie „grunt” lub „substrat”). Jak dotąd niewiele jest prac dotyczących wskaźników jakości gleb i sposobu diagnozowania siedlisk, które można by stosować do już zrehabilitowanych i zalesionych

terenów pogórniczych. Tereny pogórnicze porośnięte przez wprowadzone uprawy przechodzą do kolejnych faz rozwojowych drzewostanów i wymagają innych metod oceny gleb i siedlisk niż świeżo zwałowane utwory. Ponadto często na obiektach zalesionych istnieje potrzeba weryfikacji założeń hodowlanych i składu gatunkowego drzewostanów, które niekiedy powinny podlegać przebudowie. To wymaga nowego podejścia w diagnozie siedliska, które w rekultywacji leśnej jest podstawą zagospodarowania terenu [Pietrzykowski i in. 2010a]. Aktualne zalecenia zawarte w *Instrukcji urządzania lasu* dotyczące stanu siedlisk na terenach zdegradowanych i zdewastowanych [IUL 2012] wyróżnia siedliska w stanie „naturalnym” i zbliżonym do „naturalnego”, zniekształcone lub przekształcone i zdegradowane. Poszczególne stopnie degradacji siedliska wpływają na obniżenie potencjalnej produktywności oraz mogą wskazywać na pilność przebudowy drzewostanów. Zgodnie z terminologią przyjętą w IUL [2012] pojęcie stanu siedliska oznacza jego postać czasową, która może ulegać zmianie powodowanej czynnikami zewnętrznymi. Według wspomnianych w IUL [2012] założeń, siedlisko niebędące w stanie naturalnym może poprzez samoregulację ekosystemu leśnego stopniowo wrócić do stanu normalnego. Zasadne są jednak pytania dotyczące zdolności samoregulacji i dynamiki ekosystemu w odniesieniu do terenów pogórniczych, na których zachodzi sukcesja oraz definicji stanu „normalności”. W odniesieniu do terenów pogórniczych w świetle przedstawionego sposobu postępowania zgodnego z obowiązującą IUL [2012], podstawowe staje się pytanie o konkretne postępowanie diagnostyczne. Jak wiemy, charakterystyka siedlisk oparta jest na cechach rozpoznawczych, takich jak m.in.: właściwości wierzchnich poziomów gleby, typy próchnic, stosunki wodne i powietrzne, drzewostan oraz runo. Na gruntach nieleśnych przeznaczonych do zalesienia, np. na gruntach porolnych, diagnozę siedliska wykonuje się na podstawie elementów glebowych, porównując jej wyniki z diagnozą przeprowadzoną na sąsiednich terenach leśnych w drzewostanach rębnych lub bliskorębnych [*Siedliskowe podstawy hodowli lasu* 2004]. Na obiektach pogórniczych istnieją warunki zupełnie różne od warunków lasów gospodarczych, a do tego niekiedy zmieniają się one bardzo dynamicznie przestrzennie i czasowo. W przypadku elementów takich jak drzewostan i runo można mówić jedynie w kategoriach prognozy (przewidywania kierunku rozwoju).

W prezentowanej pracy przedstawiono możliwe do zastosowania w praktyce leśnej:

- metody oceny wstępnej warunków siedliskowych na świeżo zbudowanych obiektach pogórniczych przeznaczonych do leśnego kierunku zagospodarowania z wykorzystaniem liczby bonitacyjnej LB [Skawina i Trafas 1971];
- wskaźnik jakości gleb umożliwiający diagnozowanie siedlisk na terenach zrekultywowanych i zalesionych w I/II klasie wieku drzewostanów [Pietrzykowski 2010].

6.2. Metody rekultywacji

6.2.1. Ocena przydatności gruntów do rekultywacji wg liczby bonitacyjnej i wstępna diagnoza siedlisk na gruntach przemysłowych przeznaczonych do leśnego kierunku zagospodarowania

Ocena przydatności gruntów do rekultywacji jest innym zagadnieniem niż diagnoza i ustalenie kierunku rozwoju siedlisk leśnych na terenach już zalesionych. Pierwsza ocena powinna być wykonywana jeszcze na etapie budowy obiektu pogórniczego (zwałowiska, wyrobiska), czyli w fazie rekultywacji technicznej z zastosowaniem wspomnianej metody oceny przydatności gruntów do rekultywacji wg liczby bonitacyjnej LB [Skawina i Trafas 1971]. Punktowa klasyfikacja gruntów służy ocenie ich przydatności do rekultywacji i wyraża ją liczba bonitacyjna gruntu LB, której wartość określa suma punktów 4 wskaźników: litologicznego W_L (ustalonego na podstawie składu granulometrycznego), wapniowego W_{Ca} (odnoszącego się do zawartości węglanów), sorpcji W_{So} (oznaczonego na podstawie sorpcji błękitu metylenowego BM), spoistości gruntów W_{Sp} (obliczonego na podstawie oznaczeń wskaźnika plastyczności w procentach, który ustalony jest z różnicy pomiędzy granicą płynności i plastyczności gruntu) [Skawina i Trafas 1971].

Następnie na podstawie wartości punktowej LB przystępuje się do klasyfikacji gruntów według następujących klas przydatności do rekultywacji:

- Klasa A – utwory bardzo dobre, przydatne do rekultywacji rolnej, $LB > 75$ pkt.
- Klasa B – utwory dobre, mniej przydatne do rekultywacji rolnej, natomiast bardzo przydatne do rekultywacji leśnej, $50 < LB \leq 75$ pkt.
- Klasa C – utwory wadliwe, nieprzydatne do rekultywacji rolnej, do rekultywacji leśnej nadają się dopiero po częściowym ulepszeniu, $21 < LB \leq 50$ pkt.
- Klasa D – utwory złe, jałowe, tj. nieproduktywne, nieprzydatne do rekultywacji, wymagające podstawowego użytkowania lub izolacji, $LB \leq 21$ pkt.
- Klasa E – utwory toksyczne, nieprzydatne do rekultywacji, wymagające neutralizacji lub izolacji; wyróżnia się tutaj dwie podklasy: EC – utwory toksyczne, które po neutralizacji mogą być przeklasyfikowane co najmniej do klasy C, $LB > 21$ pkt., oraz ED – utwory toksyczne, które po neutralizacji mogą być przeklasyfikowane tylko do klasy D, $LB \leq 21$ pkt.

Klasyfikację tę musi poprzedzać rozpoznanie wyjaśniające, czy badany utwór nie jest toksyczny dla roślin. Najczęstsze źródła fitotoksyczności mogą być następujące:

- nadmierna zawartość siarczków, siarki ogólnej lub siarczanów;
- nadmiernie wysoki stopień zasolenia;
- nadmierna (fitotoksyczna) zawartość pierwiastków metali ciężkich (Zn, Pb, Cu, As, Cd, Co i innych) oraz łatwo hydrolizujących soli Al;

- zbyt duża podatność na czynność termiczną związaną z zawartością materiałów łatwopalnych (głównie hałdy powęglowe);
- niekorzystny odczyn – nadmiernie kwaśny lub nadmiernie zasadowy, przy czym jako graniczne wartości pH dla gruntów zwałowisk podaje się najczęściej pH w H₂O mniejsze od 3,5 i większe od 8,5.

W razie ustalenia, że próbka gruntu ma właściwości fitotoksyczne, przeprowadza się uzupełniające badania laboratoryjne. Ich celem jest identyfikacja przyczyn toksyczności i ustalenie sposobu jej likwidacji.

Zaletą przedstawianej metody LB jest względna stabilność wskaźników oraz możliwość oznaczeń według standardowych i stosunkowo prostych metod laboratoryjnych. Dotychczasowa praktyka stosowania omawianej klasyfikacji potwierdziła jej dużą uniwersalność i przydatność we wstępnym rozpoznaniu warunków rekultywacji biologicznej. Gołda [2005] zaproponował dalszą modyfikację klasyfikacji i wydzielił podklasy oraz przyporządkował im odpowiednie możliwe kierunki zagospodarowania. Według wspomnianego autora utwory zaliczone do klas A, B i C są w pełni przydatne do rekultywacji leśnej lub zadrzewieniowej, jednak w szczególnej ocenie powinno się dążyć (poza podaniem samej klasy przydatności) do określenia, przynajmniej w przybliżeniu, potencjalnych siedlisk, co ma podstawowe znaczenie dla formułowania składu gatunkowego zalesień i projektowania dalszych zabiegów hodowlanych prowadzonych w drzewostanach. Przy tym, zgodnie z wiedzą siedliskoznawczą, należałoby koniecznie uwzględniać dodatkowo właściwości powietrzno-wodne i ekspozycję. Uzyskane niejednokrotnie niskie wartości LB dla inicjalnych gleb w drzewostanach na zreultywowanych obiektach według oryginalnej klasyfikacji Skawiny i Trafas [1971] wskazywałyby na utwory ubogie i słabe (klasa D), jednak w praktyce potencjalnie mogą się na nich wytworzyć wartościowe siedliska leśne, czego potwierdzeniem byłyby niskie wartości LB dla, jak wiadomo, sprawnych biologicznie gleb naturalnych [Pietrzykowski 2010].

Podkreślić jednak należy, że w odniesieniu do świeżo zwałowanych obiektów pogórnich potrzebny jest zestaw wskazówek co do praktycznego uszczegółowienia diagnozy siedliska w obrębie wyróżnionych klas gruntów na podstawie wyceny punktowej LB do poziomu konkretnego potencjalnego typu siedliskowego lasu (PTSL).

W pracy Pietrzykowskiego i in. [2009] podjęto próbę takiej oceny i możliwości zastosowania metody LB w diagnozie siedlisk leśnych kształtujących się na zreultywowanych i zalesionych już obiektach pogórnich w I/II klasie wieku drzewostanów. Prace badawcze prowadzono na zróżnicowanych geologicznie obiektach pogórnich zreultywowanych w kierunku leśnym w Polsce i przekazanych administracyjnie PGL LP, we fragmentach drzewostanów z dominacją sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w I i II klasie wieku. Do badań wybrano wierzchowinę zwałowiska zewnętrznego KWB „Bełchatów”; składowisko centralne odpadów górnictwa węgla

kamiennego „Smolnica”; spąg wyrobiska kopalni piasków podsadzkowych „Szczakowa”; zwałowisko zewnętrzne nadkładu kopalni odkrywkowej siarki „Piaseczno”.

Na podstawie przeprowadzonych analiz zaproponowano następującą modyfikację zakresu wartości LB dla klas w celu dostosowania ich dla potrzeb wstępnej diagnozy siedlisk leśnych na zrekułtywowanych gruntach pogórnicych:

- Klasa A – utwory bardzo dobre, $LB > 75$ pkt., potencjalnie mogą wytworzyć się na nich siedliska najlepsze, tj. lasy (L); wskazano tu na mieszaniny z przewagą iłów krakowieckich z domieszką piasków na niektórych fragmentach zwałowiska „Piaseczno”.
- Klasa B – utwory dobre, $45 < LB \leq 75$ pkt., potencjalnie mogą wytworzyć się na nich warianty uboższe siedlisk lasów (L) lub lasów mieszanych (LM); do tej klasy zaliczono siedliska na zwałowisku „Smolnica”.
- Klasa C – utwory średniej jakości, $25 < LB \leq 45$ pkt., potencjalnie mogą wytworzyć się na nich uboższe warianty siedlisk lasów mieszanych (LM) lub borów mieszanych (BM); zaklasyfikowano tu siedliska na zwałowisku „Bełchatów” w wariantcie zbudowanym z najlepszych utworów, tj. glin i pyłowców okresu czwartorzędu.
- Klasa D1 – utwory gorszej jakości, $25 \leq LB \leq 10$ pkt., potencjalnie mogą wytworzyć się na nich siedliska uboższych borów mieszanych (BM) lub borów (B); zaklasyfikowano tu fragmenty piaskowni „Szczakowa”^{*} zbudowane z piasków gliniastych i fragmenty na zwałowisku „Piaseczno” zbudowane z piasków czwartorzędowych oraz fragmenty na zwałowisku „Bełchatów”, na których zastosowano (prawidłowo!) kredę jeziorną jako neutralizator, co wpłynęło na podwyższenie wartości LB.
- Klasa D2 – utwory najuboższe (potencjalnie najgorsze), $LB \leq 10$ pkt., potencjalnie mogą wytworzyć się na nich siedliska borów (B); zaliczono tu fragmenty piaskowni „Szczakowa” na luźnych piaskach czwartorzędowych.

W podsumowaniu jednak należy podkreślić, że wykorzystanie powyższej metody powinno być traktowane pomocniczo, jako część kompleksowej i indywidualnie dobranej diagnozy siedlisk kształtujących się na danym obiekcie przemysłowym zrekułtywowanym dla leśnictwa.

6.2.2. Diagnoza siedlisk na wyrobiskach popiaskowych o gruntowo-opadowym typie gospodarki wodnej

Na wyrobiskach popiaskowych, na fragmentach o gruntowo-opadowej gospodarce wodnej (czyli z lustrem wód gruntowych w zasięgu systemów korzeniowych drzew), o sposobie postępowania rekułtywacyjnego i diagnozie warunków siedli-

^{*} Uwaga, dla wyrobisk podziemnych, np. piaskowni, żwirowisk itp., należy uwzględnić dodatkowo wariant uwilgotnienia, zależny od głębokości lustra wód gruntowych, gdyż woda gruntowa na tych obiektach jest głównym czynnikiem kształtującym warunki siedliskowe, patrz: kolejny podrozdział.

skowych decyduje aktualny stan siedliska oceniony na podstawie wyników badań fitosocjologicznych, glebowych, a przede wszystkim hydrologicznych. Pionierskie studia w zakresie prognozy siedlisk leśnych opartej na badaniach gleboznawczych i hydrologicznych prowadzono już na początku lat 60. na wyrobisku KP „Szczakowa” [Pietrzykowski i Krzaklewski 2009]. W przypadku tego obiektu, zbudowanego w większości z jałowych piasków, ustalono, że kluczową rolę w kształtowaniu warunków siedliskowych i powodzeniu rekultywacji odgrywa uregulowanie właściwej głębokości zalegania wód gruntowych oraz pozostawianie w warstwach przypowierzchniowych możliwie najżyźniejszych (gliniastych, piaszczysto-gliniastych) utworów budujących spąg wyrobiska [Greszta i Skawina 1965; Krzaklewski 1988; Pietrzykowski i Krzaklewski 2009]. Dla potrzeb rekultywacji leśnej tego rodzaju wyrobisk na podstawie stosunków wodnych wydzielono 3 kategorie terenów: z wodą występującą na głębokości poniżej 1 m, od 1 do 0,4 m i powyżej 0,4 m, z kolei na podstawie zasobności gruntów wydzielono następujące kategorie siedlisk: oligotroficzne (zbudowane wyłącznie z piasków luźnych), mezotroficzne (zbudowane z utworów piaszczysto-gliniastych) i eutroficzne (z przewagą utworów gliniastych) [Greszta i Skawina 1965]. Warto dodać, że podobne uwarunkowania determinujące powodzenie rekultywacji występują również w przypadku innych wyrobisk podziemnych o gruntowo-wodnej gospodarce, zbudowanych z utworów jałowych, np. po odkrywkowej eksploatacji torfowisk wysokich [Lavoie i in. 2003, Pietrzykowski i in. 2010a].

Przykładem opracowań siedliskowych były wytyczne dla wyrobiska Pole II KP „Szczakowa” i wyrobiska KP „Kuźnica Warężyńska” [Krzaklewski i in. 1999]. Za podstawę diagnozy siedlisk przyjęto w tych opracowaniach właśnie gatunek gleby i głębokość lustra wód gruntowych. Dla praktyki siedliskoznawczej na wspomnianych obiektach ustalono następujące grupy siedlisk:

- na terenach z wodą zalegającą na głębokości poniżej 3 m potencjalnie mogą powstać siedliska upodabniające się do borów suchych (Bs);
- przy głębokości od 2 do 3 m – siedliska borów świeżych (Bśw);
- od 1 do 2 m – borów wilgotnych (Bw);
- od 0,5 do 1 m – borów mieszanych wilgotnych (BMw);
- powyżej 0,5 m – siedliska borów bagiennych (Bb)

Uwzględniano przy tym również możliwość podwyższenia jednostek siedliskowych przy wystąpieniu utworów gliniastych [Krzaklewski i in. 1999, 2000].

6.2.3. Diagnoza siedlisk na terenach zalesionych z wykorzystaniem wskaźnika jakości gleb pogórnich W_{JGP}

Proponowany wskaźnik służący ocenie jakości gleb pogórnich W_{JGP} w założeniu uwzględnia cechy fizyczne i chemiczne gleb pogórnich w zakresie zmienności stwierdzonej na przebadanych fragmentach wyrobisk i zwałowisk w Polsce [Pietrzykowski 2010]. Ważną zaletą wskaźnika W_{JGP} jest to, że określenie parametrów cząstkowych możliwe jest za pomocą standardowych procedur analitycznych stosowanych w gleboznawstwie. Zweryfikowano założenie, że uzyskane wartości wskaźnika różnicują siedliska i korelują z cechami zbiorowisk roślinnych na badanych fragmentach obiektów pogórnich.

Przy opracowaniu wskaźnika W_{JGP} założono także, że pod drzewostanami już rosnącymi wyklucza się występowanie fitotoksyczności utworów, ponieważ drzewostany wzrastają już od co najmniej 10 lat.

Opracowany wskaźnik jakości gleb pogórnich (W_{JGP}) jest sumą wskaźników cząstkowych ważonych odpowiednim współczynnikiem „ważności” (w_t) danej cechy, składającej się na całościową wycenę „jakości” gleby (W_{JGP} może osiągnąć teoretycznie maksymalną wartość równą 1,0).

Wybrane cechy wpływające na jakość gleb pogórnich pogrupowano następująco (tab. 6.1):

- zapas (wynikający z udziału) frakcji granulometrycznych;
- zasobność w składniki pokarmowe;
- kwasowość;
- aktywność biologiczna;
- właściwości powietrzno-wodne.

Szczegółowa metodyka obliczenia wskaźnika jakości gleb pogórnich W_{JGP} podana została w opracowaniu Pietrzykowskiego [2010]. Na podstawie wyodrębnionych grup jednorodnych pod względem wartości wskaźnika W_{JGP} oraz korelacji z cechami roślinności i drzewostanów wyróżniono potencjalne typy siedliskowe lasu. Dla zautomatyzowania procesu obliczeń i diagnozy zastosować można proste funkcje, np. programu Excel pakietu MS [Pietrzykowski 2014].

Przykłady diagnozy siedlisk na obiektach pogórnich z wykorzystaniem W_{JGP}

Badania prowadzono na czterech rekultywowanych na potrzeby leśnictwa i przekazanych pod administrację PGL Lasy Państwowe obiektach pogórnich w Polsce:

- wierzcholinie zwałowiska zewnętrznego nadkładu odkrywkowej kopalni węgla brunatnego KWB „Bełchatów”;
- wierzcholinie zwałowiska centralnego odpadów karbońskich „Smolnica”, utworzonego przez KWK „Szczygłowice”;
- spąg wyrobiska kopalni piasków podsadzkowych KP „Szcakowa”;

Tabela. 6.1. Zakres wartości poszczególnych wskaźników cząstkowych składających się na wskaźnik jakości gleb pogórnicznych W_{GP} na przykładowych wybranych obiektów poprzemysłowych w Polsce zrehabilitowanych dla leśnictwa

Table. 6.1. The range of partial index values which constitute the mine soil quality index W_{GP} as indicated by selected post mining sites in Poland

Wskaźniki cząstkowe (składowe) W_{GP} Partial indexes (constituent) W_{GP}																	
zapas frakcji granulometrycznych store of particle size fractions			zasobność w składniki pokarmowe nutrient abundance			kwasowość acidity		aktywność biologiczna biological activity		właściwości powietrzno-wodne air-water properties							
pył silt (0,05– 0,002 mm)	W_{gp}	il clay (<0,002 mm)	$W_g = (W_{gp} + W_{gi}) - W_{gs}$			zasobność abundance Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+	zasobność abundance P	akumulacja wodoru hydrogen accumula- tion H^+	C : N	pojemność wodna kapi- larna water capillary capacity	pojemność powietrzna air capacity	W_{pp}					
			W_{gs}	W_{gi}	szkielet skeleton (>2,0 mm)								W_z	W_p	W_{ab}	W_{pw}	
$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$		$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$	$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$	[%]	$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$	$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$	$Kg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$		$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$	$Mg \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$	$m^3 \cdot ha^{-1} \cdot 110 \text{ cm}^{-1}$						
<250	0,05	<300	0,05	<15	0,00	<5,0	0,15	<0,005	0,15	>20,0	0,2	<28	1,0	<1500	0,10	<300	0,1
251–600	0,10	301–600	0,10	15–25	0,10	5,1–10	0,30	0,0051–0,01	0,30	10,1–20	0,3	28,1–35	0,9	1501–2000	0,20	301–600	0,2
601–900	0,15	601–1000	0,15	26–35	0,20	10,1–15,0	0,45	0,0101–0,02	0,45	2,1–10,0	0,4	35,1–40	0,6	2001–3000	0,40	601–900	0,3
901–1400	0,20	1001–1500	0,20	>35	0,30	15,1–20,0	0,60	0,0201–0,036	0,60	1,1–2,0	0,5	40,1–50	0,5	3001–4000	0,60	901–1200	0,4
1401–1600	0,25	1501–2000	0,25			20,1–35,0	0,75	0,0361–0,06	0,75	0,5–1,0	1,0	50,1–60	0,4	4001–5000	0,80	1201–1500	0,5
1601–2500	0,30	2001–3000	0,30			35,1–50	0,90	0,0601–0,10	0,90	0,002–0,5	0,6	60,1–70	0,2	>5000	1,00	1501–1800	0,6
2501–3700	0,35	3001–3500	0,40			>50	1,00	>0,1	1,00	<0,002	0,3	>70	0,1			1801–2100	0,7
3701–4300	0,40	3501–4000	0,50													2101–2400	0,8
4301–8500	0,45	4001–8500	0,20													2401–2700	0,9
>8500	0,50	>8500	0,10													>2700	1,0

Składowe wskaźnika granulacji / Constituents of particle size index $W_g = (W_{gp} + W_{gi}) - W_{gs}$, gdzie: W_{gp} – wskaźnik frakcji pyłu / silt sized index; W_{gi} – wskaźnik frakcji ilu / clay sized index; W_{gs} – wskaźnik szkieletu / skeleton sized index; W_z – wskaźnik zasobności w składniki pokarmowe (formy kationowe) / nutrient abundance index (exchangeable cations forms); Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ ; W_p – wskaźnik zasobności w fosfor przyswajalny / abundance of available phosphorus index; W_k – wskaźnik kwasowości na podstawie akumulacji kationów H^+ (na podstawie pH w KCl) / acidity index calculated by hydrogen accumulation H^+ (based on pH in KCl); W_{ab} – wskaźnik aktywności biologicznej określonej na podstawie C : N w poziomie Olf / biological activity index based on C : N ratio in Olf horizon; W_{pw} – wskaźnik pojemności kapilarnej (ilość wody potencjalnie zatrzymanej w kapilarach głębowych) / water capillary capacity index (amount of water trapped in soil capillaries); W_{pp} – wskaźnik pojemności powietrznej / air capacity index

Tabela. 6.2. Przykład obliczenia wartości wskaźnika jakości gleb pogórnicznych (W_{JGP}) dla wybranych powierzchni badawczych na fragmentach zwałowisk i wyrobisk pogórnicznych w Polsce

Table. 6.2. Example calculation of the mine soil quality index (W_{JGP}) for selected research plots in parts of post mining waste heaps and quarries in Poland

Obiekt Site	Skala macierzysta Parent rock	Wskaźniki cząstkowe i przeliczniki ważności dla danej cechy Partial indexes and value calculations for particular feature													W_{JGP}			
		W_{g1}	W_{gs}	W_g	$W_g \cdot 0,2$	W_z	$W_z \cdot 0,25$	W_P	$W_P \cdot 0,05$	W_K	$W_K \cdot 0,2$	W_{ab}	$W_{ab} \cdot 0,1$	W_{pw}		$W_{pw} \cdot 0,1$	W_{pp}	$W_{pp} \cdot 0,1$
Belchatów	gliny i mulowce czwartorzędowe Quaternary loams and mudstone	0,45	0,15	0,0	0,6	1,00	0,250	1,00	0,050	0,30	0,06	0,1	0,01	0,60	0,06	0,3	0,03	0,580
	piaski kwaśne po neutralizacji kredą Jeziorną acidic sands after bog lime neutralization	0,40	0,20	0,0	0,6	0,45	0,113	1,00	0,050	0,50	0,10	0,1	0,01	0,40	0,04	0,5	0,05	0,483
Smolnica	lupki karbońskie z domieszką piaskowców Carboniferous shales with sandstone admixture	0,40	0,30	0,3	0,4	0,75	0,188	0,75	0,038	0,40	0,08	0,9	0,09	0,10	0,01	1,0	0,10	0,585
	piaskowce karbońskie z domieszką lupków Carboniferous sandstones with shale admixture	0,40	0,30	0,3	0,4	0,45	0,113	0,30	0,015	0,20	0,04	1,0	0,10	0,10	0,01	1,0	0,10	0,458
Szczakowa	czwartorzędowe piaski gliniaste Quaternary loamy sands	0,30	0,20	0,0	0,5	0,30	0,075	0,45	0,023	0,50	0,10	0,5	0,05	0,60	0,06	0,3	0,03	0,438
	czwartorzędowe piaski luźne Quaternary loose sands	0,10	0,10	0,0	0,2	0,15	0,038	0,45	0,023	1,00	0,20	0,5	0,05	0,40	0,04	0,3	0,03	0,420
Piaseczno	piaski czwartorzędowe z domieszką iłw krakowieckich Quaternary sands with Krakowic clay admixture	0,15	0,10	0,0	0,25	0,60	0,150	0,90	0,045	0,60	0,12	0,9	0,09	0,80	0,08	0,4	0,04	0,575
	piaski czwartorzędowe Quaternary sands	0,10	0,10	0,0	0,2	0,30	0,075	0,45	0,023	0,60	0,12	0,6	0,06	0,60	0,06	0,6	0,06	0,438

Wskaźnik granulacji obliczony jako: / Particle size index calculated as: $W_g = (W_{gp} + W_{gi})$ - W_{gs} ; sposób wyliczenia wartości poszczególnych wskaźników cząstkowych podano w tabeli 6.1. / the method of calculating particular indexes has been provided in table 6.1.

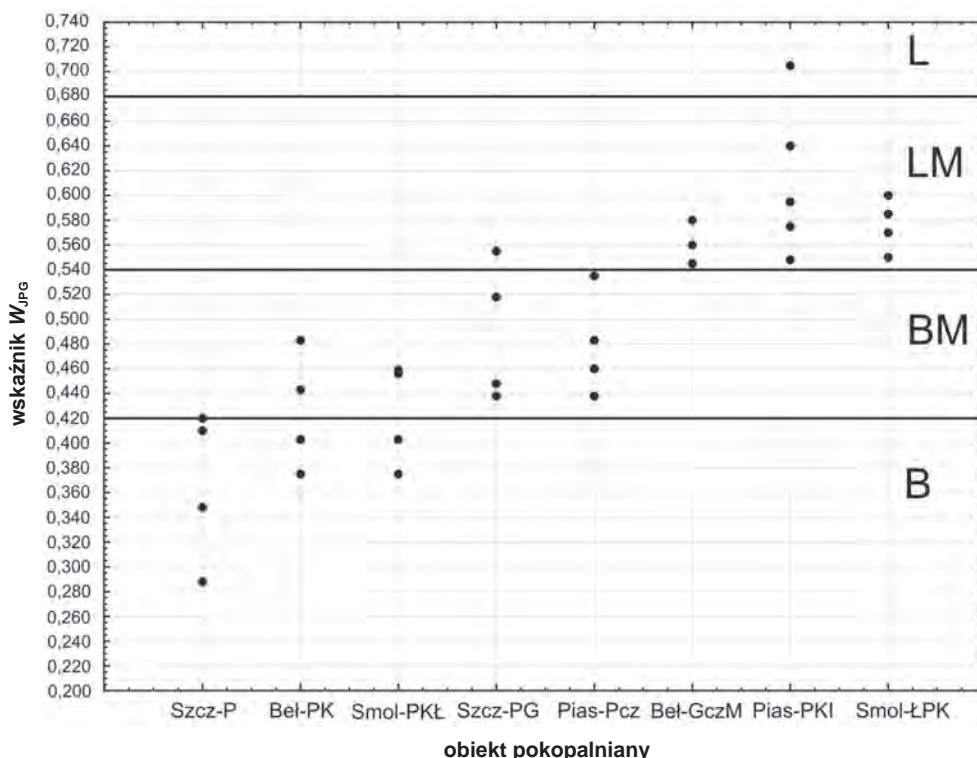
- wierzchowinie zwałowiska zewnętrznego nadkładu byłej Kopalni Siarki „Piaseczno” (rejon tarnobrzeski).

Szczegółową charakterystykę litologiczną wybranych obiektów pogórnicych, parametry fizyko-chemiczne i biologiczne gleb, cechy drzewostanów i zbiorowisk roślinnych oraz sposób statystycznej oceny poszczególnych zależności dla walidacji W_{JGP} podano w opracowaniu Pietrzykowskiego i in. [2010a].

Obliczony wskaźnik W_{JGP} (według przykładów obliczeń zamieszczonych w tab. 6.2) przyjął dla obiektów testowych wartości od 0,288 – dla gleby na powierzchniach wyrobiska popiaskowego KPP „Szczakowa” na jałowych piaskach czwartorzędowych, do 0,705 – dla gleb na powierzchni zwałowiska po Kopalni Siarki „Piaseczno” na czwartorzędowych piaskach gliniastych i glinach piaszczystych z domieszką trzeciorzędowych iłów krakowieckich. Zakres wartości wskaźnika W_{JGP} dla poszczególnych grup powierzchni i opracowaną siatkę siedlisk [Pietrzykowski 2010] przedstawia ryc. 6.1.

Proponowany wskaźnik W_{JGP} pozwolił rozgraniczyć wyraźnie grupy siedlisk. Zakresy wartości dla grup zachodziły na siebie, jednak analiza statystyczna wykazała istotne różnice pomiędzy grupami skrajnymi. Dzięki temu określono wyraźnie przedziały dla siedlisk najuboższych (oligotroficznych) i najżyźniejszych (eutroficznych) – były to odpowiednio siedliska upodabniające się do borów (B) i lasów mieszanych (LM); pomiędzy nimi wyznaczono zakres dla siedlisk borów mieszanych (BM). W przypadku jednej, najbardziej odstającej od pozostałych powierzchni, na której wartość W_{JGP} była najwyższa (powierzchnia na zwałowisku KS „Piaseczno” zbudowana z iłów krakowieckich zmieszanych z piaskami czwartorzędowymi), przewidziano grupę siedlisk najżyźniejszych, tj. lasów (L) (ryc. 6.1).

Niejednokrotnie wynik diagnozy siedlisk na wybranych fragmentach wyrobisk i zwałowisk odbiegał od ogólnie przyjętych i opisywanych w literaturze prognoz siedliskowych dla poszczególnych obiektów pogórnicych. W przypadku zwałowiska „Smolnica” np. potencjalna zasobność wskazywać mogłaby na znacznie wyższe jednostki siedliskowe, przy czym właśnie zasobność w składniki pokarmowe, a szczególnie w fosfor przyswajalny, istotnie różnicowała warianty z udziałem łupków i piaskowców. Ostatecznie jednak kwasowość, właściwości wodne i duży udział szkieletu obniżyły wartość wskaźnika W_{JGP} i wynik końcowej diagnozy. Niewątpliwie nieoczekiwana była również stosunkowo wysoka wycena siedlisk powstających na zwałowisku bełchatowskim na zawęglonych piaskach trzeciorzędowych, które zwykle kojarzone są z siedliskami skrajnie niekorzystnymi i oligotroficznymi. W tym przypadku na wynik wyceny punktowej wpłynął udział w profilu glebowym kredy jeziornej, przemieszanej w fazie zabiegów neutralizacyjnych. Kreda jeziorna, jako kopalina towarzysząca złożu i stosowana w roli neutralizatora, wykazuje bardzo korzystne właściwości i wysoką zasobność w składniki pokarmowe, w tym szczególnie wapń i fosfor. Niemniej jednak miarodajność opracowanego wskaźnika W_{JGP} mogą potwierdzać istotne statystycznie korelacje z testowanymi cechami zbiorowisk ro-



Ryc. 6.1. Zakres wartości wskaźnika W_{JGP} dla wybranych gleb i zdiagnozowane grupy siedlisk w postaci siatki na wybranych obiektach pokopalnianych zrehabilitowanych dla leśnictwa

Fig. 6.1. The range of W_{JGP} index values for selected soils and the diagnosed forest sites groups by selected post-mining sites reclaimed for forestry, in a grid form

Objaśnienia: Szcz-P – wyrobisko „Szczakowa”, piaski czwartorzędowe; Beł-PK – zwałowisko „Bełchatów”, piaski kwaśne po neutralizacji kredą jeziorną; Smol-PKŁ – zwałowisko „Smolnica”, piaskowce karbońskie z domieszką łupków; Szcz-PG – wyrobisko „Szczakowa”, piaski gliniaste; Pias-Pcz – zwałowisko „Piaseczno”, piaski czwartorzędowe; Beł-GczM – „Bełchatów”, gliny czwartorzędowe i mułowce; Pias-PKI – „Piaseczno”, piaski czwartorzędowe z ilami krakowieckimi; Smol-ŁPK – zwałowisko „Smolnica”, łupki karbońskie z domieszką piaskowców; L – potencjalne lasy, LM – lasy mieszane, BM – bory mieszane, B – bory. Explanations: Szcz-P – „Szczakowa” excavation, Quaternary sands; Beł-PK – „Bełchatów” spoil heap, acidic sands after bog lime neutralization; Smol-PKŁ – „Smolnica” spoil heap, Carboniferous sandstones with clay additive; Szcz-PG – „Szczakowa” excavation, loamy sands; Pias-Pcz – „Piaseczno” spoil heap, Quaternary sands; Beł-GczM – „Bełchatów”, Quaternary loams and mudstones; Pias-PKI – „Piaseczno”, quaternary sands with Krakowiec clays; Smol-ŁPK – „Smolnica” spoil heap, Carboniferous shells with sandstones; L – potential forests, LM – mixed broadleaved forests; BM – mixed coniferous forests, B – coniferous forests.

ślinnych, takimi jak ekologiczne liczby wskaźnikowe oraz oparte na nich wskaźniki trofizmu i wilgotności, bogactwo gatunkowe i bioróżnorodność zbiorowisk roślin zielnych, a także biomasa runa i krzewów [Pietrzykowski i in. 2010a].

Ostatecznie na podstawie uzyskanych wartości W_{JGP} i testu statystycznego pogrupowano poszczególne kategorie powierzchni i przypisano im odpowiednie prognozowane typy siedliskowe (ryc. 6.1.). Znaczna zmienność mikrosiedliskowa (mozaikowość utworów budujących obiekty pogórnice) wskazywała na potrzebę

wyróżniania jednostek przejściowych. Dla praktyki zaproponowano następujący zakres wartości W_{JGP} przypisanych do potencjalnych typów siedliskowych:

- $W_{JGP} < 0,420$ – potencjalnie siedliska borów (B);
- $W_{JGP} 0,421-0,540$ – potencjalnie siedliska borów mieszanych (BM);
- $W_{JGP} 0,541-0,680$ – potencjalnie siedliska lasów mieszanych (LM);
- $W_{JGP} > 0,680$ – potencjalnie siedliska lasów (L).

Na podstawie przeprowadzonej analizy badane fragmenty wyrobisk i zwałowisk zbudowanych z danych utworów geologicznych zaliczono do następujących grup:

- na wyrobisku popiaskowym „Szczakowa” w wariacie na jałowych piaskach czwartorzędowych – siedliska najuboższe, upodabniające się do siedlisk borowych (B);
- na zwałowisku centralnym „Smolnica”, na fragmentach zbudowanych przeważnie z piaskowców karbońskich z mniejszą domieszką łupków karbońskich oraz na zwałowisku „Bełchatów” na skutecznie zneutralizowanych kredą jeziorną piaskach trzeciorzędowych – potencjalnie bogatsze siedliska borów lub uboższe warianty borów mieszanych (B/BM);
- na wierzchołku zwałowiska „Piaseczno” na piaskach czwartorzędowych podścielonych głębiej iltami – potencjalnie siedliska borów mieszanych (BM);
- na wyrobisku „Szczakowa” na mieszaninach piasków czwartorzędowych z domieszką piasków gliniastych – siedliska borów mieszanych (BM), przy czym na fragmentach z domieszką glin możliwe jest zaklasyfikowanie siedlisk do przejściowych, tj. od borów mieszanych bogatszych do uboższych wariantów lasów mieszanych (BM/LM);
- na zwałowisku „Bełchatów” w wariacie zbudowanym z utworów gliniastych i pylastych oraz na zwałowisku „Smolnica” na fragmentach z przewagą karbońskich łupków ilastych z domieszką piaskowców – potencjalnie siedliska lasów mieszanych (LM);
- na zwałowisku „Piaseczno” w wariacie zbudowanym z mieszaniny iltów krakowieckich przemieszanych z piaskami czwartorzędowymi – potencjalnie siedliska lasów mieszanych (LM);
- na zwałowisku „Piaseczno” na fragmentach z przewagą iltów krakowieckich – siedliska najlepsze, potencjalnie upodabniające się do lasów (L), jednak aktualnie często wciąż o wadliwych stosunkach powietrzno-wodnych, stanowiących czynnik minimum.

6.3. Wnioski końcowe i zalecenia praktyczne

Podstawą diagnozy siedlisk na terenach pogórnicych rekultywowanych dla leśnictwa powinna być gleba. Powstaje ona w procesie pedogenezy zainicjowanym w fazie rekultywacji biologicznej pod wprowadzonymi fitocenozy, których domi-

nującym elementem jest drzewostan. Jakkolwiek jest to układ dynamiczny, a stan siedlisk może podlegać zmianom, to w II klasie wieku drzewostanów możliwe jest przeprowadzenie wstępnej oceny kierunku rozwoju siedlisk i weryfikacji prawidłowości doboru składu gatunkowego zalesień. Diagnoza prognozowanych typów siedlisk możliwa jest do poziomu grup troficznych siedlisk, tj. siedlisk upodabniających się do borów, borów mieszanych, lasów mieszanych i lasów. Problematyczne jest jednak wciąż określenie stopnia uwilgotnienia siedlisk, ponieważ często są to jeszcze układy niestabilizowane. Uzyskane wyniki wskazują, że wyznaczenie kierunku rozwoju siedlisk traktowane powinno być orientacyjnie również dlatego, że na zrehabilitowanych obiektach pogórnicych występują warunki siedliskowe całkowicie odmienne niż na siedliskach naturalnych i nieporównywalne z nimi.

Wobec znacznej zmienności warunków siedliskowych na terenach pogórnicych oraz specyfiki poszczególnych obiektów, w tym zmienności utworów budujących zwałowiska i wyrobiska pogórnicych, oraz składu gatunkowego wprowadzonych w ramach zalesień drzewostanów, wskaźnik W_{JGP} powinien być zweryfikowany dla każdego innego obiektu. Trzeba bowiem podkreślić, że gleby siedlisk na terenach pogórnicych tworzą się w całkowicie nowych warunkach, zwykle nieporównywalnych do układów wykształconych w procesach naturalnej pedogenezy. Powstające jednostki siedliskowe mogą jedynie upodabniać się do siedlisk „naturalnych”. Z tego względu ścisła diagnoza siedlisk na takich terenach i klasyfikowanie ich do jednostek siedlisk leśnych wymuszone przez praktykę gospodarczo-leśną powinny mieć charakter raczej przewidywania kierunku rozwoju siedlisk. Opracowana w ten sposób diagnoza może w miarę potrzeb być weryfikowana w kolejnych fazach rozwojowych drzewostanów, np. na etapie planowania przebudowy.

Literatura

- Brożek S., Zwydak M., 2003, *Atlas gleb leśnych Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Burger J.A., Kelting D.L., 1999, *Using Soil Quality Indicators to Assess Forest Stand Management*, „Forest Ecology and Management”, nr 122, s. 155–156.
- Gale M.R., Grigal D.F., Harding R.B., 1991, *Soil Productivity Index: Predictions of Site Quality for White Spruce Plantations*, „Soil Science Society of America Journal”, nr 55, s. 1701–1708.
- Gołda T., 2005, *Rekultywacja*, Skrypty Uczelniane, Uczelniane Wydawnictwo Naukowo-Dydaktyczne AGH, Kraków.
- Greszta J., Skawina T., 1965, *Zasady klasyfikacji wyrobisk górnictwa piasku podsadzkowego dla celów rekultywacyjnych*, Biuletyn nr 5 Zakładu Badań Naukowych GOP PAN w Zabrze, w: *Materiały Międzynarodowego Symposium Rekultywacji Terenów Poprzemysłowych*, Katowice, s. 83–88.
- Instrukcja urządzania lasu*, 2012, cz. 2 i 3, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Krzaklewski W., 1977, *Roślinność spontaniczna jako wskaźnik warunków siedliskowych oraz podstawa do zalesienia skarp zwałowisk na przykładzie Kopalni Węgla Brunatnego „Adamów”*, praca doktorska, AR w Krakowie (maszynopis).

- Krzaklewski W., 1979, *Fitosocjologiczna metoda oceny warunków rekultywacji i leśnego zagospodarowania nieużytków na przykładzie skarp zwalowiska kopalni „Adamów”*, „Archiwum Ochrony Środowiska”, nr 3–4, s. 121–165.
- Krzaklewski W., 1988, *Wybrane metodyczne aspekty planowania i realizacji leśnej rekultywacji na przykładzie górnictwa odkrywkowego*, „Zeszyty Naukowe AGH”, „Sozologia i Szotechnika”, nr 1222 (26), s. 331–338.
- Krzaklewski W., 1993, *Land reclamation by initial vegetation*, w: *Proceedings of the Fourth International Symposium on the Reclamation, Treatment and Utilization of Coal Mining Wastes*, Kraków, s. 779–789.
- Krzaklewski W., 1999, *Roślinność spontaniczna jako wskaźnik warunków siedliskowych oraz podstawa do zalesienia skarp zwalowisk na przykładzie Kopalni Węgla Brunatnego „Adamów”*, w: *Materiały Konferencji Górnictwo Odkrywkowe – Środowisko – Rekultywacja, ze szczególnym uwzględnieniem KWB „Bełchatów”*, t. 2, Drukrol, Kraków, s. 1–122.
- Krzaklewski W., 2001, *Rekultywacja obszarów pogórnich i przemysłowych*, w: *Przemiany środowiska naturalnego a ekorozwój*, Kotarba M.J. (red.), TBPS Geosfera, Kraków, s. 85–104.
- Krzaklewski W., 2005, *Powtórka z rekultywacji*, „Kopaliny”, nr 1 (58), s. 6–12.
- Krzaklewski W., Barszcz J., Wężyk P., Małek S., Pająk M., Klaja R., Zawodny Z., Drużga M., 1999, *Wykonanie badań siedliskowych na obszarze wyrobiska KP „Kuznica Warężyńska” S.A. w Dąbrowie Górniczej*, dokumentacja projektowa, Katedra Ekologii Lasu AR w Krakowie (maszynopis).
- Krzaklewski W., Greszta J., Barszcz J., Wójcik J., Pająk M., Pietrzykowski M., 2000, *Opracowanie zaleceń dla rekultywacji leśnej terenów zdewastowanych w głównych gałęziach przemysłu wydobywczego*, sprawozdanie z realizacji tematu badawczego na zlecenie Dyrekcji Generalnej LP, 24/99 z dn. 26.10.1999, Katedra Ekologii Lasu AR w Krakowie (maszynopis).
- Krzaklewski W., Pietrzykowski M., 2007, *Diagnoza siedlisk na terenach pogórnich rekultywowanych dla leśnictwa, ze szczególnym uwzględnieniem metody fitosocjologiczno-glebowej*, „Sylwan”, nr 1, s. 51–57.
- Krzaklewski W., Pietrzykowski M., Woś B., 2012, *Survival and Growth of Alders (Alnus glutinosa (L.) Gaertn. and Alnus incana (L.) Moench) on Fly Ash Technosols at Different Substrate Improvement*, „Ecological Engineering”, nr 49, s. 35–40.
- Lavoie C., Grosvernier P., Girard M., Marcoux K., 2003, *Spontaneous Revegetation of Mined Peatlands: an Useful Restoration Tool?*, „Wetlands Ecology and Management”, nr 11 (1–2), s. 97–107.
- Ochrona Środowiska, 2013, Bochenek D. (red.), Główny Urząd Statystyczny, Departament Badań Regionalnych Środowiska, Warszawa, <http://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/srodowisko-energia/srodowisko/ochrona-srodowiska-2013,1,14.html> (data dostępu: 20.04.2015).
- Pietrzykowski M., 2014, *Soil Quality Index as a Tool for Pine (Pinus sylvestris L.) Monoculture Conversion Planning on Afforested, Reclaimed Mine Land*, „Journal of Forest Research”, nr 25 (1), s. 63–74.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W., 2009, *Rekultywacja leśna terenów wyrobisk po eksploatacji piasków podszkawkowych na przykładzie Kopalni „Szczakowa”*, Monografia, MONOS, Katedra Ekologii Lasu Uniwersytetu Rolniczego, Kraków.
- Pietrzykowski M., Pająk M., Krzaklewski W., 2009, *Ocena możliwości zastosowania liczby bonitacyjnej LB w diagnozie siedlisk leśnych kształtujących się na wybranych obiektach pogórnich zrehabilitowanych dla leśnictwa*, Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, nr 38, s. 304–313.
- Pietrzykowski M., 2010, *Propozycja nowego wskaźnika jakości gleb pogórnich (W_{JGP}) i analiza możliwości jego zastosowania w diagnozie siedlisk na terenach rekultywowanych dla leśnictwa*, w: Pietrzykowski M. (red.), monografia: *Analiza i optymalizacja metod klasyfikacji siedlisk i kryteriów oceny rekultywacji leśnej na wybranych terenach pogórnich w Polsce*, Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków, s. 145–164.
- Pietrzykowski M. (red.), Krzaklewski W., Pająk M., Socha J., Ochał W., 2010a, *Analiza i optymalizacja metod klasyfikacji siedlisk i kryteriów oceny rekultywacji leśnej na wybranych terenach pogórnich w Polsce*, Wydawnictwo Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Kraków.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W., Gaik G., 2010b, *Ocena wzrostu zalesień z dominacją sosny zwyczajnej (Pinus sylvestris L.) na poletkach doświadczalnych na odpadach paleniskowych elektrowni*

- „Bełchatów”, „Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego”, 137, Inżynieria Środowiska, nr 17, s. 65–74.
- Pietrzykowski M., Krzaklewski W., 2014, *Rekultywacja – współdziałanie technologii i ekologii*, w: Monografia: *Węgiel brunatny – szanse i zagrożenia*, Stępień D. (red.), Akademia Górniczo-Hutnicza im. S. Staszica w Krakowie, Kraków, s. 333–344.
- Raport o stanie lasów w Polsce 2013*, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe, 2014, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Schoenholtz S.H., Van Miegroet H., Burger J.A., 2000, *A Review of Chemical and Physical Properties as Indicators of Forest Soil Quality: Challenges and Opportunities*, *Forest Ecology and Management*, nr 138, s. 335–356.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu (SPHL)*, 2004, załącznik do: *Zasady hodowli lasu*, Ośrodek Rozwoju-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa.
- Skawina T., Trafas M., 1971, *Zakres wykorzystania i sposób interpretacji wyników badań geologicznych dla potrzeb rekultywacji*, *Ochrona Terenów Górniczych*, nr 16, s. 3–10.
- Zipper C.E., Burger, J.A., Skousen J.G., Angel P.N., Barton C.D., Davis V., Franklin J.A., 2011, *Restoring Forests and Associated Ecosystem Services on Appalachian Coal Surface Mines*, *Environ. Manag.*, nr 47, s. 751–765.

Summary

Site diagnosis in post-mining areas reclaimed for forestry

Most post-mining lands in Poland (i.e. about 60%) is scheduled to be reclaimed to forest. The existing classification systems of the post-industrial wastelands were developed in order to preliminary assess the conditions of biological reclamation. As far as forest management is concerned, it still lacks a practical method of diagnosing forest sites on already reforested grounds but in the previous post-mining areas. This study shows primary diagnostics of the sites located in emerging post-mining areas, as well as the examples of site diagnosis of older, reforested objects scheduled for tree stands transformation. The first category (i.e. before reforestation) shows the diagnostics of site conditions by the means of the soil quality class number (LB), according to Skawina T. and Trafas M. [1971]. The second part of the study (older sites, already reforested) introduced site diagnoses which use the original Quality Index of Post-Mining Soils (W_{JGP}) developed by Pietrzykowski M. [2010] and applied to studies conducted on lignite, coal and sulfur waste heaps and in sand mine excavations. The usefulness of W_{JGP} was proved in the earlier studies basing on the analysis of the correlation between soil quality parameters and the characteristics of herbaceous vegetation and forest stands. The ranges of presented index were assigned to potential forest site types (PTSL), i.e. from coniferous ($W_{JGP} < 0420$) to broadleaved sites ($W_{JGP} > 0680$). The summarizing part of this work contains also a practical instruction on how to conduct effective site diagnosis in the subject areas.



7

Skład gatunkowy runa lasów zdominowanych przez olszę czarną na terenach porolnych i trwale zalesionych południowo-zachodniej Polski

7.1. Wstęp

W ciągu ostatnich dziesięcioleci w literaturze pojawiło się wiele prac dotyczących roli starych lasów [*sensu* Peterken 1974**] w procesie odtwarzania się składu gatunkowego runa w lasach wtórnych, w tym głównie lasach powstałych na gruntach porolnych. Z licznych badań prowadzonych w Europie i Ameryce Północnej wynika, że liczba gatunków w lasach na gruntach porolnych jest zazwyczaj zbliżona do tej, jaką obserwuje się w starych lasach. Odmienna jest jednak kompozycja gatunkowa warstwy zielonej tych lasów. W przeciwieństwie do starych lasów, w których dominują gatunki leśne [wiele z nich to gatunki wskaźnikowe starych lasów – *sensu* Peterken 1974, Hermy i in. 1999, Dzwonko i Loster 2001], w runie lasów wtórnych przeważają rośliny siedlisk nieleśnych, często bardzo ekspansywne [m.in. Peterken 1974, 1977, Peterken i Game 1984, Dzwonko i Loster 1992, Matlack 1994, Singleton i in. 2001; Verheyen i Hermy 2001; De Frenne i in. 2010, Matuszkiewicz i in. 2013 – szczegółowy przegląd piśmiennictwa na ten temat zawierają prace Orczewskiej 2010b, 2011].

Z licznych doniesień wynika, że odtworzenie się w runie lasów wtórnych składu gatunkowego typowego dla naturalnych zbiorowisk leśnych jest procesem długotrwałym, liczonym w dziesiątkach, a nieraz nawet w setkach lat. Prac szacujących tempo migracji gatunków leśnych do runa nowych lasów jest jednak w literaturze europejskiej niewiele. Badania takie prowadzili Brunet i von Oheimb [1998] w lasach gądowych południowej Szwecji, Bossuyt i in. [1999] w mezotroficznych lasach

* Uniwersytet Śląski, Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Katedra Ekologii; ul. Bankowa 9, 40-007 Katowice; e-mail: anna.orczewska@us.edu.pl.

** Stary las, ang. *ancient woodland*, to pozostałość lasu naturalnego lub las wtórny, lecz trwający w krajobrazie od dawna. Jego wiek i pochodzenie określa się na podstawie pierwszych dostępnych źródeł historycznych, ilustrujących rozmieszczenie lasów, dlatego w Anglii za progową datę przyjmuje się 1600 r., a w większości krajów kontynentalnej Europy połowę lub koniec XVIII w. Wszystkie lasy obecne w krajobrazie od tego okresu uznaje się zatem za stare. Koncepcja ta podkreśla niezaburzoną innymi formami użytkowania ciągłość siedliska leśnego w czasie.

południowej Belgii, Dzwonko [2001] w nasadzeniach sosnowych na siedliskach grądowych w południowej Polsce oraz Orczewska i Fernes [2011] w ubogich borach sosnowych południowej Polski. Rezultaty badań tych autorów wskazują, że kolonizacja runa wtórnych lasów przez gatunki leśne przebiega szczególnie wolno na siedliskach ubogich i suchych. Na tym tle wyraźnie widoczny był brak badań prowadzonych w najbardziej wilgotnych typach lasów wtórnych, jakimi są drzewostany olszy czarnej. Aby wypełnić tę lukę, podjęto badania, których celem było prześledzenie tempa i przebiegu procesu kolonizacji runa wtórnych olszyn przez gatunki leśne oraz powiązanie tego procesu z różnymi czynnikami siedliskowymi, tj. z warunkami glebowymi, hydrologicznymi oraz świetlnymi.

Badania prowadzono na obszarze Równiny Oleśnickiej (północna Opolszczyzna, 51° 04' N; 17° 43' E) i Kotliny Żmigrodzkiej (Dolny Śląsk, 51° 28' N; 16°54' E), w południowo-zachodniej Polsce. W krajobrazie tych terenów duży udział powierzchniowy mają stare lasy, których głównym komponentem drzewostanu jest olsza czarna, oraz



Ryc. 7.1. Stary las na siedlisku łągi jesionowo-olszowego (Nadleśnictwo Namysłów, leśnictwo Minkowskie, Równina Oleśnicka; fot. A. Orczewska)

Fig. 7.1. Ancient forest on alder-ash riparian habitat (Namysłów Forest District, Minkowskie forest unit, the Oleśnica Plain; photo by A. Orczewska)



Ryc. 7.2. Gatunki wskaźnikowe starych lasów: a – śleziennica okrągłolistna *Chrysosplenium alternifolium*; b – fiołek leśny *Viola reichenbachiana*; c – ziarnopłon wiosenny *Ficaria verna*; d – zawilec żółty *Anemone ranunculoides*; e – zawilec gajowy *Anemone nemorosa* (fot. A. Orczewska)

Fig. 7.2. Ancient woodlands indicator species: a – golden saxifrage *Chrysosplenium alternifolium*, b – buttercup anemone *Viola reichenbachiana*, c – lesser celandine *Ficaria verna*, d – buttercup anemone *Anemone ranunculoides*, e – wood anemone *Anemone nemorosa* (photos by A. Orczewska)

lasy na gruntach porolnych, z dominacją tego gatunku. Wyjątkowa, na tle pozostałych europejskich gatunków drzew, zdolność olszy do tolerowania siedlisk trwale zabagnionych, o ciężkich, niedotlenionych glebach [McVean 1953] sprawia, że stosowana jest ona do zalesiania terenów podmokłych (głównie łąk), które wyłączone zostały z użytkowania rolniczego. Porzucone grunty orne i pastwiska, występujące na ubogich glebach, zalesiane są bowiem w naszym kraju przede wszystkim sosną.



Ryc. 7.3. Przestrzenna kontynuacja starego i wtórnego lasu, umożliwiająca gatunkom leśnym kolonizację runa nowego lasu (Nadleśnictwo Namysłów, leśnictwo Siemysłów, Równina Oleśnicka; fot. A. Orczewska)

Fig. 7.3. Primary and secondary forests spatial continuity enabling forest species to colonize the new forest's herbaceous layer (Namysłów Forest District, Siemysłów forest unit, the Oleśnica Plain; photo by A. Orczewska)

Z racji wymagań ekologicznych olszy czarnej badane lasy były ograniczone do obszarów z wysokim poziomem wód gruntowych, rozrzuconych w obrębie rozległych kompleksów leśnych. Powierzchnie starych lasów z dominacją olszy mieściły się w przedziale od 0,73 do 15,54 ha (wartość średnia 4,7 ha), lasów wtórnych zaś od 0,72 do 8,6 ha (wartość średnia 3,9 ha). Zbiorowiska starych lasów w ujęciu fitosocjologicznym reprezentowały grądy *Tilio-Carpinetum* lub *Galio-Carpinetum*, łąg jesionowo-olszowy *Fraxino-Alnetum* oraz ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* (ryc. 7.1, 7.2). Do starych lasów przylegały wtórne lasy olszowe, posadzone na gruntach porolnych, których drzewostan mieścił się w następujących klasach wieku w latach: do 10, 11–20, 21–30, 31–40 oraz 41–50 (ryc. 7.3).

Z uwagi na to, że znajomość historii pokrywy leśnej, tj. wieku i pochodzenia lasów, ma kluczowe znaczenie w badaniach dotyczących ich różnorodności biologicznej oraz mechanizmów za nią odpowiedzialnych, badania ekologiczne poprzedzone zostały dogłębными studiami materiałów historycznych, głównie kartograficznych.

Dzięki zdigitalizowaniu i intersekcji ponad 70 dostępnych dla tego obszaru map z wieków XVIII, XIX i XX prześledzono zmiany pokrywy leśnej, jakie dokonały się tu na przestrzeni ponad 200 lat, tj. od 1765 r. po dzisiaj. Wiadomo na ich podstawie m.in., że stare lasy stanowią bardzo dużą część pokrywy leśnej tych obszarów (odpowiednio 77% i 70% ogółu terenów leśnych Równiny Oleśnickiej i Kotliny Żmigrodzkiej), dużo większą niż w niektórych regionach centralnej Polski, dla której istnieją tego typu dane [Majchrowska i Woziwoda 2009]. Szczegółowe wyniki badań źródeł kartograficznych dostępnych dla tego terenu przedstawiono w odrębnej pracy [Orczewska 2009a].

7.2. Charakterystyka ekologiczna olszy czarnej oraz lasów z drzewostanem zdominowanym przez ten gatunek

Ekologia olszy czarnej jest powszechnie znana, zarówno leśnikom, jak i botanikom, i była przedmiotem licznych opracowań [m.in. McVean 1953; Solińska-Górnicka 1987; Prieditis 1997; Sienkiewicz i in. 2001; Laganis 2007]. Warto jednak przypomnieć, że gatunek ten należy do drzew wywierających ogromny wpływ na kształtowanie warunków siedliskowych, w których występuje. Dzieje się tak dzięki następującym właściwościom olszy [Orczewska 2011]:

- olsza prowadzi tzw. otwartą gospodarkę składnikami pokarmowymi, tzn. nie wycofuje ich przed jesiennym zrzućaniem liści. Dzięki temu powstająca z liści olszy ściółka, która bardzo szybko się rozkłada, jest bogata w składniki odżywcze [McVean 1953; Karkanis 1975; Zimka i Stachurski 1976; Dilly i Munch 1996; Pereira i in. 1998];
- dzięki symbiozie z bakteriami korzeniowymi, asymilującymi azot atmosferyczny, olsza wzbogaca glebę w ten składnik, średnio o (10) 50–300 kg ha⁻¹ rok⁻¹ [Schaeede 1967; Pancer-Kotejowa i Zarzycki 1980; Binkley 1986; Sprent i Sprent 1990];
- dzięki symbiozie z grzybami ektomikoryzowymi, pozwalającej na sprawną asymilację azotu i dostarczającej drzewu nutrientów, głównie fosforu, olsza ma zdolność do kolonizowania siedlisk o bardzo ubogich glebach; wpływa tym samym na krążenie azotu, fosforu i węgla, wzbogacając glebę w te składniki [Binkley i Giardina 1998; Compton i Cole 1998; Laganis 2007; Roy i in. 2007];
- toleruje siedliska o wysokim poziomie wód gruntowych i opadowych, często stagnujących na powierzchni przez kilka miesięcy [McVean 1953].

Zbiorowiska leśne, w których olsza czarna jest dominującym komponentem drzewostanu, są dziś w skali europejskiej rzadkie. Spadek ich udziału powierzchniowego w krajobrazach leśnych naszego kontynentu, szczególnie Europy Zachodniej, jest efektem melioracji odwadniających oraz zamiany formy użytkowania terenu z leśnej

na rolniczą [Sienkiewicz i in. 2001; Dembek i in. 2002; Kowalska 2009]. Dla odmiany, w krajach nadbałtyckich, głównie na Łotwie, Litwie i w Estonii, a także na Białorusi i Ukrainie, olszyny nadal są częstym i trwałym elementem krajobrazów leśnych [Prieditis 1997]. Z podobną sytuacją mamy do czynienia w niektórych regionach Polski, choć w skali całego kraju lasy z udziałem olszy czarnej nie zajmują dużych powierzchni – ok. 2,6% [*Lasy Państwowe w liczbach* 2009]. Równina Oleśnicka i Kotlina Żmigrodzka należą do obszarów, których pokrywa leśna zdominowana jest przez mezo- i eutroficzne lasy liściaste. Wśród nich znaczną powierzchnię zajmują lasy z olszą czarną, o czym decyduje gęsta sieć dopływów Odry, stwarzająca dogodne warunki siedliskowe dla tego gatunku [Orczewska 2011]. Olsza czarna, tolerująca wysoki poziom wód gruntowych i okresową stagnację wody na powierzchni, jest wyłącznym lub głównym komponentem warstwy drzew w zbiorowiskach azonalnych, jakimi są olsy oraz łęgi. Ponadto dominuje w drzewostanach najbardziej wilgotnych postaci łąk, należących do zbiorowisk o charakterze zonalnym. W ujęciu fitosocjologicznym systematyka tych zbiorowisk przedstawia się następująco [Matuszkiewicz 2001]:

Klasa: *Alnetea glutinosae* Br.-Bl. et R. Tx. 1943

Rząd: *Alnetalia glutinosae* R. Tx. 1937

Związek: *Alnion glutinosae* (Malc. 1929) MeijerDrees 1936

Zespół: *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Görn. (1975) 1987 – ols porzeczkowy

Klasa: *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieg. 1937

Rząd: *Fagetalia sylvaticae* Pawł. in Pawł., Sokoł. et Wall. 1928

Związek: *Alno-Ulmion* Br.-Bl. et R. Tx. 1943

Podzwiązek: *Alnenion glutinoso-incanae* Oberd. 1953

Zespół: *Fraxino-Alnetum* W. Mat. 1952 – łęg jesionowo-olszowy

Związek: *Carpinion betuli* Issl. 1931 em. Oberd. 1953

Zespół: *Tilio cordatae-Carpinetum betuli* Tracz. 1962 – łąk subkontynentalny

Podzespół: *T-C stachyetosum*

Zespół: *Galio sylvatici-Carpinetum betuli* Oberd. 1957 – łąk środkowoeuropejski

Podzespół: *G-C stachyetosum*

7.3. Warunki hydrologiczne i glebowe badanych powierzchni leśnych

Cykliczne, comiesięczne notowania poziomu wód gruntowych we wspomnianych wyżej typach zbiorowisk z olszą czarną, prowadzone przez okres dwóch lat, w piezometrach ($\varnothing = 5$ cm; $h = 50-200$ cm) zlokalizowanych w kilkudziesięciu stanowiskach badawczych wykazały, że najgłębiej położone lustro wody, zarówno w cyklu

rocznym, jak i w okresie wczesnowiosennym (średnia z trzech miesięcy wiosennych), bez czasowego zawodnienia terenu, stwierdzono w grądzie niskim (odpowiednio w zakresie od -16 do -70 cm i od -43 do -79 cm). W łęgach woda zalegała płycej niż w grądach (odpowiednio w cyklu wiosennym i rocznym od -1 do -54 cm oraz od -24 do -108 cm). W olsach zaś często stagnowała na powierzchni, a jej poziom w gruncie był najpłytszy (od +18 do -29 cm wiosną i od +3 do -83 cm w cyklu rocznym) [Orczewska 2010b].

Wszystkie stanowiska badawcze zlokalizowane były w lasach gospodarczych. W części przypadków panujące w nich warunki hydrologiczne były prawidłowe dla tego typu lasów. W pozostałych obserwowano dowody postępującego łęgownienia olsów oraz grądowienia łęgów, będących konsekwencją zbyt niskiego poziomu wód w podłożu. Przykładowe listy florystyczne dla runa (wraz z przynależnością syntaksonomiczną gatunków), pochodzące z olsu o niezaburzonej gospodarce wodnej oraz o gospodarce zaburzonej wskutek odwodnienia, z tendencją do łęgownienia, podane są w tabeli 7.1.

Tabela 7.1. Skład gatunkowy* runa olsu o niezaburzonej gospodarce wodnej (a) oraz o gospodarce zaburzonej, z tendencjami do łęgownienia (b)

Table 7.1. Species composition* of wet alder wood herbaceous layer with undisturbed (a) and disturbed (b) hydrological regime but tending to transform into alder-ash carr community

Gatunek	Walor syntaksonomiczny	Gatunek	Walor syntaksonomiczny
a		b	
<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	<i>Carex elongata</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>
<i>Carex elongata</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>
<i>Lycopus europaeus</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	<i>Solanum dulcamara</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>
<i>Ribes nigrum</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Phragmitetea</i>
<i>Solanum dulcamara</i>	<i>Alnetea glutinosae</i>	<i>Carex acutiformis</i>	<i>Magnocaricion</i>
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	<i>Phragmitetea</i>	<i>Galium palustre</i>	<i>Magnocaricion</i>
<i>Equisetum fluviatile</i>	<i>Phragmitetea</i>	<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Magnocaricion</i>
<i>Sium latifolium</i>	<i>Phragmitetea</i>	<i>Peucedanum palustre</i>	<i>Magnocaricion</i>
<i>Carex pseudocyperus</i>	<i>Magnocaricion</i>		
<i>Galium palustre</i>	<i>Magnocaricion</i>	<i>Aegopodium podagraria</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Iris pseudacorus</i>	<i>Magnocaricion</i>	<i>Anemone nemorosa</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Scutellaria galericulata</i>	<i>Magnocaricion</i>	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Glyceria fluitans</i>	<i>Sparganio-Glycerion fluitantis</i>	<i>Corylus avellana</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
		<i>Euonymus europaea</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Ficaria verna</i>	<i>Fagetalia</i>	<i>Hepatica nobilis</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Impatiens noli-tangere</i>	<i>Fagetalia</i>	<i>Ranunculus auricomus</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>
<i>Scrophularia nodosa</i>	<i>Fagetalia</i>	<i>Ranunculus lanuginosus</i>	<i>Quercio-Fagetea</i>

SIEDLIKA LEŚNE ZMIENIONE I ZNIEKSZTAŁCONE

Gatunek	Walor syntaksonomiczny	Gatunek	Walor syntaksonomiczny
a		b	
<i>Carex remota</i>	<i>Alno-Ulmion</i>	<i>Adoxa moschatellina</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Dryopteris carthusiana</i>		<i>Asarum europaeum</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Frangula alnus</i>		<i>Daphne mezereum</i>	<i>Fagetalia</i>
		<i>Ficaria verna</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Deschampsia caespitosa</i>	<i>Molinietalia</i>	<i>Impatiens noli-tangere</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Filipendulion</i>	<i>Mercurialis perennis</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Lythrum salicaria</i>	<i>Filipendulion</i>	<i>Milium effusum</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Stachys palustris</i>	<i>Filipendulion</i>	<i>Paris quadrifolia</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Caltha palustris</i>	<i>Calthion</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>	<i>Fagetalia</i>
<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Calthion</i>	<i>Carex remota</i>	<i>Alno-Ulmion</i>
<i>Myosotis palustris</i>	<i>Calthion</i>	<i>Circaea lutetiana</i>	<i>Alno-Ulmion</i>
<i>Taraxacum officinale</i>	<i>Arrhenatheretalia</i>	<i>Festuca gigantea</i>	<i>Alno-Ulmion</i>
<i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Agropyro-Rumicioncrispi</i>	<i>Padus avium</i>	<i>Alno-Ulmion</i>
<i>Ranunculus repens</i>	<i>Agropyro-Rumicioncrispi</i>	<i>Ulmus minor</i>	<i>Alno-Ulmion</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Lemnetea minoris</i>	<i>Acer campestre</i>	
<i>Ranunculus sceleratus</i>	<i>Bidention tripartiti</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	
<i>Bidens frondosa</i>	<i>Chenopodion fluviatile</i>	<i>Ajuga reptans</i>	
<i>Urtica dioica</i>	<i>Artemisietea vulgaris</i>	<i>Athyrium filix-femina</i>	
<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Alliarion</i>	<i>Dryopteris carthusiana</i>	
<i>Hottonia palustris</i>	<i>Hottonion</i>	<i>Equisetum sylvaticum</i>	
		<i>Maianthemum bifolium</i>	
		<i>Moehringia trinervia</i>	
		<i>Oxalis acetosella</i>	
		<i>Quercus robur</i>	
		<i>Sorbus aucuparia</i>	
		<i>Cardamine pratensis</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
		<i>Poa trivialis</i>	<i>Molinio-Arrhenatheretea</i>
		<i>Deschampsia caespitosa</i>	<i>Molinietalia</i>
		<i>Lysimachia vulgaris</i>	<i>Filipendulion</i>
		<i>Stachys palustris</i>	<i>Filipendulion</i>
		<i>Caltha palustris</i>	<i>Calthion</i>
		<i>Cirsium oleraceum</i>	<i>Calthion</i>
		<i>Crepis paludosa</i>	<i>Calthion</i>
		<i>Myosotis palustris</i>	<i>Calthion</i>
		<i>Lysimachia nummularia</i>	<i>Agropyro-Rumicioncrispi</i>
		<i>Ranunculus repens</i>	<i>Agropyro-Rumicioncrispi</i>
		<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Rhamno-Prunetea</i>
		<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Rhamno-Prunetea</i>
		<i>Viburnum opulus</i>	<i>Pruno-Rubicion fruticosi</i>

Skład gatunkowy runa lasów zdominowanych przez olszę czarną na terenach porolnych i trwale zalesionych...

Gatunek	Walor syntaksonomiczny	Gatunek	Walor syntaksonomiczny
a		b	
		<i>Stellaria media</i>	<i>Stellarietea mediae</i>
		<i>Rubus idaeus</i>	<i>Epilobietea angustifolii</i>
		<i>Sambucus nigra</i>	<i>Sambuco-Salicion</i>
		<i>Galeopsis pubescens</i>	<i>Artemisietea vulgaris</i>
		<i>Urtica dioica</i>	<i>Artemisietea vulgaris</i>
		<i>Rubus caesius</i>	<i>Galio-Urticenea</i>
		<i>Geum urbanum</i>	<i>Glechometalia</i>
		<i>Eupatorium cannabinum</i>	<i>Calystegio-Eupatorietum</i>
		<i>Geranium robertianum</i>	<i>Alliarion</i>
		<i>Impatiens parviflora</i>	<i>Alliarion</i>

* Kolor zielony – gatunki typowe dla olsy, czerwony – gatunki reprezentujące jednostki syntaksonomiczne charakterystyczne dla lasów o mniejszej wilgotności, czarny – gatunki siedlisk nieleśnych.

* Green colour – species typical for wet alder wood, red – species representing syntaxonomic units characteristic to forest communities of lower moisture, black – species of non-forest communities.

Źródło / Source: badania własne

Specyficzne warunki hydrologiczne badanych lasów, z wodą często stagnującą na powierzchni, czego konsekwencją jest mozaika warunków tlenowych i beztlenowych, uwarunkowane są typami gleb, na jakich wykształcają się olszyny. Większość z objętych badaniami powierzchni leśnych, reprezentujących zarówno stare, jak i nowe lasy, wykształca się na glebach murszowatych (mineralno-murszowych i murszowatych właściwych), a także na glebach gruntowo-glejowych (właściwych, mułowych i z rudą darniową) oraz opadowo-glejowych (właściwych i amfiglejowych). Ponadto w obrębie niektórych powierzchni stwierdzono obecność gleb torfowo-murszowych oraz czarnych ziem (murszastych, wyługowanych i brunatnych). Dominują tu zatem gleby mezo- i eutroficzne, wykształcające się w miejscach wilgotnych, mokrych i okresowo zalewanych wodą, z próchnicą typu mull wilgotny i mull mokry [Orczewska 2009c].

Dzięki badaniom warunków siedliskowych w lasach olszowych wiadomo, że w glebach wtórnych lasów zapisane były ślady ich wcześniejszego, rolniczego użytkowania w postaci poziomu płuznego (ryc. 7.4). Różniły się też one wieloma właściwościami chemicznymi w stosunku do gleb sąsiadujących z nimi starych lasów (przykładowe opisy profili glebowych pochodzących ze starych i wtórnych lasów oraz właściwości chemicznych tworzących je poziomów genetycznych czytelnik znajdzie w osobnym opracowaniu – Orczewska 2011).

Gleby starych lasów cechował wyższy poziom zawartości Al^{3+} , K^+ , większa pojemność sorpcyjna gleby, większa zawartość przyswajalnego potasu i fosforu oraz węgla organicznego, a niższy odczyn niż gleby lasów wtórnych. Natężenie światła fotosyntetycznie czynnego na dnie lasu, wahające się między jednym



Ryc. 7.4. Przykładowe profile glebowe gleb w starym i wtórnym lesie na siedlisku olsu *Ribeso nigri-Alnetum* (fot. A. Orczewska)

Fig. 7.4. Example soil profiles in ancient and recent forests located on wet alder wood *Ribeso nigri-Alnetum* site (photo by A. Orczewska)

(a) stary las, gleba mineralno-murszowa MRm, poziomy: Ol, AOM, A/Cgg, Gor, Gr

(b) olszyna na gruncie porolnym, drzewostan w wieku 41 lat, gleba gruntowo-glejowa z rudą darniową Grd, z wyraźnie widocznym poziomem płużnym Aep, poziomy: Ol, Aep, Boxgg, Gor, Gr

(a) ancient forest, Humic Gleysols, soil horizons:Ol, AOM, A/Cgg, Gor, Gr

(b) recent alder wood stand at the age of 41 years, Ferri-Umbric Gleysols with clearly noticeable plough pan Aep, soil horizons: Ol, Aep, Boxgg, Gor, Gr

a kilkunastoma procentami oświetlenia w stosunku do tego, jakie panowało na otwartej przestrzeni, było większe we wtórnych lasach. Wiek wtórnego lasu miał ujemny wpływ na odczyn gleby oraz zawartość kationów zasadowych, a dodatni na zawartość Fe^{2+} , dostępnego fosforu i magnezu, na pojemność sorpcyjną gleb oraz zawartość węgla organicznego i azotu ogólnego. Wśród zmiennych środowiskowych mających największy udział w wyjaśnieniu wzorca występowania gatunków leśnych w runie wtórnych lasów należy wymienić: wiek lasu, pH, typ humusu, poziom wody gruntowej oraz zawartość przyswajalnego magnezu i potasu. Z badań wynika także, że zawartość azotu ogólnego oraz przyswajalnego fosforu były zawsze wyższe w glebach starych lasów oraz to, że koncentracja tych składników rosła wraz z wiekiem wtórnego lasu [Orczewska 2009c]. Wbrew sugestiom niektórych badaczy zawartość przyswajalnego fosforu oraz azotu ogólnego nie mogą być zatem traktowane jako uniwersalne wskaźniki wcześniejszego

rolniczego użytkowania gleb dzisiejszych, wtórnych lasów, albowiem w przypadku lasów zdominowanych przez olszę czarną takiej prawidłowości nie potwierdzono. O wyższej zawartości azotu ogólnego i przyswajalnego fosforu w starych lasach oraz o wzroście ich koncentracji wraz z wiekiem wtórnych lasów olszowych wydaje się decydować obecność olszy. Dzięki symbiozie z promieniowcami drzewo to asymiluje wolny azot atmosferyczny, czym znacząco przyczynia się do wzrostu zawartości tego pierwiastka w glebie, a także daje ściółkę bogatą w ten składnik. Z kolei przyczyną większej zawartości przyswajalnego fosforu w glebach starych lasów może być sugerowana przez Binkleya [1986] zdolność olszy do stymulowania zwiększonej produkcji kwaśnej fosfatazy – enzymu odpowiedzialnego za uwalnianie fosforu ze ściółki do postaci przyswajalnej dla roślin. Wstępne badania gleb pochodzących z tych lasów przynajmniej częściowo potwierdzają to przypuszczenie [Orczewska i in. 2012].

7.4. Powolne tempo kształtowania się runa w lasach na gruntach porolnych i jego przyczyny

Badania procesu zasiedlania wtórnych olszyn przez gatunki runa leśnego pokazały, że choć stare i nowe lasy olszowe nie różniły się ogólnym bogactwem i różnorodnością gatunkową, to liczba i pokrycie gatunków wskaźnikowych starych lasów były większe w starych lasach niż w lasach wtórnych, w każdym z badanych siedlisk. Na siedlisku grądu niskiego średnia liczba gatunków wskaźnikowych starych lasów obecnych w ich runie (liczba poletek $n = 43$) wyniosła 14, a w sąsiadujących z nimi lasach wtórnych ($n = 66$) zaledwie 7. W starych lasach na siedlisku łągu jesionowo-olszowego ($n = 48$) odnotowano 13 gatunków wskaźnikowych starych lasów, w lasach wtórnych zaś ($n = 72$) 9, natomiast na siedlisku olsu porzeczkowego ($n = 43$ poletek ze starego lasu i $n = 72$ poletek lasu wtórnego) odpowiednio 11 i 8 gatunków [Orczewska 2011]. Warto podkreślić, że różnice jakościowe i ilościowe w runie starych i nowych lasów utrzymywały się także pomimo rosnącego wieku wtórnych lasów olszowych, choć z upływem czasu nie były już tak jaskrawe. Jako miarę tych zmian zastosowano, wzorem Vellenda [2003], wskaźnik tempa odtworzenia runa (ang. *recovery rate*) z udziałem gatunków wskaźnikowych starych lasów, we wtórnych lasach olszynowych w różnym wieku oraz na różnych siedliskach. Obliczono go, dzieląc liczbę gatunków wskaźnikowych starych lasów obecnych w poletkach pochodzących z wtórnych lasów przez łączną liczbę gatunków z tej grupy, jakie stwierdzono w sąsiadujących z nimi starych lasach [Orczewska 2010c]. Wartość wskaźnika rosła wraz z wiekiem wtórnego lasu (z podziałem na trzy klasy wieku, w przedziałach dwudziestoletnich). Wtórne lasy różniły się także stopniem skolonizowania ich runa przez gatunki wskaźnikowe; w najmniejszym stopniu od-

tworzenie runa nastąpiło we wtórnych lasach przylegających do grądów, najefektywniej zaś w przypadku siedlisk olsowych [Orczewska 2010b].

Średnie tempo migracji gatunków leśnych w olszynach (liczone na podstawie dwóch miar, tj. położenia najdalej wysuniętego osobnika oraz położenia maksymalnego pokrycia gatunku we wtórnym lesie) przekraczało wartości podawane przez autorów badających wcześniej ten proces. We wtórnych olszynach na siedliskach olsu wyniosło ono od 1,20 m rok⁻¹ (na podstawie maksymalnego pokrycia gatunków) do 1,60 m rok⁻¹ (na podstawie położenia najdalej wysuniętego osobnika), w lasach przylegających do grądów odpowiednio 1,17 i 1,63 m rok⁻¹, a w siedliskach łęgowych 0,79 i 1,26 m rok⁻¹ [Orczewska 2009b]. Dla porównania, w grądach południowej Szwecji tempo to (na podstawie wspomnianych miar) obliczono na 0,3 i 0,5 m rok⁻¹, w mezotroficznych lasach Belgii na 0,5 i 1,0 m rok⁻¹, a w nasadzeniach sosny na siedliskach grądu w południowej Polsce na 0,18 i 0,38 m rok⁻¹. Tempo migracji indywidualnych gatunków w olszynach różniło się istotnie od tego, jakie notowali inni badacze. Wiele gatunków wędrowało tu w tempie przekraczającym 1,5 m, 2 m, a sporadycznie nawet 3 m rok⁻¹, podczas gdy Dzwonko [2001] maksymalne tempo migracji indywidualnych gatunków obliczył na 0,38 m rok⁻¹, Bossuyt i in. [1999] na 1,15 m rok⁻¹, a Brunet i von Oheimb [1998] na 1,25 m rok⁻¹.

Gatunki leśne różniły się swoim potencjałem kolonizacyjnym w olszynach. Część z nich, pomimo bezpośredniej bliskości starych i nowych lasów, nie migrowała do lasów wtórnych (*Carex sylvatica*, *Convallaria majalis*, *Gagea lutea*, *Hepatica nobilis*, *Luzula pilosa*, *Melica nutans*, *M. uniflora*, *Pulmonaria obscura*, *Daphne mezereum*, *Sanicula europaea* i *Mycelis muralis*). Inne gatunki cechowało słabe tempo migracji, tj. nieprzekraczające 0,3 do 0,7 m rok⁻¹ (*Asarum europaeum*, *Viola reichenbachiana*, *Galeobdolon luteum*, *Equisetum sylvaticum*). Znaczną grupę stanowiły jednak gatunki, które można uznać za dobrych kolonizatorów wtórnych olszyn. Migrowały one bowiem do nich szybciej niż do lasów o mniejszej wilgotności i żyzności (m.in. *Brachypodium sylvaticum*, *Anemone nemorosa*, *Chrysosplenium alternifolium*, *Circaea lutetiana*, *Rumex sanguineus*). I wreszcie grupa gatunków o bardzo dużych zdolnościach kolonizacyjnych – była ona stosunkowo nieliczna. Najefektywniejszymi kolonizatorami wtórnych olszyn, niezależnie od siedliska, okazały się: *Ficaria verna* (1,96–2,99 m rok⁻¹), *Ranunculus auricomus* (2,04–2,85 m rok⁻¹) i *Impatiens noli-tangere* (1,74–1,91 m rok⁻¹), a w wybranych typach siedlisk także *Glechoma hederacea*, *Moehringia trinervia* i *Ajuga reptans* [Orczewska 2009b, 2010a, 2011]. Gatunki te bowiem nie tylko migrowały w szybkim tempie, ale cechowało je także znaczne pokrycie procentowe w nowych lasach, niezależnie od odległości od granicy starego lasu.

Omówione różnice w składzie gatunkowym runa i pokryciu procentowym gatunków leśnych między lasami porolnymi i siedliskami trwale zalesionymi są wypadkową wielu czynników. Wśród nich za najważniejsze należy ograniczenia w rozprzestrzenianiu gatunków leśnych (ich nasiona nie mają morfologicznych

przystosowań do wędrówki na duże odległości; ang. *dispersal limitation*) oraz ich trudności w trwałym osiedlaniu się w runie wtórnych lasów (ang. *recruitment limitation*). Te ostatnie mogą być efektem czynników abiotycznych (m.in. duża substancja biogenne, będących pozostałością wcześniejszego użytkowania rolniczego, gruba warstwa trudno rozkładającej się ściółki, utrudniająca kiełkowanie gatunków leśnych, wysokie pH, nadmierne oświetlenie dna lasu czy też warunki wilgotnościowe) i biotycznych (konkurencyjne wykluczanie ze strony dużych, ekspansywnych bylin, brak grzybów mikoryzowych etc.). Najczęściej są one kombinacją obu wspomnianych wyżej grup czynników. Przyczyny wolnej kolonizacji runa wtórnych lasów przez gatunki leśne, wraz z przeglądem bogatej literatury na ten temat, zostały szeroko omówione w odrębnych pracach [m.in. Ehrlén i Eriksson 2000; Flinn i Vellend 2005; Hermy i Verheyen 2007; Orczewska 2010b, 2011]. Badania wtórnych lasów olszynowych dowiodły, że *Urtica dioica*, *Poa trivialis* i *Galium aparine* (ryc. 7.5), tj. gatunki



Ryc. 7.5. Runo wtórnego lasu olszynowego zdominowane przez pokrzywę zwyczajną *Urtica dioica* i przytulię czepną *Galium aparine*, dwa ekspansywne gatunki, o dużej zdolności do konkurencji w siedliskach eutroficznych, hamujące powrót gatunków leśnych w takie miejsca (fot. A. Orczewska)

Fig. 7.5. Herbaceous layer of recent alder wood dominated by stinging nettle *Urtica dioica* and sticky willy *Galium aparine*, two expansive, highly competitive species in eutrophic habitats, inhibiting recolonization of the sites by woodland species (photo by A. Orczewska)

o dużej zdolności do konkurencji w siedliskach eutroficznych, masowo występujące w runie wtórnych lasów na żyznych siedliskach, unikały miejsc zacienionych, z wysokim poziomem wody gruntowej. Okazuje się, że aby stworzyć możliwie najlepsze warunki pozwalające na efektywne odtwarzanie się runa w lasach olszowych powstałych na gruntach porolnych, konieczne staje się utrzymanie wysokiego poziomu wody gruntowej oraz dużego zacienienia na dnie lasu. Ogranicza to bowiem wpływ konkurencyjnego wykluczania gatunków leśnych przez pokrzywę i inne, agresywne gatunki, a tym samym ułatwia imigrację i trwałe osiedlanie się gatunków leśnych w runie wtórnych lasów. Dzieje się tak dlatego, że w przeciwieństwie do siedlisk o małej żyzności, w których gatunki konkurują przede wszystkim o zasoby pokarmowe, w siedliskach żyznych ma miejsce konkurencja o światło.

7.5. Konsekwencje odmienności florystycznej runa na terenach porolnych i trwale zalesionych dla praktyki leśnej

W świetle doniesień literaturowych oraz badań przeprowadzonych w lasach olszowych dwóch regionów południowo-zachodniej Polski wynika jednoznacznie, że powrót lasu na porzucone pola i łąki oraz formowanie się w takich miejscach runa leśnego typowego dla naturalnych ekosystemów leśnych jest procesem długotrwałym, liczonym w dziesiątkach, a nieraz nawet w setkach lat, a przy tym nie zawsze do końca możliwym (ryc. 7.6). W niektórych przypadkach nie prowadzi on bowiem do pełnego odtworzenia kompozycji gatunkowej typowej dla starych, niezaburzonych lasów. Wtórne lasy odizolowane przestrzennie od lasów starych, stanowiących rezerwuar gatunków leśnych, mają nikłe szanse na to, aby ich runo zasiedliły gatunki typowo leśne.

Dla przykładu, badania Peterkena i Game'a [1984] pokazują, że w hrabstwie Lincolnshire, na południu Anglii, nawet po upływie 800 lat izolowane przestrzennie od starych lasów lasy wtórne nie zostały zasiedlone w pełni przez gatunki leśne obecne w starych lasach na tym terenie. W praktyce zatem odtworzenie się kompozycji gatunkowej typowej dla starego lasu w tych miejscach wydaje się niemożliwe. Z kolei Brunet [2007], który prowadził badania na południu Szwecji, stwierdził, że rekolonizacja runa wtórnego lasu przez gatunki leśne nie była możliwa nawet w przypadku, gdy był on oddalony zaledwie o 720 m od starego lasu. W ciągu pierwszych 40 lat od jego posadzenia przybywało w nim sukcesywnie gatunków leśnych, choć jedynie tych rozsiewanych ornito- (endo- i epi-) oraz anemochorycznie (czyli tych, których nasiona rozsiewają ptaki lub inne zwierzęta w swych przewodach pokarmowych lub przyczepione do sierści oraz gatunki rozsiewane przez wiatr). Po upływie tego czasu nowe gatunki leśne przestały się pojawiać w runie tychże lasów. Tymczasem w analogicznym siedlisku, w lesie wtórnym przylegającym do starego



Ryc. 7.6. Runo wtórnego lasu olszynowego często przypomina swym składem gatunkowym zbiorowiska łąkowe, o czym świadczy m.in. duży udział jaskra rozłogowego *Ranunculus repens* i przetacznika ożankowego *Veronica chamaedrys* (fot. A. Orczewska)

Fig. 7.6. Species composition of herbaceous layer in recent alder wood often resembles meadow community, which, among others, is indicated by a high share of creeping buttercup *Ranunculus repens* and germander speedwell *Veronica chamaedrys* (photo by A. Orczewska)

lasu pełne odtworzenie runa było możliwe, a jego tempo autor ten oszacował na około 80 lat. Przeważnie jednak proces ten trwa o wiele dłużej, od 100 do kilkuset lat [Faliński 1986; Brunet i von Oheimb 1998]. Czas trwania procesu rekolonizacji runa uzależniony jest od lokalnej, dostępnej puli gatunków leśnych oraz od warunków siedliskowych. Szybciej bowiem postępuje, gdy kompozycja gatunkowa nie jest bardzo bogata, a także w siedliskach żyznych i wilgotnych niż w tych o niskiej trofii i wilgotności [Dzwonko i Gawroński 1994; Bellemare i in. 2002; Verheyen i in. 2003; Orczewska i Fernes 2011]. Warunkiem efektywnej kolonizacji runa wtórnych lasów przez gatunki leśne jest przestrzenna kontynuacja starych i nowych lasów. Ponadto w starych lasach muszą istnieć bogate populacje źródłowe gatunków leśnych. Im trwale zalesione tereny są bogatsze w gatunki leśne i im liczniejsze są populacje tych gatunków, tym szybszy i efektywniejszy jest proces odtwarzania się runa w nowych lasach pojawiających się dziś tak licznie w krajobrazie. Warto wziąć

to pod uwagę również przy planowaniu zalesień terenów połąkowych olszą. Chodzi w głównej mierze o utrzymanie naturalnej różnorodności biologicznej starych lasów z udziałem olszy, należących do jednych z najbogatszych w gatunki typów ekosystemów leśnych strefy umiarkowanej, oraz o wykorzystanie naturalnego potencjału kolonizacyjnego gatunków leśnych w planowaniu zalesień i w odtwarzaniu ekosystemów leśnych. Dla prawidłowego funkcjonowania zbiorowisk z udziałem tego gatunku, tj. takiego funkcjonowania, które nie prowadzi do łęgownienia olsów czy grądowienia łęgów, ważna jest dbałość o utrzymanie naturalnego reżimu wodnego lub odtworzenie naturalnych stosunków wodnych w olsach i łęgach. Zadanie to powinno stać się jednym z priorytetowych we współczesnej gospodarce leśnej, która ma być prowadzona w oparciu o kryteria ekologiczne [Orczewska 2010c].

I wreszcie warto podnieść jeszcze jedną, istotną kwestię. Otóż z uwagi na powolne tempo kształtowania się runa w lasach na gruntach porolnych i długo utrzymujące się różnice w warunkach glebowych, jakie panują w tego typu układach, ważne jest, aby w opisach taksacyjnych i operatach siedliskowych nie tracić informacji o porolności lasu, nawet jeśli reprezentuje on drugie pokolenie drzewostanu na takich gruntach. Takie siedliska leśne nadal należy bowiem traktować jako zniekształcone wskutek ich wcześniejszego użytkowania rolniczego. Trzeba tak postąpić także wtedy, gdy od zaniechania użytkowania rolniczego dzisiejszego lasu o takim pochodzeniu upłynęło 80–120 lat. W gospodarce leśnej być może to okres długi i odpowiadający wiekowi rębności większości gatunków drzew budujących drzewostany w naszym kraju. Tymczasem dla procesu pełnego odtwarzania się w lasach krótko trwających w krajobrazie kompozycji gatunkowej typowej dla trwale zalesionych siedlisk w wielu przypadkach okazuje się zbyt krótki. Właśnie z uwagi na powolność procesu odtwarzania się runa w takich miejscach należy zachować w operatach siedliskowych informacje o porolności lasu z drzewostanem w drugim pokoleniu.

Literatura

- Bellemare J. G., Motzkin G., Foster D.R., 2002, *Legacies of the Agricultural Past in the Forested Present: an Assessment of Historical Land-Use Effects on Rich Mesic Forests*, „Journal of Biogeography”, nr 29, s. 1401–1420.
- Binkley D., 1986, *Forest Nutrition Management*, New York: Wiley and Sons, Inc.
- Binkley D., Giardina C., 1998, *Why Do Tree Species Affect Soils? The Warp and Woof of Tree-Soil Interactions*, „Biogeochemistry”, nr 42, s. 89–106.
- Bossuyt B., Hermy M., Deckers J., 1999, *Migration of Herbaceous Plant Species Across Ancient-Recent Forest Ecotones in Central Belgium*, „Journal of Ecology”, nr 87, s. 628–638.
- Brunet J., 2007, *Plant Colonization in Heterogeneous Landscapes: an 80-year Perspective on Restoration of Broadleaved Forest Vegetation*, „Journal of Applied Ecology”, nr 44, s. 563–572.
- Brunet J., von Oheimb G., 1998, *Migration of Vascular Plants to Secondary Woodlands in Southern Sweden*, „Journal of Ecology”, nr 86, s. 429–438.

- Compton J.E., Cole D.W., 1998, *Phosphorus Cycling and Soil P fractions in Douglas-Fir and Red Alder Stands*, „Forest Ecology and Management”, nr 110, s. 101–112.
- De Frenne P., Baeten L., Graae B. J., Brunet J., Wulf M., Orczewska A., Kolb A., Jansen I., Jamoneau A., Jacquemyn H., Hermy M., Diekmann M., De Schrijver A., De Sanctis M., Decocq G., Cousins S.A.O., Verheyen K., 2010, *Interregional Variation in the Floristic Recovery of Post-Agricultural Forests*, „Journal of Ecology”, nr 99, s. 600–609.
- Dembek W., Grzyb M., Kloss M., Mikułowski M., 2002, *Łąki i lasy w dolinach – nowe zagrożenia i szanse*, „Postępy Nauk Rolniczych”, nr 3, s. 87–119.
- Dilly O., Munch J.-C., 1996, *Microbial Biomass Content, Basal Respiration and Enzyme Activities During the Course of Decomposition of Leaf Litter in a Black Alder (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) Forest*, „Soil Biology and Biochemistry”, nr 28, s. 1073–1081.
- Dzwonko Z., 2001, *Effect of Proximity of Ancient Deciduous Woodland on Restoration of the Field Layer Vegetation in a Pine Plantation*, „Ecography”, nr 24, s. 198–204.
- Dzwonko Z., Gawroński S., 1994, *The Role of Woodland Fragments, Soil Types and Dominant Species in Secondary Succession on the Western Carpathian Foothills*, „Vegetatio”, nr 111, s. 149–160.
- Dzwonko Z., Loster S., 1992, *Species richness and seed dispersal to secondary woods in southern Poland*, „Journal of Biogeography”, nr 19, s. 195–204.
- Dzwonko Z., Loster S., 2001, *Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności*, „Prace Geograficzne”, nr 178, s. 119–132.
- Ehrlén J. i Eriksson O., 2000, *Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs*, Ecology, nr 81, s. 1667–1674.
- Faliński J.B., 1986, *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests*, „Geobotany”, nr 8, s. 1–537.
- Flinn K. M., Vellend M., 2005, *Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes*, „Frontiers in Ecology and the Environment”, nr 3, s. 243–250.
- Hermy M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C.J., Lawensson J.E., 1999, *An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe and its implications for forest conservation*, „Biological Conservation”, nr 91, s. 9–22.
- Hermy M., Verheyen K., 2007, *Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity*, „Ecological Research”, nr 22, s. 361–371.
- Karkanis M., 1975, *Rozkład ściółki pochodzącej z różnych gatunków drzew liściastych i jej wpływ na środowisko glebowe*, „Fragmenta Floristica et Geobotanica”, nr 21, s. 71–97.
- Kowalska A., 2009, *Zmiany sposobu użytkowania terenów rolniczych a zanikanie przyrodniczo cennych zbiorowisk roślinnych na przykładzie doliny środkowej Wisły*, w: Polskie krajobrazy wiejskie dawne i współczesne, Prace Komisji Krajobrazu Kulturowego, nr 12, s. 166–177.
- Laganis J., 2007, *Emergy analysis of black alder (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) floodplain forest growth*, Dissertation: University of Nova Gorica Graduate School, Słowenia.
- Lasy Państwowe w liczbach*, 2009, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Majchrowska A., Woziwoda B., 2009, *Effects of forest history on the biodiversity of vascular plant flora in the Łask Upland (Central Poland)*, w: J. Holeksa, B. Babczyńska-Sendek and S. Wika (red.) *The role of geobotany in biodiversity conservation*, (pp. 165–174), Katowice, POLAND: University of Silesia.
- Matlack G. R., 1994, *Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America*, „Ecology”, nr 75, s. 1491–1502.
- Matuszkiewicz J.M., Kowalska A., Solon J., Degórski M., Kozłowska A., Roo-Zielińska E., Zawiska I., Wolski J., 2013, *Long-term evolution models of post-agricultural forests*, Geographical Studies, 240, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyńskiego, Polska Akademia Nauk, Warszawa.
- Matuszkiewicz, W. 2001, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Vademecum Geobotanicum, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- McVean D.N., 1953, *Biological flora of the British Isles: Alnus glutinosa (L.) Gaertn. (A. rotundifolia Stokes)*, „Journal of Ecology”, nr 41, s. 447–466.
- Orczewska A., 2009a, *Age and origin of forests in south-western Poland and their importance for ecological studies in man-dominated landscapes*, „Landscape Research”, nr 34, s. 599–617.

- Orczewska A., 2009b, *Migration of herbaceous woodland flora into post-agricultural black alder woods planted on wet and fertile habitats in south western Poland*, „Plant Ecology”, nr 204, s. 83–96.
- Orczewska A., 2009c, *The impact of former agriculture on habitat conditions and distribution patterns of ancient woodland plant species in recent black alder (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) woods in south-western Poland*, „Forest Ecology and Management”, nr 258, s. 794–803.
- Orczewska A., 2010a, *Colonization capacity of herb woodland species in fertile, recent alder woods adjacent to ancient forest sites*, „Polish Journal of Ecology”, nr 58, s. 297–310.
- Orczewska A., 2010b, *Odtwarzanie się roślinności runa we wtórnych lasach olszowych powstałych na gruntach porolnych w południowo-zachodniej Polsce*, „Acta Botanica Silesiaca”, nr 5, s. 5–26.
- Orczewska A., 2011, *Colonization of post-agricultural black alder (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.) woods by woodland flora*, w: E. B. Wallace (red.), *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*, Nova Science Publishers Inc., New York, s. 13–48.
- Orczewska A., Fernes M., 2011, *Migration of herb layer species into the poorest post-agricultural pine woods adjacent to ancient pine forests*, „Polish Journal of Ecology”, nr 59, s. 113–123.
- Orczewska A., Piotrowska A., Lemanowicz J., 2012, *Soil acid phosphomonoesterase activity and phosphorus forms in ancient and post-agricultural black alder [Alnus glutinosa (L.) Gaertn.] woodlands*, „Acta Societatis Botanicorum Poloniae”, nr 81 (2), s. 81–86.
- Pancer-Kotejowa E., Zarzycki K., 1980, *Zarys ekologii*, w: S. Białobok (red.), *Olsze – Alnus Mill, Nasze drzewa leśne*, monografie popularnonaukowe, nr 8, s. 229–258, Wydawnictwo Naukowe PWN Warszawa-Poznań.
- Pereira A.P., Graca M.A.S., Molles M., 1998, *Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization and geographical origin of plant species*, „Pedobiologia”, nr 42, s. 316–327.
- Peterken G.F., 1974, *A method for assessing woodland flora conservation using indicator species*, „Biological Conservation”, nr 6, s. 239–245.
- Peterken G. F., 1977, *Habitat conservation priorities in British and European woodlands*, „Biological Conservation”, nr 11, s. 223–236.
- Peterken G.F., Game M., 1984, *Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of Central Lincolnshire*, „Journal of Ecology”, nr 72, s. 155–182.
- Prieditis N., 1997, *Alnus glutinosa- dominated wetland forests of the Baltic Region: community structure, syntaxonomy and conservation*, „Plant Ecology”, nr 129, s. 49–94.
- Roy S., Khasa D.P., Greer C.W., 2007, *Combining alders, frankiae and mycorrhizae for the revegetation and remediation of contaminated ecosystems*, „Canadian Journal of Botany”, nr 85, s. 237–251.
- Schaede R., 1967, *Symbiozy roślinne*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Sienkiewicz J., Kloss M., Grzyb M., 2001, *The floodplain forest ecosystems in Poland*, w: E. Klimo and H. Hager (eds.), *The floodplain forests in Europe: current situation and perspectives*, „European Forest Institute Report”, nr 10, s. 249–271.
- Singleton R., Gardescu S., Marks P. L., Geber M., 2001, *Forest Herb Colonization of Postagricultural Forests in Central New York State, USA*, „Journal of Ecology”, nr 89, s. 325–338.
- Solińska-Górnicka B., 1987, *Bagienne lasy olszowe (olsy) w Polsce. Regionalna synteza syntaksonomiczna*, Dissertationes Universitatis Varsoviensis, nr 275, Wydawnictwa Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Sprent J.I., Sprent P., 1990, *Nitrogen Fixing Organisms*, London, Chapman and Hall.
- Vellend M., 2003, *Habitat Loss Inhibits Recovery of Plant Diversity as Forests Regrow*, „Ecology”, nr 84, s. 1158–1164.
- Verheyen K., Bossuyt B., Honnay O., Hermy M., 2003, *A Comparison Between the Herbaceous Plant Community Structure of Ancient and Recent Forests for Two Contrasting Forest Types*, „Basic and Applied Ecology”, nr 4, s. 537–546.
- Verheyen K., Hermy M., 2001, *The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium*, „Journal of Ecology”, nr 89, s. 829–840.
- Zimka J.R., Stachurski A., 1976, *Vegetation as a modifier of carbon and nitrogen transfer to soil in various types of forest ecosystems*, „Ekologia Polska”, nr 24, s. 493–514.

Summary

Species composition of herbaceous layer in forests dominated by black alder, in post-agricultural areas and ancient forests of south-west Poland

It has been widely reported in scientific literature that forests which differ in their management history, i.e. ancient and post-agricultural ones, have different species composition of the herbaceous layer. Colonization of the herb layer of recent woods by typical forest herbs, especially by so called ancient woodland indicator species, is a long-lasting process, the length of which has been estimated as decades or even hundreds of years. In some cases it does not lead to complete restoration of the species composition typical for ancient forests present in the landscape. Successful recolonization of the herb layer in post-agricultural woods by true forest species is possible only if ancient forests, regarded as population sources of such species, grow in direct proximity to recent woods. It has also been proved by the studies of natural recovery of typical woodland species in recent black alder woods, growing in the most fertile and dampest forest sites in the Oleśnica Plain and Żmigród Valley, which confirmed previous observations in this respect. The investigated new alder woods, which were regrowing in places formerly occupied by wet meadows, bordered meso- and eutrophic ancient woods representing oak-hornbeam, alder-ash carr and wet alder wood communities. Although migration of species to the herb layer of recent alder woods proceeds faster than in forests, which occupy poorer and drier sites, ancient woodland species differed in their colonizing potential. Many species migrated very effectively into the recent alder woods, whereas others were either unable to colonize their herb layer or showed very limited migration capacities. Herb layer recovery in alder woods (measured with so called recovery rate of ancient woodland indicator species) differed among the examined habitats. It reached the lowest value in recent woods adjoining oak-hornbeam communities, and the highest in case of wet alder wood habitat. Besides, the recovery rate values grew with the age of the recent woods. Habitat conditions, namely edaphic and hydrological ones present in ancient and recent alder woods, and their impact on the distribution pattern of woodland species in recent woods were characterized in this paper, too. As a legacy of former agricultural use of the soils of recent alder woods, the existence of so called plough pan and the significantly altered chemical features compared to ancient forests soils were recorded. Thus, long-lasting differences in many soil chemical parameters in recent woods combined with the slow pace of recovery of their herbaceous layer should be an important argument for maintaining the information on the former agricultural use of such sites in the forest management guidelines. Such information should be provided even if a forest represents second generation of stand in such sites.



8

Hodowla dębu na siedliskach mezotroficznych

8.1. Wstęp

W ostatnich latach w polskich lasach, w wyniku przebudowy drzewostanów iglastych i dostosowywania składu gatunkowego do warunków siedliskowych, zaznaczył się bardzo wyraźny wzrost udziału dębu w młodych drzewostanach. I tak np. w I klasie wieku udział ten wzrósł z 5,6% w 1978 r. do 13,8% w 2013 r. [Dawidziuk 2014]. W programie przebudowy drzewostanów w warunkach nizinnych dąb szypułkowy i dąb bezszypułkowy odgrywają bardzo ważną rolę, gdyż są to gatunki o dużej wartości gospodarczej i przyrodniczej, zwłaszcza że w pewnych regionach kraju i siedliskach brakuje alternatywnych gatunków liściastych o podobnej roli hodowlano-leśnej.

Zgodnie z kolejnymi wydaniem *Zasad hodowli lasu* [1988, 2003, 2012] jeden lub drugi gatunek dębu może być głównym składnikiem drzewostanu, począwszy od siedlisk BMśw i BMw (udział do 20–30%) poprzez LMśw i LMw (20–50%) do siedlisk lasowych i łęgowych (do 80%), co obrazuje tabela 8.1.

Tabela 8.1. Udział (%) dębu szypułkowego (Dbsz) i dębu bezszypułkowego (Dbb) w składzie gatunkowym upraw w typach siedliskowych lasów według *Zasad hodowli lasu* 2012

Table 8.1. Share (%) of sessile (Dbb) and pedunculate oak (Dbsz) in the species composition of forest plantations in forest site types according to the *Principles of Silviculture* 2012

Wilgotność siedliska	Typ siedliskowy lasu				
	gatunek	B	BM	LM	L
Świeże	Dbb	–	10–20	20–50	30–70
	Dbsz	–	–	20–50	30–80
Wilgotne	Dbsz	–	10–30	20–50	60–70
Łęgowe	Dbsz	–	–	–	60–70

Źródło / Source: badania własne

* Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydział Leśny, Katedra Hodowli Lasu; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa; e-mail: tadeusz.andrzejczyk@wl.sggw.pl.

Dotychczasowe efekty wprowadzania dębu jednak nie wszędzie są satysfakcjonujące. Szczególnie duże kontrowersje budzi stosunkowo wysoki jego udział na siedliskach BMśw i BMW ze względu na niską udatność i słaby wzrost upraw i młodników, konieczność stosowania kosztownych zabiegów związanych z ochroną przed szkodami od zwierzyny oraz znaczne ilościowe i jakościowe obniżenie produkcji przyszłych drzewostanów. Na siedliskach tych zostaje bowiem znacznie zmniejszony udział sosny, która ma tu swoje optimum przyrostowe i jakościowe [Sewerniak 2013]. Powstaje zatem pytanie, czy prawidłowo zostały zdefiniowane finalne cele hodowlane (typy drzewostanu) na świeżych siedliskach mezotroficznych (BMśw i LMśw) i czy nie należy ich zweryfikować.

Drugim, nie mniej istotnym, zagadnieniem jest sposób realizacji przyjętych celów hodowlanych na etapie odnowienia lasu w warunkach siedlisk BMśw i LMśw. Najczęściej przebudowa drzewostanów sosnowych polega na sztucznym odnowieniu dębu na gniazdach, zakładanych w ramach rębni gniazdowych: zupełnej IIIa (przy udziale dębu do 30–40%) lub częściowej zmodyfikowanej IIIb (przy udziale dębu powyżej 40%). W rezultacie powstają mieszane drzewostany dębowo-sosnowe lub sosnowo-dębowe o kępowej formie mieszania dębu. Tymczasem nie jest to jedyny typ mieszanych drzewostanów dębowo-sosnowych i jedyny sposób ich uzyskiwania. Dojrzewające i dojrzałe drzewostany z udziałem tych gatunków zazwyczaj charakteryzują się równomiernym mieszanym jednostkowym lub grupowym i powstawały w wyniku jednoczesnego odnawiania dębu i sosny na otwartej powierzchni. Niekiedy są także spotykane drzewostany o mieszanym pionowym, w których dąb tworzy dolną warstwę drzewostanu, a sosna górną.

Wydaje się, że powszechne stosowanie rębni gniazdowej może mieć wiele niekorzystnych konsekwencji, gdyż: 1) prowadzi do nowego schematyzmu struktury lasu i struktury drzewostanów; 2) skomplikuje zagospodarowanie i odnawianie takich drzewostanów w przyszłości; 3) prowadzi do bardzo dużego rozproszenia terytorialnego prac pielęgnacyjnych w uprawach i młodnikach, co znacznie utrudnia ich organizację i kontrolę; 4) warunki mikroklimatyczne powierzchni odnowieniowych powstałych po drugim etapie cięć w rębni IIIb nie zapewniają ochrony odnowień przed przymrozkami, natomiast komplikują prace odnowieniowo-zrębowe i wydłużają okres odnowienia, co nie jest uzasadnione względami hodowlano-przyrodniczymi.

W tym kontekście warto rozważyć celowość ograniczenia stosowania rębni gniazdowych w przebudowywanych drzewostanach sosnowych na rzecz alternatywnych sposobów kształtowania mieszanych drzewostanów z udziałem dębu.

8.2. Zasady ustalania celu hodowlanego

Ustalenie finalnego celu hodowlanego, jakim jest typ drzewostanu, to główne zadanie planowania hodowlano-gospodarczego w leśnictwie. Typ drzewostanu określa docelowy model drzewostanu (skład gatunkowy, budowa, struktura wieku) możliwy do osiągnięcia w określonych warunkach siedliskowych [Jaworski 2013]. Drzewostan taki powinien być uzasadniony zarówno względami przyrodniczymi, jak i gospodarczymi (zapewniać produkcję poszukiwanych na rynku produktów drzewnych).

W polskim leśnictwie celem gospodarowania jest las wielofunkcyjny [Bernadzki i Smykała 1998]. Cel ten osiąga się poprzez zapewnienie zgodności fitocenozy leśnej z biotopem, a więc dostosowanie składu gatunkowego drzewostanu do siedliska. Wzorcem są naturalne zbiorowiska leśne, które wskazują zestaw gatunków lasotwórczych możliwych do wykorzystania w danych warunkach klimatyczno-glebowych. W uzasadnionych przypadkach, np. w obliczu prognozowanych zmian klimatu, oddziaływania przemysłu, utraty gatunku drzewa na skutek jego zamierania, w wielu krajach dopuszcza się poszerzenie tego zestawu o inne krajowe, a nawet obce gatunki drzew, pochodzące spoza danego obszaru [Bolte i in. 2009].

Aby odpowiedzieć na postawione we wstępie pytanie, czy prawidłowo zostały określone typy drzewostanów na siedliskach BMśw i LMśw, w kontekście udziału i roli dębu, należy przeanalizować warunki glebowe oraz możliwości wzrostowe i produkcyjne obu gatunków dębu w tych warunkach.

8.3. Warunki glebowe BMśw i LMśw

Zgodnie z *Siedliskowymi podstawami hodowli lasu* [SPHL 2004] **bory mieszane świeże** są wyróżniane najczęściej na glebach rdzawych bielicowych i rdzawych właściwych, rzadziej na glebach bielicowych. Są to gleby wytworzone głównie z piasków wodnolodowcowych i piasków rzecznych o uziarnieniu piasków luźnych lub piasków słabo gliniastych. Siedliskowy indeks glebowy (SIG), charakteryzujący kompleksowo trofizm gleby, wynosi od 14 do 23 [Brożek i in. 2011]. Siedliska te odznaczają się gospodarką wodną przemywną typową. Podstawowe źródło wilgoci w glebie zapewnia woda opadowa, a wpływ wody gruntowej zaznacza się tu bardzo słabo. Gleby BMśw odznaczają się stosunkowo małą pojemnością wodną i małym zapasem użytecznym wody, co wynika z ich małej pojemności kapilarnej [Bednarek i in. 2004]. Niska zasobność i skłonność do szybkiego przesychania sprawia, że nie tworzą one korzystnych warunków do wzrostu obu gatunków dębu. W zespołach naturalnych na tym siedlisku (uboższe warianty *Querco-Pinetum typicum*) dęby

stanowią domieszkę w drzewostanie o niskiej bonitacji (III–IV.5), występując na ogół tylko w drugim piętrze. Większy udział dębu obserwuje się w zachodniej części kraju, co jest związane z poprawą warunków klimatycznych i rosnącą obecnością dębu bezszypułkowego [Boratyński i in. 2006].

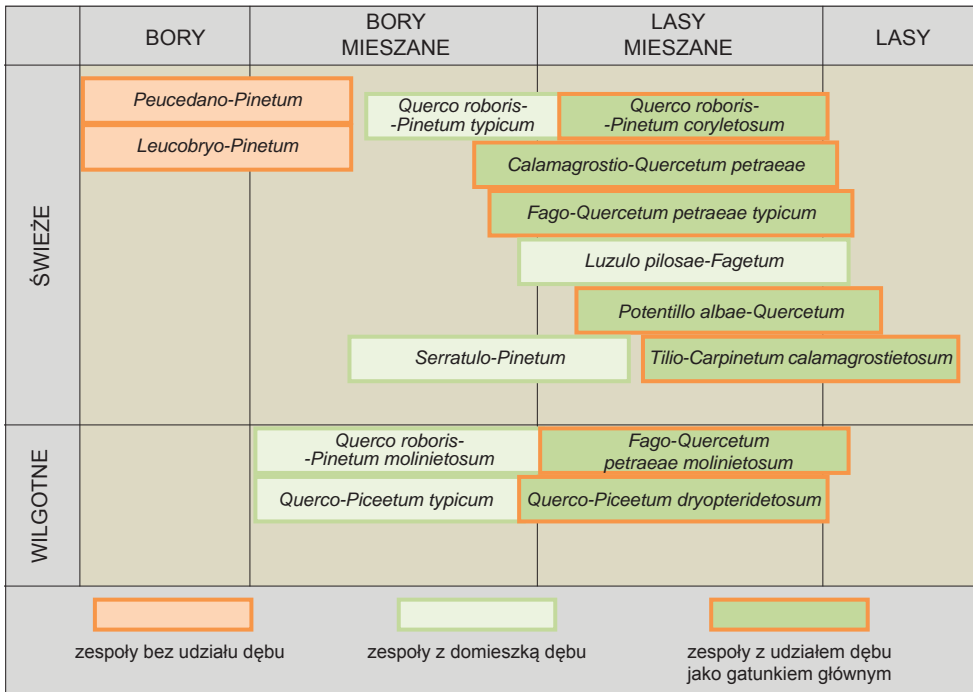
Lasy mieszane świeże charakteryzują się najczęściej glebami rdzawymi właściwymi i rdzawymi brunatnymi, wytworzonymi zwykle z piasków wodnolodowcowych, a tylko sporadycznie z piasków rzecznych tarasów plejstocenijskich. Dość częste są także gleby płowe bielcowe i brunatne bielcowe, wytworzone z piasków i glin lodowcowych, rzadziej natomiast występują gleby brunatne kwaśne i brunatne bielcowe odmian opadowo-glejowych, związane z wariantem silnie świeżym [SPHL 2004]. Wartość SIG tych gleb waha się w zakresie od 24 do 33 [Brożek i in. 2011]. W porównaniu z glebami BMśw zawierają więcej frakcji pylastych i ilastych. Są to głównie piaski słabogliniaste i piaski gliniaste całkowite lub zalegające na piaskach luźnych, niekiedy także płytkie gliny piaszczyste na piaskach gliniastych lub piaskach luźnych. Gospodarka wodna przemysłowa typowa, a w wariantcie silnie świeżym może zaznaczać się słaby wpływ gospodarki gruntowej podsiąkowej. Pojemność wodna i zapas użyteczny wody są tu większe niż w glebach BMśw, co wynika z bardziej zróżnicowanego uziarnienia i większej pojemności kapilarnej.

Gleby LMśw stwarzają dość dobre warunki wzrostu dla dębu bezszypułkowego i nieco słabsze dla dębu szypułkowego. Oba gatunki, stosownie do żyzności gleby i regionu kraju, mogą na tym siedlisku tworzyć drzewostany mieszane (najczęściej z sosną) lub drzewostany lite. Dąb bezszypułkowy uzyskuje tu najczęściej bonitację klasy II–III [Lasota 2013].

8.4. Naturalne zespoły leśne w BMśw i LMśw

Według Sokołowskiego i in. [1997] w obrębie BMśw mogą występować cztery jednostki fitosocjologiczne, z których dwie są żyźniejszymi wariantami borów sosnowych świeżych: suboceanicznego (*Leucobryo-Pinetum* wariant z *Oxalis acetosella*) i subkontynentalnego (*Peucedano-Pinetum* wariant z *Oxalis acetosella*), a dwie pozostałe reprezentują subborealny bór mieszany (*Serratulo-Pinetum*) i trzcinnikowo-sosnowy bór mieszany (*Calamagrostio-Pinetum*). W zbiorowiskach tych dęby (głównie dąb szypułkowy) występują jako nieznaczna domieszka. Sikorska i Lasota [2007] oraz Lasota [2013] do BMśw włączają również subkontynentalny bór mieszany w podzespole typowym (*Quercus roboris-Pinetum typicum*), którego zasięg siedliskowy obejmuje także LMśw (ryc. 8.1).

W zakres LMśw Sokołowski i in. [1997] włączają kontynentalny bór mieszany (podzespół typowy i leszczynowy), subborealny las mieszany *Corylo-Piceetum* oraz grupę ubogich lasów liściastych, w tym acydofilny las dębowy *Calamagrostio-Quer-*



Ryc. 8.1. Schemat powiązań zbiorowisk leśnych z udziałem dębu z siedliskami borów mieszanych i lasów mieszanych

Fig. 8.1. Diagram of the relationship between forest communities with oak and mixed coniferous and broad-leaved forest sites

Źródło / Source: Sokołowski i in. 1997, Sikorska i Lasota 2007, Lasota 2013

etum petraeae, świetlistą dąbrowę *Potentillo albae-Quercetum*, kwaśną buczynę niżową *Luzulo pilosae-Fagetum* i pomorski las bukowo-dębowy *Fago-Quercetum petraeae typicum*. Według Sikorskiej i Lasoty [2007] oraz Lasoty [2013] w LMśw występują także grądy wysokie *Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*. W większości tych zespołów oba gatunki dębów stanowią znaczącą domieszkę lub są gatunkiem głównym w drzewostanie.

Według *Klasyfikacji gleb leśnych* [2000] zbiorowiska subkontynentalnego i sub-borealnego boru mieszanego oraz acydofilnego lasu dębowego i pomorskiego lasu bukowo-dębowego są w całości powiązane z siedliskiem BMśw. Ujęcie takie pozostaje w dużej sprzeczności z wynikami najnowszych badań gleboznawczo-siedliskowych [Lasota 2013, Lasota i in. 2011] oraz opracowaniem specjalistów z zakresu fitosocjologii i typologii leśnej [Sokołowski i in. 1997].

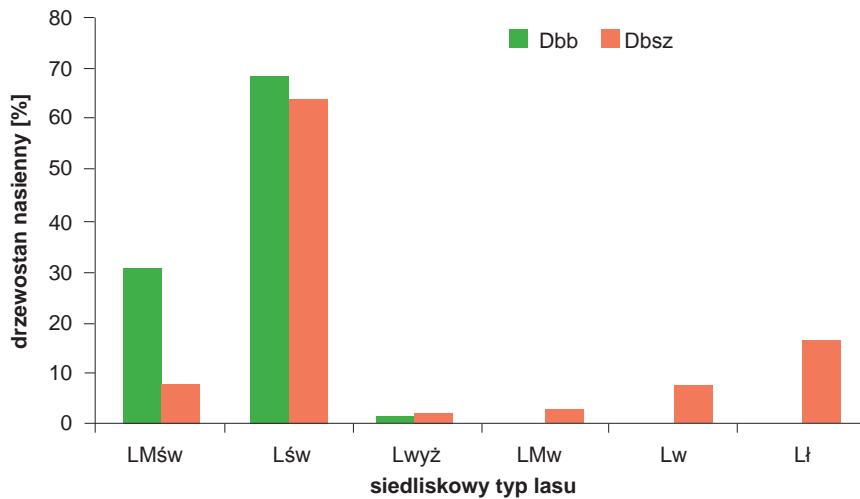
Z badań Lasoty i in. [2011] wynika, że zespoły borów mieszanych charakteryzuje bardzo duże zróżnicowanie warunków glebowych. Siedliskowy indeks troficzny gleb zespołów *Quercus roboris-Pinetum typicum* i *Serratulo-Pinetum* przyjmuje wartości

odpowiednio od 7 do 32 i od 11 do 31, które odpowiadają trzem troficznym odmianom gleb, tj. dystroficznym, oligotroficznym i mezotroficznym [Brożek i in. 2011, *Instrukcja urządzania lasu 2012*]. Możliwości wzrostowe i rola hodowlana dębu w tych warunkach są zatem bardzo zróżnicowane: od występowania w warstwie podokapowej drzewostanu poprzez domieszkę niskiej bonitacji (klasa III–IV) do gatunku głównego II klasy bonitacji w górnej warstwie drzewostanu. Warto podkreślić, że w centralnej i zachodniej części kraju na siedlisku LMśw o glebie rdzawej brunatnej, powstałej z piasków zwałowych lub piasków wodnolodowcowych krótkiego transportu, dąb bezszypułkowy jest gatunkiem w pełni przystosowanym do pełnienia roli gatunku głównego w drzewostanie. Potwierdzają to także badania Rutkowskiego i Maciejewskiej-Rutkowskiej [2007] prowadzone w Nadleśnictwie Doświadczalnym Zielonka (Kraina III Wielkopolsko-Pomorska), w których wykazano, że w takich warunkach glebowych dąb bezszypułkowy z dębem szypułkowym tworzy zbiorowiska acydofilnego lasu dębowego (*Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae*), grądu środkowoeuropejskiego (*Galio sylvatici-Carpinetum betuli*) i kwaśnej dąbrowy pomorskiej (*Fago-Quercetum*). Wyniki te stanowią zachętę do zwiększania udziału dębu na siedliskach mezotroficznych.

8.5. Wymagania siedliskowe, bonitacja i rola hodowlana dębu w BMśw i LMśw

Amplituda ekologiczna obu gatunków dębu w warunkach zachodniej Europy [Timbal i Aussenac 1996] obejmuje bardzo szerokie spektrum troficzne i wilgotnościowe gleb: od bardzo kwaśnych oligotroficznych do eutroficznych o odczynie obojętnym i zasadowym oraz od bardzo suchych (dąb bezszypułkowy) i suchych (dąb szypułkowy) do umiarkowanie wilgotnych (dąb bezszypułkowy) i silnie wilgotnych, w tym podlegających krótkotrwałym zalewom powierzchniowym (dąb szypułkowy). Dąb szypułkowy unika zatem gleb najbardziej suchych, a dąb bezszypułkowy gleb silnie wilgotnych i zalewowych. Cytowani autorzy wskazują, że optimum wilgotnościowe obu dębów jest przesunięte względem siebie: dębowi szypułkowemu najbardziej odpowiadają gleby świeże i wilgotne, a dębowi bezszypułkowemu tylko gleby świeże. Pod względem odczynu optimum dębu szypułkowego obejmuje gleby od kwaśnych do obojętnych, a dębu bezszypułkowego od gleb kwaśnych do słabo kwaśnych na przejściu do obojętnych.

Na obszarze Polski, zwłaszcza w regionach północno-wschodnich, o dużym wpływie klimatu kontynentalno-borealnego, oba dęby mają zwiększone wymagania względem wilgotności i żyzności gleby, czego przejawem jest ich brak w zespołach o charakterze subborealnym na siedliskach ubogich i średnio żyznych [Sokołowski 1980]. Według Zaręby [1988] dąb bezszypułkowy w Polsce występuje prawie wy-



Ryc. 8.2. Struktura siedliskowa wyłączonych drzewostanów nasiennych dębu bezszypułkowego (Dbb) i dębu szypułkowego (Dbsz)

Fig. 8.2. Forest site structure of separated oak seed stands (Dbb: sessile oak; Dbsz: pedunculate oak)

łącznie na siedliskach świeżych (BMśw, LMśw i Lśw), podczas gdy na wilgotnych spotykany jest tylko w wariacie umiarkowanym, na przejściu między siedliskami świeżymi. Dąb szypułkowy z kolei występuje od siedlisk świeżych poprzez cały zakres siedlisk wilgotnych aż do ich strefy przejściowej z siedliskami bagiennymi. Na siedliskach świeżych zasiedla głównie Lśw, w mniejszym stopniu LMśw i tylko marginalnie BMśw. Na siedliskach wilgotnych występuje od BMW do Lw i Lł.

Wydaje się, że optimum siedliskowe obu gatunków dębu można wyznaczyć na podstawie zasięgu siedliskowego wyłączonych drzewostanów nasiennych (WDN). Są to drzewostany odznaczające się dobrym wzrostem i bardzo wysoką jakością. Strukturę siedlisk WDN dębu szypułkowego i dębu bezszypułkowego określono na podstawie rejestru drzewostanów nasiennych, zamieszczonego w internetowej bazie danych SEMEN Biura Nasiennictwa Leśnego. Drugim kryterium określenia optimum siedliskowego jest wskazanie siedlisk, w których dąb osiąga co najmniej II klasę bonitacji.

Drzewostany WDN dębu bezszypułkowego występują prawie wyłącznie na siedliskach Lśw i LMśw, przy zdecydowanej przewadze Lśw (ryc. 8.2).

Drzewostany dębu szypułkowego poza siedliskami świeżymi (Lśw, LMśw, Lwyż), występują także na siedliskach wilgotnych (Lw, LMw) i łągowych (Lł). Większość z nich (64%) jest powiązana z Lśw, a w dalszej kolejności z Lł (16%), LMśw (8%), i Lw (7%). Warto zauważyć, że WDN dębu szypułkowego są stosunkowo licznie reprezentowane na siedliskach wilgotnych i łągowych, zwłaszcza że ogólny udział żyznych siedlisk wilgotnych (LMw, Lwb, Lw, Lł) w strukturze siedlisk naszych lasów

Tabela 8.2. Bonitacja drzewostanów dębowych w typach siedliskowych lasu
Table 8.2. Site index of oak stands according to forest site types

Gatunek	Siedliskowy typ lasu	Klasa bonitacji	Źródło
Dąb szypułkowy	Lśw Lśw Lśw Lw Lw Lw Lł	od II do powyżej I powyżej I I.1 I.4; I.3 II.8; II.3 II.1 I.6–I.2	Dudzińska i Bruchwald [2008] Krystkiewicz [1998] Girzda [1983] Andrzejczyk [2007] Krystkiewicz [1998] Girzda [1983] Dudzińska i Bruchwald [2008]
Dąb bezszypułkowy	BMśw LMśw LMśw Lśw	IV.5–III.5 III.5–II III I.6–I.0	Lasota [2013] Lasota [2013] Miś [1982] Andrzejczyk [2007]

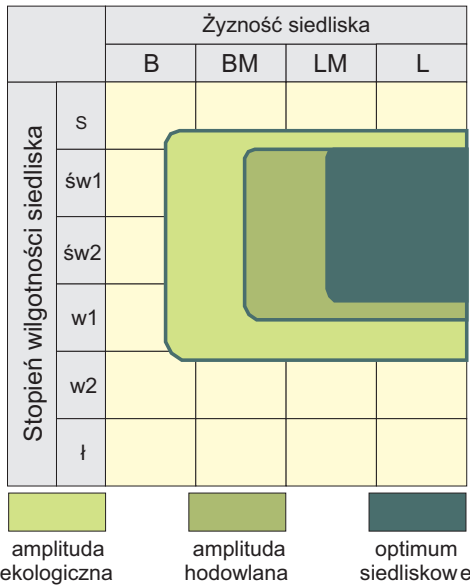
Źródło / Source: badania własne

wynosi tylko 6,1% [*Lasy Państwowe w liczbach* 2009]. Podobne wyniki struktury siedliskowej drzewostanów dębowych, będących źródłem nasion, uzyskali Szczurek i Barzdajn [1997].

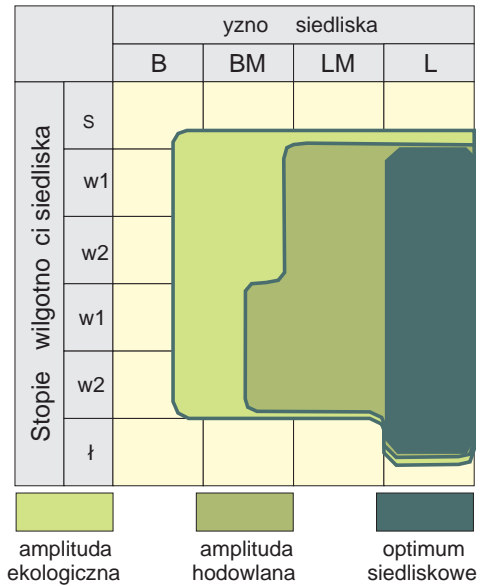
Dane dotyczące bonitacji dębu w typach siedliskowych lasu zaczerpnięto z literatury (tab. 8.2). Najwyższą bonitację (klasa I i powyżej) uzyskuje dąb szypułkowy na siedliskach Lśw, Lł, a nieco niższą (klasa II) na siedliskach Lw i LMśw. Podobnie dąb bezszypułkowy największą bonitację osiąga w Lśw.

Amplitudę ekologiczną względem żyzności i wilgotności siedliska oraz zakres optimum siedliskowego obu gatunków dębu w warunkach naszego kraju przedstawiono na tle siatki typologicznej na rycinach 8.3 i 8.4. Wskazano tam również amplitudę hodowlaną obu gatunków dębu, tj. zakres siedlisk, w których mogą pełnić rolę gatunków głównych w drzewostanie, o udziale co najmniej 30% i osiągać bonitację co najmniej III klasy. Amplitudę ekologiczną przyjęto na podstawie zasięgu siedliskowego poszczególnych zespołów leśnych z udziałem dębów oraz na podstawie informacji o ich wymaganiach troficznych i wilgotnościowych.

Dąb bezszypułkowy optymalne warunki wzrostu i rozwoju uzyskuje na siedlisku Lśw (I klasa bonitacji) oraz na żyzniejszych wariantach glebowych LMśw (gleby rdzawe brunatne i brunatne kwaśne; II klasa bonitacji). Do siedlisk suboptymalnych należą uboższe warianty LMśw o glebie rdzawej właściwej wytworzonej z piasków wodnolodowcowych. W warunkach tych dąb bezszypułkowy uzyskuje bonitację około III klasy [Lasota 2013]. Na siedliskach BMśw gatunek ten tworzy najczęściej domieszkę w drzewostanach sosnowych, osiągając niską bonitację (klasa IV). Także na umiarkowanie wilgotnych siedliskach lasu mieszanego i lasu może on występować, lecz w większym stopniu potencjał tych siedlisk wykorzystuje dąb szypułkowy.



Ryc. 8.3. Amplituda ekologiczna, optimum siedliskowe i amplituda hodowlana dębu bezszypułkowego
Fig. 8.3. Ecological amplitude, optimum site and silvicultural amplitude of sessile oak stands



Ryc. 8.4. Amplituda ekologiczna, optimum siedliskowe i amplituda hodowlana dębu szypułkowego
Fig. 8.4. Ecological amplitude, optimum site and silvicultural amplitude of pedunculate oak stands

Dąb szypułkowy optymalne warunki do wzrostu i rozwoju ma na siedliskach Lśw, Lw i Ł (I klasa bonitacji) oraz w żyzniejszych wariantach LMśw (zwłaszcza silnie świeżych) i LMw. Na siedliskach optymalnych dąb szypułkowy powinien być gatunkiem głównym panującym. Do siedlisk suboptymalnych należą uboższe warianty LMśw, LMw oraz najżyźniejsze warianty BMw. Na siedliskach tych udział dębu szypułkowego nie powinien przekraczać 20–30%.

8.6. Udział dębu w składzie drzewostanu na siedliskach BMśw i LMśw

Na siedlisku BMśw oba dęby powinny pełnić rolę gatunku domieszkowego o znaczeniu biocenotycznym i pielęgnacyjnym, o udziale do 10%, przy grupowej formie zmieszania. Traktowanie dębu jako gatunku głównego na tym siedlisku nie znajduje uzasadnienia ze względu na niską produktywność. Jednocześnie należy mocno podkreślić, że siedliska BMśw tworzą optymalne warunki dla drzewostanów sosnowych, które uzyskują tu zarówno bardzo wysoką bonitację (I i Ia), jak i jakość.

Tabela 8.3. Udział dębu (%) w składzie gatunkowym drzewostanu na siedlisku LMśw**Table 8.3.** Share of oak (%) in forest stand species composition on LMśw (fresh mixed broadleaved) site type

Gatunek	Kraina	Suma opadów rocznych w regionie [mm]	Udział dębu [%] w LMśw	
			wariant uboższy	wariant żyzniejszy
Dąb bezszypułkowy	I, III, IV*, V, VI	< 550	20–30	30–40
		> 550	30–50	40–70
Dąb szypułkowy	I, II, III, IV, V, VI	> 550	30–40	40–60

* Część zachodnia i centralna krainy.

Źródło / Source: badania własne

Hodowla dębu w tych warunkach prowadzi zatem do znacznego obniżenia wartości drzewostanu.

Na siedlisku LMśw oba gatunki dębów mogą pełnić rolę gatunku głównego. Dotyczy to zwłaszcza dębu bezszypułkowego, o mniejszych wymaganiach troficznych. Dobór gatunku dębu i jego udział w drzewostanie powinien zależeć od regionu kraju (warunków klimatycznych) oraz rodzaju glebowego siedliska (tab. 8.3).

Dąb bezszypułkowy nie powinien być uprawiany w krainie II i wschodniej części krainy IV ze względu na ostry klimat. W regionach o niekorzystnych warunkach pluwialnych (roczna suma opadów poniżej 550 mm) jego udział nie powinien przekraczać 40%, gdyż odznacza się tam stosunkowo niską bonitacją [Lasota 2013]. Wariant uboższy LMśw tworzą najczęściej gleby rdzawe właściwe i rdzawe bielico-we, wytworzone z piasków wodnolodowcowych lub luźnych piasków lodowcowych. Wariant bogatszy LMśw tworzą przede wszystkim gleby rdzawe brunatne i brunatne kwaśne, wytworzone z utworów lodowcowych.

8.7. Rębnie w warunkach BMśw i LMśw

Na siedliskach BMśw i LMśw w większości przypadków dąb odnawiany jest sztucznie poprzez sadzenie. W drzewostanach ze znaczącym udziałem dębu (LMśw) może być on także odnawiany naturalnie przy zastosowaniu rębni częściowej.

Ze względu na dużą podatność na szkody od przymrozków późnych zaleca się odnawianie dębu na gniazdach. Powierzchnia gniazd stosowanych w rębni IIIa w ciągu ostatnich 20–30 lat ulegała zwiększaniu. Najnowsze *Zasady hodowli lasu* [2012] dopuszczają powierzchnię gniazd nawet do 50 a. Takie podejście jest korzystne, gdyż pozwala osiągnąć planowany udział dębu w składzie nowego drzewostanu (30–35%) i zmniejsza względną powierzchnię strefy gniazda objętej konkurencją korzeniową ze strony drzewostanu rębego [Bolibok i Auchimik 2010, Andrzejczyk i in. 2014a]. Jednocześnie powiększenie wielkości gniazd do ok. 25–30 a (większych

gniazd nie analizowano) nie powoduje pogorszenia wzrostu i jakości dębu [Bolibok i Szeligowski 2011].

Przy udziale dębu 40–60% najczęściej stosuje się rębnię gniazdową częściową (IIIb), polegającą na wykonaniu cięć rębnych i odnowienia w trzech etapach: 1) wycinanie gniazd na powierzchni ok. 30% i odnawianiu dębu na gniazdach, 2) poszerzanie lub łączenie gniazd (30% powierzchni) i dalsze odnawianie dębu, 3) cięcie uprzątające na pozostałej powierzchni (ok. 30–40%) i odnowienie sosną. Przyjęty cel hodowlany można z powodzeniem uzyskać, stosując rębnię zupełną gniazdową (IIIa). Część dębu (30%) zostanie odnowiona na gniazdach, a pozostała część (10–30%) w drugim etapie, na powierzchni międzygniazdowej, leżącej w strefie osłony bocznej drzewostanu rębego, położonego od strony zachodniej lub południowo-zachodniej. Takie rozwiązanie jest prostsze, operuje krótszym okresem odnowienia i zapewnia porównywalny, a nawet lepszy efekt hodowlany [Andrzejczyk i in. 2014b].

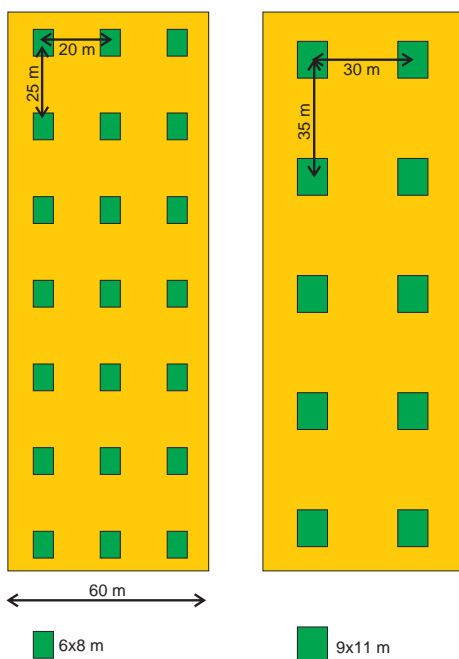
Wydaje się także, że oprócz rębni IIIa należałoby w większym stopniu stosować rębnię zupełną pasową o szerokości pasa manipulacyjnego 40–50 m, gdzie udział powierzchni leżącej w strefie osłony bocznej drzewostanu jest znaczący. Dąb jako gatunek światłożądny jest przystosowany od najmłodszych lat do wzrostu na powierzchni otwartej, a uszkodzenia przymrozkowe należałoby traktować jako „chorobę wieku dziecięcego”. Dojrzałe i średniowiekowe drzewostany dębowe w Polsce, w tym o najwyższej jakości hodowlanej, powstawały niemal zawsze na otwartej powierzchni. Także współczesne, w pełni udane, dębowe zalesienia gruntów porolnych w wielu regionach kraju (np. nadleśnictwa Krynki i Wipsowo) świadczą o możliwości skutecznego odnawiania dębu na otwartej powierzchni [Andrzejczyk 2008, Andrzejczyk i Głodowski 2010]. Z rębni zupełnej należałoby oczywiście zrezygnować w regionach o dużej częstotliwości i nasileniu przymrozków, głównie w północnej Polsce [Koźmiński i Michalska 2001] oraz w położeniach wybitnie zmrozowiskowych.

8.8. Sposoby zakładania upraw z udziałem dębu

8.8.1. Bór mieszany świeży

Na siedlisku BMśw dąb, głównie bezszypułkowy, powinien stanowić domieszkę pielęgnacyjno-biocenotyczną o udziale ok. 10%. Można ją uzyskać, stosując następujące sposoby odnowienia i formy mieszania:

- sadząc dąb w formie grupowej (np. po 40 drzew na powierzchni ok. 40–50 m²) o równomiernym rozmieszczeniu na uprawie (np. w więźbie 20 × 25 m; 20 grup na 1 ha) lub drobnokępowej (o powierzchni 1a; 10 kęp na 1 ha) (ryc. 8.5);



Ryc. 8.5. Schematy grupowego rozmieszczenia dębu w uprawie sosnowej na siedlisku BMśw

Fig. 8.5. Schemes of oak distribution in pine plantation on BMśw (fresh mixed coniferous) site type

- odnawiając dąb siewem metodą Sobańskiego [Niemiec i Sobański 2007, 2009];
- wykorzystując odrośla dębu, powstałe po wycięciu podszytów w drzewostanach sosnowych (w dojrzałych drzewostanach sosnowych bardzo często występuje dąb w warstwie podszytu, wprowadzony sztucznie lub naturalnie w wyniku zoochorii; dęby te są raczej młode, ok. 20–30 lat, charakteryzujące się dużą siłą odroślową). Odrośla należy oszczędzać i na etapie czyszczeń wczesnych dokonać ich redukcji, pozostawiając jeden dobrze ukształtowany pęd wyrastający ze ściętego pnia. Dęby odroślowe dzięki dużej dynamice przyrostu nie zostaną zdominowane przez sosny, a jednocześnie rosnąc w ich otoczeniu (zwarciu), uzyskają dobrą jakość techniczną.

8.8.2. Las mieszany świeży

Na siedlisku LMśw dąb może być odnawiany tradycyjnie w formie wielkokępowej lub płatowej (na gniazdach lub na otwartej powierzchni), a także metodami niestandardowymi [Andrzejczyk 2009, 2011].

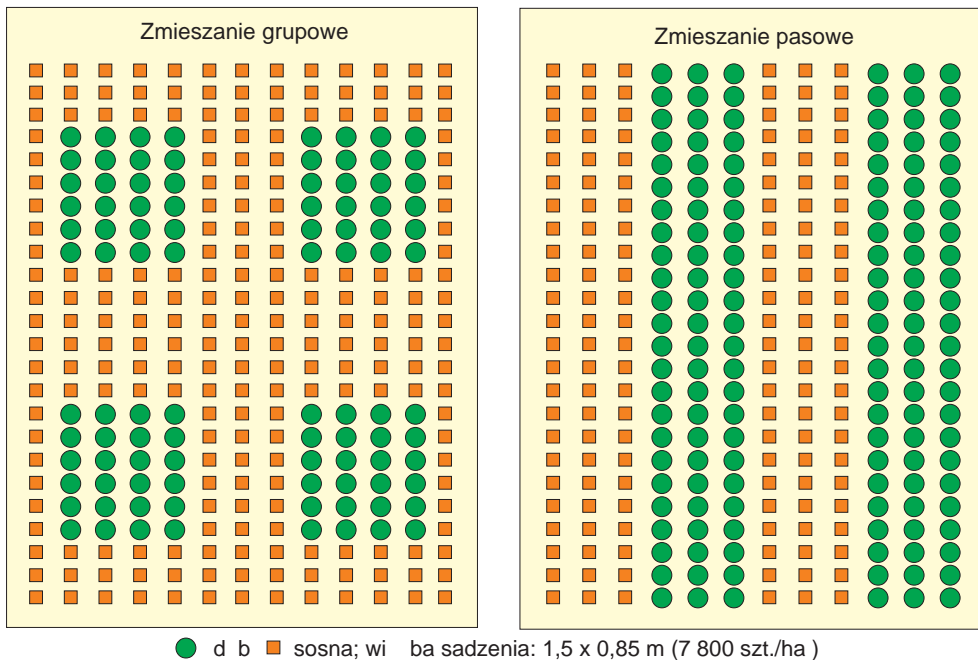
Standardowym sposobem zakładania upraw dębowych jest sadzenie dębu w gęstej więźbie 1,5 × 0,85–1,1 m (6000–8000 sadzonek na 1 ha), przy użyciu sadzonek 2/0 lub starszych (3/0, 1/2). Najczęściej dąb jest wprowadzany w formie wielkokępowej na gniazdach.

W dalszej części zostanie przedstawionych kilka przykładowych rozwiązań alternatywnych, które pozwalają na uzyskiwanie drzewostanów mieszanych dębowo-sosnowych o grupowej, pasowej lub równomiernej (jednostkowej) formie zmieszania gatunków. Wśród nich są także metody wykorzystujące automatyzm biologiczny, który polega na włączeniu samosiewnego odnowienia gatunków na powierzchni między dębami.

Metoda grupowa polega na sztucznym odnowieniu sosny i dębu na otwartej powierzchni. Dąb jest sadzony w grupach liczących 20–24 drzewa (np. 4 rzędy po

6 sadzonek), rozmieszczonych w regularnej więźbie 10 × 10 m lub 9 × 10 m (100–110 grup na 1 ha). Pomiedzy grupami dębu wysadza się sosnę jako tło uprawy (ryc. 8.6). Udział dębu wynosi 30%, a sosny 70%. Metodę grupową można zalecić na żyzniejszym wariantcie LMśw, gdzie sosna i dąb pełnią rolę gatunków głównych i gdzie jest możliwa produkcja grubego drewna dębowego. Przyjmuje się założenie, że gatunki te będą użytkowane w różnym wieku: sosna – ok. 100 lat, a dąb 150–160 lat. Pielęgnacja będzie ukierunkowana na popieranie dębu. Z każdej grupy dębów na etapie trzebieży zostanie wyselekcjonowane jedno drzewo dorodne. Łącznie na hektarze zostanie wybranych 100–110 dorodnych dębów, równomiernie rozmieszczonych na powierzchni. Użytkowanie finalne sosny powinno być zrealizowane w ramach dodatkowych trzebieży późnych (w wieku 90–110 lat). Po tym okresie do dalszej hodowli w drzewostanie pozostaje dąb (drzewa dorodne i obojętne) oraz gatunki tworzące dolne piętro, które odnowią się samorzutnie.

W **metodzie pasowej** dąb i sosna wysadzone są na przemian po 3 rzędy (ryc. 8.6). Skład gatunkowy uprawy 50So 50Db. Docelowo powstanie drzewostan o równomiernym zmieszaniu gatunków. Podobnie jak w przypadku metody grupowej istnieje możliwość wcześniejszego użytkowania sosny i pozostawienia dębu do dalszej hodowli. Zmieszanie dębu w formie trzech rzędów pozwoli na obniżenie



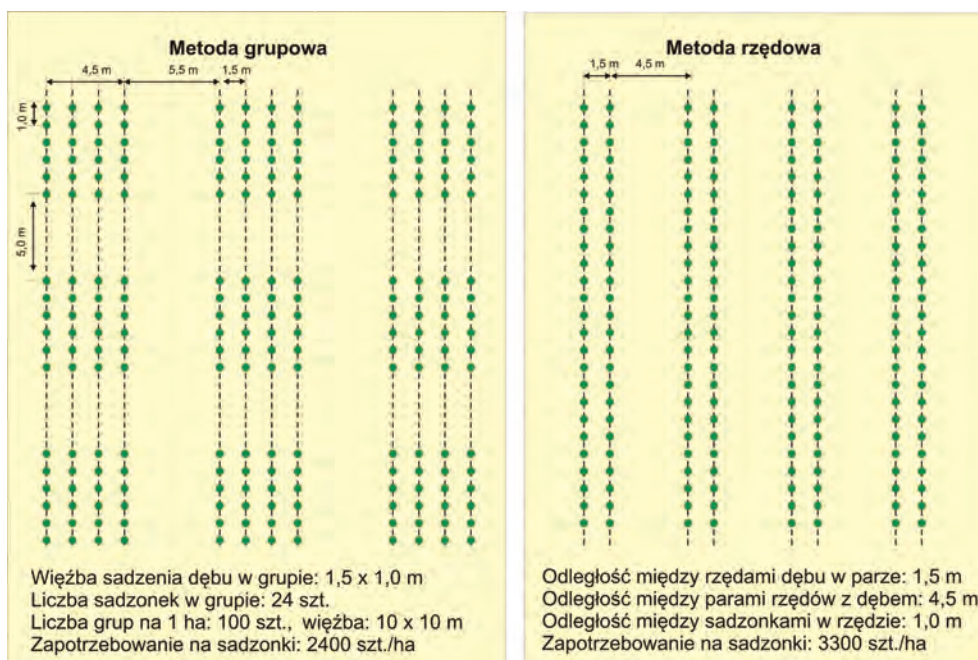
Ryc. 8.6. Grupowe i pasowe zmieszanie dębu w uprawach sosnowych na siedlisku LMśw
Fig. 8.6. Schemes of oak mixing in pine plantation on LMśw (fresh mixed broadleaved) site type

konkurencji sosny w stosunku do dębu rosnącego w środkowym rzędzie, z którego głównie wywodzą się będą drzewa docelowe. Odległości między rzędami środkowymi dębu, wynoszące 9 m, w pełni odpowiadają optymalnej odległości między drzewami dorodnymi w dojrzałym drzewostanie dębowym [Andrzejczyk 2009].

W uboższych wariantach siedliska LMśw, gdzie można liczyć na skuteczne odnowienie naturalne sosny, do wykorzystania są dwie metody oparte na racjonalizacji biologicznej (RB).

Metoda rzędowa RB (korytarzowa) polega na sadzeniu dębu w rzędach odległych od siebie o 4–5 m, przy typowej odległości między sadzonkami w rzędzie (0,8–1,1 m). Oczekuje się, że na pasach pomiędzy rzędami dębu w sposób naturalny odnowią się różne gatunki drzew i krzewów, które są traktowane jako element czasowy (np. brzoza, osika, wierzby) lub trwałe (sosna). Wariantem gwarantującym większą udatność i możliwość selekcji jest sadzenie dębu w podwójnych rzędach, pozostających w typowych odległościach od siebie (1,4–1,5 m), pomiędzy którymi pozostawia się pas powierzchni bez obsadzania o szerokości 4,5 m (ryc. 8.7).

Metoda grupowa RB polega na sadzeniu dębu w 100–110 grupach na 1 ha, analogicznie jak zostało to wcześniej opisane (ryc. 8.7). Odnacza się tym, że po-



Ryc. 8.7. Schemat rozmieszczenia dębu na uprawach zakładanych niepełną powierzchnią metodą grupową i metodą rzędową

Fig. 8.7. Schemes of group (left) and row (right) method of planting oak but with natural regeneration in the remaining area

wierzchnię między grupami pozostawia się do obsiewu naturalnego. Nawiązuje to do metody opracowanej w Niemczech przez Gockela i Rocka [2003].

Wybór metody odnowienia (sztuczne czy łączone), mającej na celu uzyskanie drzewostanu sosnowo-dębowego o równomiernym zmieszaniu gatunków, zależy przede wszystkim od lokalnych warunków siedliskowych i możliwości naturalnego odnowienia sosny. Rozwiązania oparte na racjonalizacji biologicznej są możliwe do zastosowania na powierzchniach wolnych od uporczywych chwastów, takich jak trzcinnik leśny, malina i jeżyna. Natomiast tam, gdzie presja roślinności runa jest duża i powierzchnia szybko się zadarnia, należy preferować sztuczne odnowienie obu gatunków.

8.9. Podsumowanie i wnioski

Analiza wymagań siedliskowych dębu szypułkowego i bezszypułkowego oraz występowania zespołów leśnych z udziałem tych gatunków w siedliskowych typach lasu wskazuje na potrzebę weryfikacji dotychczasowych typów drzewostanów na siedlisku BMśw. W warunkach tych dąb, głównie bezszypułkowy, powinien pełnić rolę biocenotyczno-pielęgnacyjnej domieszki, o udziale do 10%.

Na siedlisku LMśw udział dębu generalnie nie wymaga większej korekty w stosunku do propozycji zawartych w *Zasadach hodowli lasu* (2012). Niekiedy nawet może ulec podwyższeniu, zwłaszcza w regionach o wysokich opadach atmosferycznych. We wschodnich częściach kraju, ze względu na wpływ klimatu kontynentalnego, należy preferować dąb szypułkowy, a w centralnych i zachodnich przede wszystkim dąb bezszypułkowy.

Stosowanie trzyetapowych cięć w ramach rębni gniazdowej częściowej (IIIb) w przebudowywanych drzewostanach sosnowych nie znajduje hodowlano-ekologicznego uzasadnienia. Zakładany udział dębu (40–60%) z powodzeniem można uzyskać, stosując rębnię IIIa i odnawiając dąb na gniazdach (w pierwszym etapie) i na powierzchni otwartej, leżącej w strefie osłony bocznej drzewostanu (w drugim etapie). Wskazane byłoby wówczas zmniejszenie powierzchni i szerokości strefy manipulacyjnej, odpowiednio do 5 ha i do 80 m.

W procesie przebudowy litych drzewostanów sosnowych na mieszane z udziałem dębu należy w większym stopniu wykorzystywać rębnię zupełną pasową (Ib), która pozwala na stosowanie alternatywnych metod zakładania upraw dębowych, m.in. z wykorzystaniem bocznego obsiewu sosny. Powierzchnia otwarta nie jest czynnikiem ograniczającym uzyskanie dobrej jakości upraw i młodników dębowych.

Należy dążyć do większego wzbogacenia typów strukturalnych drzewostanów mieszanych dębowo-sosnowych na siedlisku LMśw poprzez stosowanie grupowej lub rzędowej (pasowej) formy zmieszania dębu. Pozwoli to na kształtowanie drze-

wostanów nawiązujących do naturalnych zbiorowisk, w których oba gatunki (dąb i sosna) występują w równomiernym zmieszaniu i zagęszczeniu na powierzchni. Obecne standardowe rozwiązanie, polegające na odnowieniu dębu w formie wielokokępowej, prowadzi do zaniku drzewostanów dębowo-sosnowych o zmieszaniu jednostkowym.

Czynnikiem bardzo ograniczającym efekty hodowli dębu na obszarze całego kraju są bardzo duże szkody powodowane przez zwierzynę płową, głównie jelenia i łosia, których populacje w ostatnich latach gwałtownie wzrastają.

Literatura

- Andrzejczyk T., 2007, *Zakładanie drzewostanów dębowych z udziałem gatunków pielęgnacyjnych – zapomniane rozwiązania*, w: Rutkowski P. (red.) *Hodowla dębów w Polsce – wybrane zagadnienia*, Idee Ekologiczne, t. 16, Sorus, Poznań, s. 43–64.
- Andrzejczyk T., 2008, *Wpływ brzozy brodawkowatej (Betula pendula L.) na wzrost i pokrój dębu szypułkowego (Quercus robur L.) w uprawach na przykładzie Nadleśnictwa Krynki*, „Leśne Prace Badawcze”, Vol. 69 (3), s. 203–209.
- Andrzejczyk T., 2009, *Dąb szypułkowy i bezszypułkowy. Hodowla*, Powszechnie Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Andrzejczyk T., 2011, *Biologiczna racjonalizacja w hodowli dębu*, w: Paluch R. (red.) *Półnaturalna hodowla lasu – przeszłość, teraźniejszość i przyszłość*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 103–118.
- Andrzejczyk T., Głodowski Z., 2010, *Wpływ gatunków domieszkowych na wzrost i pokrój dębu szypułkowego w uprawie założonej metodą Szymańskiego*, „Leśne Prace Badawcze”, Vol. 71 (4), s. 321–330.
- Andrzejczyk T., Bolibok L., Buraczyk W., Drozdowski S., Szeligowski H., 2014a, *Wpływ warunków siedliskowych na zróżnicowanie wysokości dębu na gniazdach*, „Sylwan”, nr 158 (6), s. 404–413.
- Andrzejczyk T., Dzwonkowski M., Pawłowski M., Działak R., 2014b, *Wpływ osłony bocznej drzewostanu na wzrost dębu bezszypułkowego (Quercus petraea) i grabu pospolitego (Carpinus betulus) w fazie uprawy*, „Sylwan”, nr 158 (10), s. 723–732.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojska U., Prusinkiewicz Z., 2004, *Badania ekologiczno-gleboznawcze*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Bernadzki E., Smykała J., 1998, *Podział gospodarczy w aspekcie regulacji użytkowania rębnego oraz długookresowego planowania hodowlanego*, „Sylwan”, nr 127 (5), s. 35–43.
- Bolibok L., Auchimik J., 2010, *Kształtowanie się wysokości upraw dębowych w centrum i na obrzeżu gniazda na siedlisku lasu mieszanego świeżego*, „Sylwan”, nr 154 (6), s. 371–380.
- Bolibok L., Szeligowski H., 2011, *Wpływ warunków siedliskowych, wielkości gniazda oraz położenia w jego obrębie na wysokość 6- i 10-letnich dębów szypułkowych (Quercus robur L.)*, „Sylwan”, nr 155 (2), s. 84–95.
- Bolte A., Eisenhauer D.-R., Ehrhart H.-P., Groß J., Hanewinkel M., Kölling C., et al., 2009, *Klimawandel und Forstwirtschaft – Übereinstimmungen Und Unterschiede bei der Einschätzung der Anpassungsnotwendigkeiten und Anpassungsstrategien der Bundesländer*. „Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research”, nr 59, s. 269–278.
- Boratyński A., Boratyńska K., Filipiak M., 2006, *Systematyka i rozmieszczenie*, w: Bugała W. (red.) *Dęby*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań-Kórnik, s. 85–113.
- Brożek S., Lasota J., Zwydak M., Wanic T., Gruba P., Błońska E., 2011, *Zastosowanie siedliskowego indeksu glebowego (SIG) w diagnozie typów siedlisk leśnych*, Roczniki Gleboznawcze, t. LXII (4), s. 133–149.
- Dawidziuk J., 2014, *Zmiana udziału dębu w Lasach Państwowych w okresie 1978–2013*, VI sesja Zimowej Szkoły Leśnej IBL.

- Dudzińska M., Bruchwald A., 2008, *Znaczenie i praktyczne możliwości wykorzystania wyników badań na stałych powierzchniach doświadczalnych założonych przez Schwappacha i Wiedemanna w drzewostanach dębowych*, „Prace IBL”, Monografie i Rozprawy, nr 11, s. 1-100.
- Girzda A., 1983, *Próba wyodrębnienia gospodarczo uzasadnionych podtypów siedliskowych w typie lasu świeżego w Dzielnicy Krotoszyńskiej*, „Prace IBL”, nr 621/625, s. 39-64.
- Gockel H.A., Rock J., 2003, *Die Eichen-Truppflanzung. Eine Alternative zur Bestandesbegrundung von Eichenkulturen*, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Instrukcja urządzania lasu, Część 2*, 2012, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Jaworski A., 2013, *Hodowla lasu*, t. II, Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Klasyfikacja gleb leśnych*, 2000, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Koźmiński Cz., Michalska B., 2001, *Zagrożenie roślin uprawnych przez wiosenne przymrozki przygruntowe*, w: Koźmiński Cz., Michalska B. (red.) *Atlas klimatycznego ryzyka uprawy roślin w Polsce*, Uniwersytet Szczeciński, Szczecin.
- Krystkiewicz D., 1998, *Wzrost i zasobność drzewostanów dębowych w Dzielnicy Krotoszyńskiej na przykładzie Nadleśnictwa Krotoszyn*, praca magisterska, Katedra Hodowli Lasu SGGW, Warszawa.
- Lasota J., 2013, *Siedliskowo-florystyczna analiza środkowoeuropejskiego acydoofilnego lasu dębowego (Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae [Hatm. 1934], Scam. et Pass. 1959)*, „Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie”, s. 393.
- Lasota J., Zwydak M., Wanic T., Brożek S., 2011, *Różnorodność gleb zespołów borów mieszanych*, *Roczniki Gleboznawcze*, t. LXII (4), s. 54-72.
- Lasy Państwowe w liczbach 2009*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Matuszkiewicz J. M., 2001, *Zespoły leśne Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Miś R., 1982, *Wydajność drzewostanów mieszanych złożonych z sosny i dębu na siedlisku lasu mieszanego*, *Prace Komisji Nauk Rolniczych i Leśnych Poznańskiego Towarzystwa Przyjaciół Nauk*, nr 54, s. 117-121.
- Niemiec P., Sobański S., 2007, *Zachęcające efekty metody Sobańskiego*, „Las Polski”, nr 13-14, s. 20-22.
- Niemiec P., Sobański S., 2009, *Ekonomiczne aspekty metody Sobańskiego*, „Las Polski”, nr 7, s. 14-15.
- Rutkowski P., Maciejewska-Rukowska I., 2007, *Zróżnicowanie siedliskowe lasów dębowych w Nadleśnictwie Doświadczalnym Zielonka*, w: Rutkowski P. (red.) *Hodowla dębów w Polsce – wybrane zagadnienia*, „Idee Ekologiczne”, t. 16. Sorus, Poznań, s. 121-133.
- Sewerniak P., 2013, *Bonitacja drzewostanów sosnowych w południowo-zachodniej Polsce w odniesieniu do typów siedliskowych lasu i taksonów gleb*, „Sylwan”, nr 157 (7), s. 516-525.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu*, 2004, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa.
- Sikorska E., Lasota J., 2007, *Typologiczny system klasyfikacji siedlisk a fitosocjologiczna ocena siedlisk*, *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, r. 9. z. 2/3: *Siedliska i gatunki wskaźnikowe w lasach*, cz. 1, s. 44-51.
- Sokołowski A.W., 1980, *Zbiorowiska leśne północno-wschodniej Polski*, Monographiae Botanicae, 60, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Sokołowski A.W., Kliczkowska A., Grzyb M., 1997, *Określenie jednostek fitosocjologicznych wchodzących w zakres siedliskowych typów lasu*, „Prace IBL”, seria B, nr 32, s. 5-55.
- Szczurek H., Barzdajn W., 1997, *Przywiązanie Quercus robur L. i Quercus petraea (Matt.) Liebl. do siedlisk leśnych określonych typów w Polsce*, „Sylwan”, nr 141(4), s. 153-159.
- Timbal J., Aussenac G., 1996, *An overview of ecology and silviculture of indigenous oaks in France*, *Annales des Sciences Forestieres*, nr 53, s. 649-661.
- Zaręba R., 1988, *Dąb szypułkowy (Quercus robur L.) i bezszypułkowy (Q. sessilis EHRH.) – ich naturalne występowanie w zespołach leśnych i typach siedliskowych lasu*, „Prace IBL”, nr 684, s. 129-181.
- Zasady hodowli lasu*, 1988, PWRiL, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu*, 2003, DGLP, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu*, 2012, DGLP, Warszawa.

Summary

Oak silviculture on mesotrophic sites

Since the early 1990s, when the ideas of sustainable forestry started to be implemented into Polish forestry, the share of oak in our forests has been constantly increasing. According to, and in compliance with, the *Principles of Silviculture* the oak is presumed the main species on mesotrophic and eutrophic sites. In poorer mesotrophic site (BMśw – fresh mixed coniferous) the share of oak should be about 20–30% (Tab. 8.1), however, the results so far show that the growth of oak is not satisfactory on BMśw.

The aim of this study is to evaluate the role and share of both pedunculate and sessile oaks in stands growing on mesotrophic sites, as well as to indicate alternative methods of establishing mixed forest cultures with the participation of oak and Scots pine.

This research paper also provides the analysis of forest sites outreach and the occurrence of forest groups with the participation of both oaks (Fig. 8.1), the structure of forest sites with separated oak seed stands of both pedunculate and sessile oaks (Fig. 8.2), and the site index of oak stands in particular forest habitats (Tab. 8.2). On the basis of this information the site ecological amplitude, the silviculture amplitude and the site optimum for both oak species were then determined (Fig. 8.3 and 8.4).

It has been demonstrated that it is necessary to verify the previously recommended share of oak in stands on poorer mesotrophic sites BMśw. Under these conditions, the oak, mostly sessile, should play biocenotic role with its participation in stands of up to 10% (Tab. 8.3, Fig. 8.5). On more fertile mesotrophic sites (LMśw – fresh mixed broadleaved), the previously recommended share of oak in newly planted forest cultures does not require more adjustments. In the eastern part of Poland, due to the influence of continental climate, pedunculate oak should be preferred, whereas in the central and western parts - sessile oak.

In the conditions of LMśw site, greater efforts should be made to enhance the variety of structural types of oak-pine mixed stands. Therefore, the alternative solutions have been proposed for establishing plantations with group (clump) or belt types of oak admixture (Fig. 8.6), which would eventually allow to obtain stands with evenly mixed oak and pine, however with possible earlier pine harvest. In the current standard solution the oak is being introduced in large-clump form (0.2–0.3 ha) and surrounded by Scots pine.

The research provides also two methods of planting based on the so called biological rationalization, which allow to plant oak in isolated rows or groups (Fig. 8.7.) whereas the remaining area is subject to natural renewal. These methods, however, are recommended only if natural regeneration of pine is possible, i.e. on poorer variants of mesotrophic site LMśw.

9

Przyszłość świerka w planowaniu hodowlano-urządzeniowym na terenie północno-zachodniej Polski

9.1. Wstęp

Świerk pospolity (*Picea abies* (L.) H. Karst.) należy do grupy podstawowych gatunków lasotwórczych Polski. Według stanu na 1 stycznia 2014 r. jego udział, jako gatunku panującego, liczony w odniesieniu do powierzchni leśnej ogółem wynosił 5,2% (473 305,32 ha) oraz 5,0% (357 673 ha) powierzchni Lasów Państwowych [Bank Danych o Lasach 2015].

W odniesieniu do regionalizacji przyrodniczo-leśnej [Trampler i in. 1990; Zielony i Kliczkowska 2012], głównymi obszarami występowania świerka są obecnie następujące krainy: Karpacka (1,3% krajowego udziału świerka), Sudecka (1,3%) oraz Mazursko-Podlaska (1%) (tab. 9.1). Fakt ten od dawna rzutuje na poglądy dotyczące naturalnego zasięgu omawianego gatunku w Polsce [Pax 1918; Rivoli 1921; Szafer 1931]. Występowanie świerka na tych obszarach stanowiło także jedną z przesłanek przy wyznaczaniu granic wymienionych krain. Celem artykułu nie jest jednak analiza przestrzennego występowania świerka, bo temu zagadnieniu poświęcono już wystarczająco dużo miejsca w literaturze [Koeckemann B. 2008, Modrzyński 1999; Szydlarski i Modrzyński 2015]. Za istotne uznano jednak odniesienie się do obecności świerka w Krainie Bałtyckiej, która pod względem udziału tego gatunku zajmuje czwarte miejsce (0,6%) (tab. 9.1). Za cel pracy można zatem przyjąć przedstawienie danych dotyczących sytuacji świerka w północno-zachodniej Polsce, wraz z próbą określenia perspektyw jego roli w przyszłej gospodarce leśnej.

* Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu; ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań; e-mail: rebedede@wp.pl.

** Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Szczecinku; ul. Koszalińska 91B, 78-400 Szczecinek; e-mail: Tadeusz.Wagner@buligl.pl.

*** Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Katedra Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu; ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań; e-mail: jazient@up.poznan.pl.

Tabela 9.1. Powierzchnia drzewostanów świerkowych wg krain przyrodniczo-leśnych
Table 9.1. Area of spruce stands in Polish nature-forest regions

Kraina		Powierzchnia ogólna lasów w krainie		Powierzchnia drzewostanów z panującym świerkiem w krainie	Udział procentowy świerka w odniesieniu do powierzchni lasów	
		[ha]	[%]		[ha]	w krainie
I	Bałtycka	1 151 024,75	12,5	54 147,41	4,7	0,6
II	Mazursko-Podlaska	1 143 648,14	12,5	92 114,90	8,1	1,0
III	Wielkopolsko-Pomorska	2 195 741,83	23,9	14 843,59	0,7	0,2
IV	Mazowiecko-Podlaska	1 168 634,99	12,7	9 205,79	0,8	0,1
V	Śląska	784 876,07	8,6	17 446,03	2,2	0,2
VI	Małopolska	1 832 703,47	20	39 447,16	2,2	0,4
VII	Sudecka	186 813,00	2	123 568,08	66,1	1,3
VIII	Karpacka	713 730,75	7,8	122 532,36	17,2	1,3
Ogółem		9 177 173,00	100	473 305,32	5,2	5,2

Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2014 r., zmodyfikowane

9.2. Przegląd literatury

Dla świerka, tak jak dla każdego innego gatunku, podstawowym czynnikiem wpływającym na naturalny wzrost i rozwój, są warunki siedliskowe. W odniesieniu do *Picea abies* podaje się, że jest on gatunkiem o umiarkowanych wymaganiach co do żyzności gleby. Ma natomiast duże wymagania wilgotnościowe, szczególnie w górnych warstwach gleby. Jest przy tym bardzo wrażliwy na suszę atmosferyczną i glebową [Modrzyński 1998; Jaworski 2011]. Na dostępność wody, jako czynnika ograniczającego występowanie świerka, wskazują też Klimo i in. [2000].

Znaczący udział świerka w lasach północno-zachodniej Polski jest faktem, co potwierdzają m.in. wyniki wielkoobszarowej inwentaryzacji lasów za lata 2005–2009 [BULiGL 2010], 2006–2010 [BULiGL 2011], 2007–2011 [BULiGL 2012], 2008–2012 [BULiGL 2013], 2009–2013 [BULiGL 2014].

Drzewostany z dominacją *Picea abies* znajdujące się w zasięgu Krainy Bałtyckiej traktowane są w nomenklaturze fitosocjologicznej jako zbiorowiska zastępcze [m.in. Iwaniuk 2013; Żuk i in. 2014]. Zespoły z udziałem świerka uznawane za naturalne odnoszą się do jego obecności jedynie w północno-wschodniej i południowej części kraju [Danielewicz i in. 2002; Sokołowski 2004; Matuszkiewicz 2006; Mróz i in. 2011; Matuszkiewicz i in. 2012]. Teoretycznie poglądy te nie powinny mieć wpływu na występowanie świerka w regionie, któremu poświęcono pracę, w praktyce jednak wpływ ten zaznacza się coraz wyraźniej. Wynika to w dużej mierze z uwagi, jaką zaczęto poświęcać składom gatunkowym drzewostanów w kontekście tego, co w skrócie można nazwać „siecią Natura 2000”, a w szczególności temu, co wynika z dwóch aktów prawnych obowiązujących w Polsce od

chwili przyjęcia naszego kraju w poczet państw członkowskich Unii Europejskiej, tj. dyrektywy ptasiej [Dyrektywa 2009] i dyrektywy siedliskowej [Dyrektywa 1992]. Z obu dyrektyw wypływa obowiązek szczególnej ochrony wymienionych w nich siedlisk oraz gatunków roślin i zwierząt. Z punktu widzenia wytypowanych do szczególnej ochrony gatunków zwierząt powiązanych ze świerkiem (np. włośchatka, dzięcioł trójpalczasty), lokalizacja drzewostanów świerkowych nie ma większego znaczenia. W odniesieniu do zbiorowisk roślinnych tworzących określone siedliska przyrodnicze położenie geograficzne ma już jednak znaczenie. Na obszarze uznawanym za naturalny zasięg świerka gatunek ten, jeśli tworzy drzewostany, może być powiązany z takimi zespołami, jak borealna świerczyna na torfie *Sphagno girgensohnii-Piceetum* (91D0), górski bór limbowo-świerkowy *Pino cembrae-Piceetum* (9420) czy też zbiorowiska wchodzące w skład górskich borów świerkowych ze związku *Piceion abietis* (9410) [Rozporządzenie 2010]. Może także stanowić naturalną domieszczę w innych siedliskach przyrodniczych (np. wyżynny jodłowy bór mieszany *Abietetum polonicum* – 91P0). W północno-zachodniej Polsce świerk uznawany jest najczęściej za gatunek ekologicznie (a czasami także geograficznie) obcy i tam, gdzie jego obecność mogłaby mieć wpływ na siedliska przyrodnicze, zaleca się jego usuwanie [np. Żuk i in. 2014]. Poglądy te nie wpłynęły dotychczas w sposób istotny na zalecane składy gatunkowe podawane w *Zasadach hodowli lasu* (ZHL) dla Krainy Bałtyckiej (tab. 9.2), choć znalazły odbicie

Tabela 9.2. Typy drzewostanu (gospodarcze) w Krainie Bałtyckiej dla wybranych typów siedliskowych lasu
Table 9.2. Forest stand types (productive) in the Baltic Region according to selected forest habitat types

ZHL	Typ siedliskowy lasu			
	bór wilgotny Bw	bór mieszany wilgotny BMw	bór mieszany bagienny BMb	las mieszany wilgotny LMw
	typy drzewostanu (gospodarcze)			
1988	So	So	So	So-Db
	Św-So	Św-So	So-Św	So-Św
		So-Św		
2003	So	So	So	So-Db
	Św-So	Św-So	So-Św	So-Św
	So-Św-Brz	So-Św	Św-So-Brz	Brz-So-Św
		Brz-So		
		Św-So-Brz		
2012	So	So	So	So-Db
	Św-So	Św-So		
	Św-Brz	So-Św		
		Brz-So		
		So-Św-Brz	Św-Brz-So	Św-Db-So

Źródło / Source: *Zasady hodowli lasu* [1988; 2003; 2012]

w składach gatunkowych drzewostanów dla siedlisk przyrodniczych, uzgodnionych przez Regionalną Dyрекcję Lasów Państwowych w Szczecinie z właściwymi dla jej terytorialnego zasięgu regionalnymi dyrekcjami ochrony środowiska [RDLP Szczecin 2014], w których miejsca dla świerka nie ma.

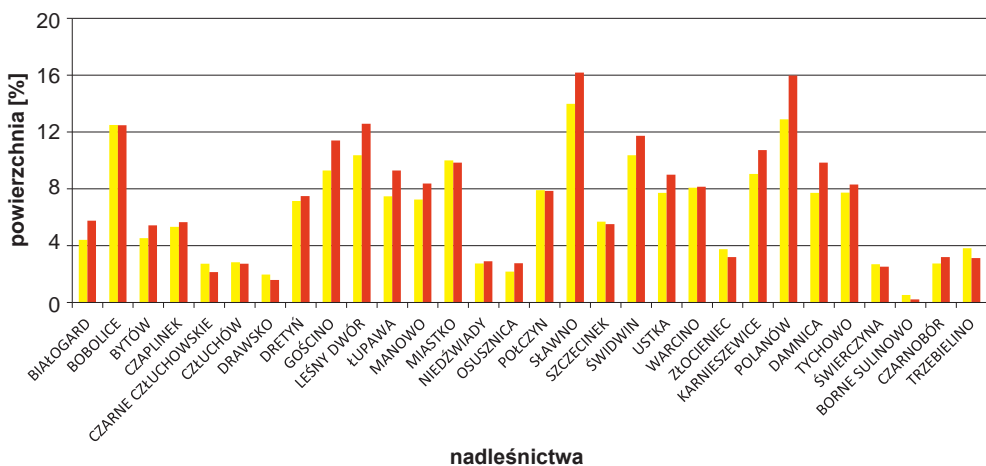
9.3. Metody badań

Za podstawę szczegółowej charakterystyki przyjęto bazę danych dla Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Szczecinku, zestawioną przez szczecinecki oddział Biura Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej według stanu na 2014 r.

9.4. Wyniki

Jak pokazano w tab. 9.1, w Krainie Bałtyckiej zawiera się 11% powierzchni drzewostanów świerkowych Polski. Na tle Krainy Bałtyckiej ciekawych informacji dostarczają dane dla nadleśnictw RDLP Szczecinek. Ryc. 9.1 pokazuje większe znaczenie drzewostanów świerkowych w ujęciu miąższościowym niż powierzchniowym. Tłumaczy to znaczenie świerka jako ważnego gatunku pod względem gospodarczym.

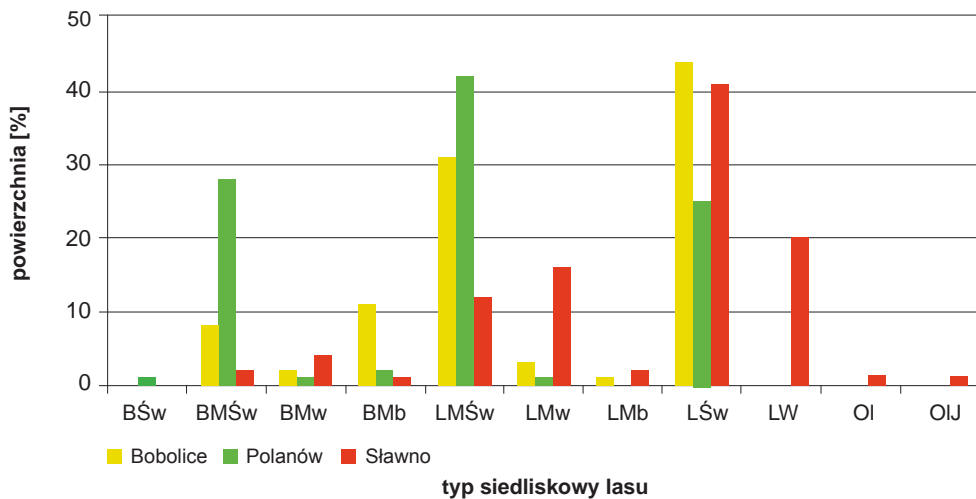
Z zestawienia na ryc. 9.1 wynika także, że największy udział świerka mają nadleśnictwa: Sławno, Polanów i Bobolice, które poddano dalszej szczegółowej analizie (tab. 9.3, ryc. 9.2, 9.4).



Ryc. 9.1. Procentowy udział drzewostanów świerkowych w nadleśnictwach RDLP w Szczecinku
Fig. 9.1. Percentage of spruce stands in the forest districts of Regional Directorate of the State Forests in Szczecinek

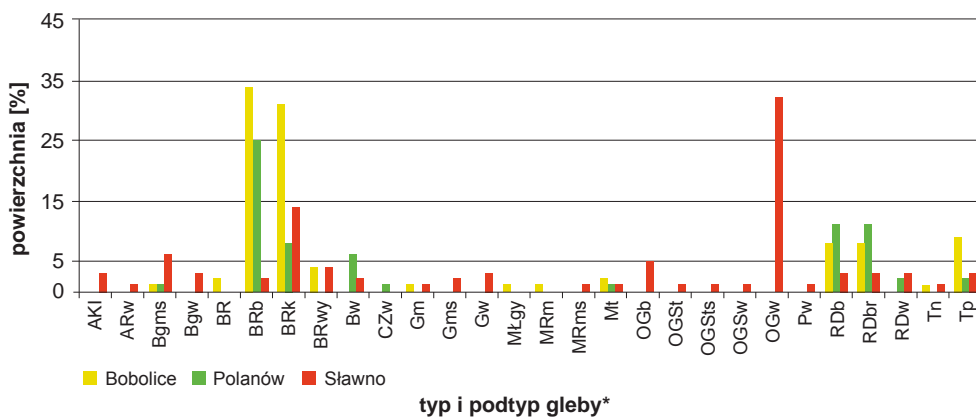
Tabela 9.3. Powierzchniowy udział drzewostanów świerkowych w nadleśnictwach Bobolice, Polanów i Sławno
Table 9.3. Area of spruce forests in Bobolice, Polanów and Sławno forest districts

Nadleśnictwo	Grunty leśne niezalesione			Drzewostany w klasach i podklasach wieku [lata]													Budowa przerbowa		Razem					
	do odnowienia	w produkcji ubocznej		Przebieg na gruntach zalesionych													grunty zalesione	grunty zalesione i niezalesione						
		płazowy	halizny zręb	Klasa																				
				I			II		III		IV		V		VI	VII			VIII	KO	KDO			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
Bobolice			0,96	8,35		2,47	159,53	574,20	309,53	226,70	22,28	68,65	116,32	64,81	13,21	10,76			13,59				1582,05	1591,36
				110	4004		3295	58900	70530	72995	8305	30350	58035	29510	5800	5220			4100				351044	351154
Polanów			1,22	3,85		10,49	155,36	205,70	169,31	137,28	60,23	246,19	227,30	116,25	62,25	76,73	4,15		53,74	9,75			1534,73	1539,80
			19	19	1008	1220	16120	37940	41320	23460	108625	118290	60085	30150	41505	1660			14860	3780			500023	500061
Sławno		3,60	0,17	3,42		55,85	189,62	544,64	468,01	595,75	123,56	265,94	309,49	67,20	103,64	38,42	1,00		23,19				2786,31	2793,50
		40	26	3942	90	6295	58370	107550	195855	58875	133430	165050	36580	56335	19500	795			9815				852482	852548



Ryc. 9.2. Procentowy udział drzewostanów świerkowych w typach siedliskowych lasu w nadleśnictwach Bobolice, Polanów i Sławno

Fig. 9.2. Area share (%) of spruce stands in Bobolice, Polanów and Sławno forest districts by selected forest habitat types



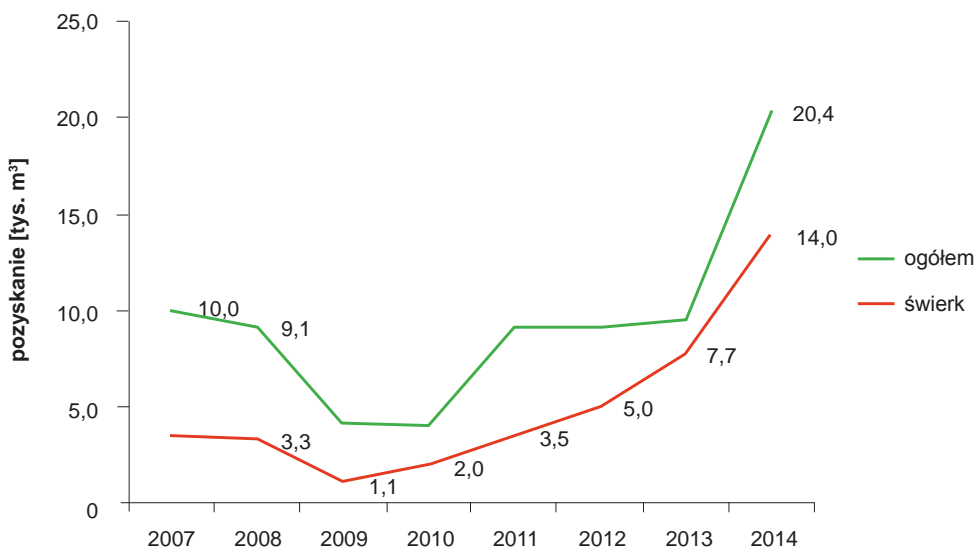
Ryc. 9.3. Procentowy udział drzewostanów świerkowych w typach i podtypach gleb w nadleśnictwach Bobolice, Polanów i Sławno

Fig. 9.3. Area share (%) of spruce stands in Bobolice, Polanów and Sławno forest districts by soil type and sub-type

* Skróty nazw gleb zgodne z *Klasyfikacją gleb leśnych Polski* [Czepińska-Kamińska i in. 2000].

Porównanie danych z tab. 9.2 i ryc. 9.2 wskazuje, że wbrew propozycjom zawartym w *Zasadach hodowli lasu*, które we wszystkich wydaniach od 1988 r. lokowały świerk jedynie w borze wilgotnym, borze mieszanym wilgotnym, borze mieszanym

bagiennym oraz lesie mieszanym wilgotnym, *Picea abies* dominuje na siedliskach lasu świeżego, lasu mieszanego świeżego oraz boru mieszanego świeżego. Kore-sponduje to z najczęściej zajmowanymi przez drzewostany świerkowe glebami, którymi zgodnie z ryc. 9.3 są gleby: rdzawe brunatne (RDbr), opadowo-glejowe (OGw), brunatne bielicowe (BRb) i brunatne kwaśne (BRk). Wynik ten jest o tyle istotny, że zgodnie z *Siedliskowymi podstawami hodowli lasu* [Zielony i in. 2004], wszystkie trzy wymienione typy siedliskowe lasu to siedliska rzeczywistych lub potencjalnych lasów liściastych: bukowo-dębowych (*Fago-Quercetum*), brzo-zowo-dębowych (*Betulo-Quercetum*), dębowych (*Potentillo albae-Quercetum*), bukowych (*Luzulo pilosa-Fagetum*, *Melico-Fagetum*) oraz grądów (głównie *Stellario-Carpinetum*), a te z kolei odpowiadają siedliskom przyrodniczym istotnym z punktu widzenia sieci Natura 2000. Teoretycznie należałoby więc uznać, że lasy świerkowe, jako leśne zbiorowiska zastępcze, powinny ustąpić miejsca swoim potencjalnym następcom. Decyzję taką mógłby wzmocniać fakt nasilającego się zamierania drzewostanów świerkowych. Jak wynika z danych Nadleśnictwa Polanów (ryc. 9.4), pozyskanie posuszu świerkowego w latach 2009–2014 wzrosło niemal 14-krotnie. Biorąc to pod uwagę, a także relację drzewostanów świerkowych do typów siedliskowych lasu oraz siedlisk przyrodniczych, należałoby wyciągnąć wniosek, że nie ma przyszłości dla świerka w Krainie Bałtyckiej. Problem jest jednak bardziej złożony, co przedstawiono w kolejnym rozdziale.



Ryc. 9.4. Pozyskanie posuszu świerkowego w Nadleśnictwie Polanów w latach 2007–2014

Fig. 9.4. Harvest (thousand m³) of dead or dying standing spruce trees in Polanów forest districts in the years 2007–2014

9.5. Dyskusja

W rozdziale „Wyniki” wykazano proces zamierania drzewostanów świerkowych mierzony wzrastającą ilością pozyskiwanego posuszu. Jednocześnie w lasach Krainy Bałtyckiej obserwuje się liczne naturalne odnowienia świerka. Autorzy zgadzają się z tezą Szwagrzyka [2014], że „Gatunek, który się naturalnie odnawia, przechodzi przez gęste sita ustawione przez samą przyrodę. Jeżeli warunki nie będą mu sprzyjały, nie odnowi się naturalnie”. Fakt licznych odnowień naturalnych świerka oznaczałby więc tyle, że niezależnie od poglądów na temat jego naturalnego zasięgu, warunki siedliskowe w północno-zachodniej Polsce mu sprzyjają. Potwierdzają to także doniesienia z Drawieńskiego Parku Narodowego, w którego planie ochrony można przeczytać: „Mimo iż obszar Drawieńskiego Parku Narodowego znajduje się poza zasięgiem naturalnego występowania świerka pospolitego *Picea abies* (...), to świerk znajduje tutaj dobre warunki do naturalnego odnawiania. Występuje w borach sosnowych i mieszanych, lasach liściastych i mieszanych oraz olsach. W wielu miejscach parku występuje dość licznie (północno-wschodnia część parku, w miejscach z podwyższonym poziomem wody gruntowej), wykazując sporą ekspansywność i duże zdolności do naturalnego odnawiania się”. Autorzy planu ochrony podkreślają też jeszcze jeden ważny aspekt obecności świerka na obszarze uznawanym za leżący poza jego naturalnym zasięgiem: „Występowanie świerka, mimo obcości geograficznej tego gatunku w Puszczy Drawskiej, stało się współcześnie ważne dla niektórych gatunków ptaków. Postępowanie w odniesieniu do tego gatunku winna więc cechować neutralność, przejawiająca się w umiarkowanym akceptowaniu udziału świerka” [Iwaniuk 2013]. Autorzy niniejszego opracowania są skłonni zgodzić się z tą tezą, choć na uwadze należy mieć także relacje pomiędzy wymaganiami świerka a zmieniającymi się warunkami klimatycznymi, co Szwagrzyk [2014] podsumowuje następująco: „W przyszłości znaczna część Polski może znaleźć się poza granicami naturalnego zasięgu świerka, jeżeli klimat znacząco się ociepli, a wzrost ilości opadów nie zrównoważy skutków wzmożonej ewapotranspiracji”. Ponieważ jednak kierunku zmian klimatycznych jednoznacznie wyznaczyć się nie da, toteż równie prawdziwie mogłoby brzmieć twierdzenie, że jeśli klimat się ochłodzi, a ilość opadów wzrośnie, to warunki dla świerka zdecydowanie się poprawią.

9.6. Wnioski

1. Przystosowanie się świerka w północno-zachodniej Polsce do warunków siedliskowych, czego miarą jest jego naturalne odnawianie się, a także powiązania drzewostanów świerkowych (nawet sztucznego pochodzenia) z licznymi chro-

nionymi gatunkami roślin i zwierząt, całkowicie uzasadniają dalszą obecność *Picea abies* w tej części kraju.

2. Analizując stan zdrowotny świerka w wybranych nadleśnictwach północno-zachodniej Polski, można brać pod uwagę elastyczne podejście do jego wieku rębności (przy obecnym stanie postuluje się, by obniżyć go do 80 lat).
3. Biorąc pod uwagę udział typów siedliskowych lasu, w jakich dominują drzewostany świerkowe w poddanych analizie nadleśnictwach (lasy mieszane świeże i lasy świeże), można przyjąć, że świerczyny zastąpiły głównie dawne lasy liściaste. Przy ewentualnej planowanej przebudowie drzewostanów świerkowych należy brać pod uwagę przywrócenie składów gatunkowych właściwych lasom dębowym, bukowym lub/i bukowo-dębowym. W niektórych przypadkach mogą to być także lasy brzoźowo-dębowe.

Literatura

- BDL, Bank Danych o Lasach 2015, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/zestawienia> (data ostatniego logowania: 29.06.2015).
- Brzeziński B., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeligowski H., Dzwonkowski M., Ostrowski J., Widawska Z., 2010, *Operat dynamiki ekosystemów leśnych Białowieckiego Parku Narodowego*, Katedra Hodowli Lasu SGGW, Warszawa (maszynopis).
- BULiGL 2010, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów. Wyniki I cyklu (lata 2005–2009)*, Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wisl> (data ostatniego logowania: 29.06.2015).
- BULiGL 2011, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2006–2010*, Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wisl>.
- BULiGL 2012, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2007–2011*, Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wisl>.
- BULiGL 2013, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2008–2012*, Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wisl>.
- BULiGL 2014, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów w Polsce. Wyniki za okres 2009–2013*, Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Sękocin Stary, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/wisl>.
- Czępińska-Kamińska D., Biały K., Brożek St., Chojnicki J., Januszek K., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Okołowicz M., Sienkiewicz A., Skiba S., Wójcik J., Zielony R., 2000, *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, s. 1–123.
- Danielewicz W., Raj A., Zientarski J., 2002, *Ekosystemy leśne Karkonoskiego Parku Narodowego*, Agencja fotograficzno-wydawnicza „Mazury”, Olsztyn.
- Dyrektwa 1992, *Dyrektwa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory*, <http://natura2000.gdos.gov.pl> (data ostatniego logowania: 29.06.2015).
- Dyrektwa 2009, *Dyrektwa Parlamentu Europejskiego i Rady 2009/147/WE z dnia 30 listopada 2009 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa*; wcześniej: *dyrektywa Rady 79/409/EWG z dnia 2 kwietnia 1979 r. w sprawie ochrony dzikiego ptactwa*, <http://natura2000.gdos.gov.pl>.
- Iwaniuk B., 2013, *Plan ochrony Drawieńskiego Parku Narodowego. Operat ekosystemów leśnych*, TAXUS SI i Klub Przyrodników Świebodzin, Warszawa (maszynopis).
- Jaworski A., 2011, *Hodowla lasu*, (t. III), *Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych*, Powszechnie Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

- Klimo E., Hager H., Kulhavý J. (red.), 2000, *Spruce monocultures in Central Europe – problems and prospects*. EFI Proceedings, nr 33, 2000, European Forest Institute, Torikatu. Finland.
- Koeckemann B., 2008, *Abundance niche breadth and stress in the centre and at the border of the distribution range. A macroecological study on abundant and rare tree species*, Gottingen Centre for Biodiversity, „Biodiversity and Ecology”, seria B., t. 1.
- Matuszkiewicz W., 2006, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M., 2012, *Lasy i zarośla*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Modrzyński J., 1998, *Zarys ekologii świerka*, w: Boratyński A., Bugała W. (red.) *Biologia świerka pospolitego*, s. 303–359, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań.
- Modrzyński J., 1999, *Potencjalny naturalny zasięg świerka uzasadnia jego hodowlę na Pomorzu Zachodnim*, „Sylwan”, nr 7, s. 63–67.
- Mról W., Perzanowska J., Olszańska A. (red.), 2011, *Natura 2000 w Karpatach. Strategia zarządzania obszarami Natura 2000*, Polska Akademia Nauk, Kraków.
- Pax F., 1918, *Pflanzengeographie von Polen (Kongress-Polen)*, Berlin.
- Rivoli J., 1921, *Badania nad wpływem klimatu na wzrost niektórych drzew europejskich*, Prace Naukowe Uniwersytetu Poznańskiego, Sekcja Rolniczo-Leśna, nr 1, s. 1–100.
- Rozporządzenie 2010. *Obwieszczenie Ministra Środowiska z dnia 30 października 2014 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000*, Dz.U. 2014 r. poz. 1713, <http://isap.sejm.gov.pl/DetailsServlet?id=WDU20140001713>, (data ostatniego logowania: 29.06.2015).
- Sokołowski A.W., 2004, *Lasy Puszczy Białowieskiej*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Szafer W., 1931, *Nieco o geograficznym rozmieszczeniu świerka w Polsce w związku z pracą J. Rivoliego pt. „Badania nad wpływem klimatu na wzrost niektórych drzew europejskich”*, „Sylwan”, nr 39, s. 76–91.
- RDLP Szczecin, 2014, *Typy drzewostanów oraz orientacyjne składy gatunkowe upraw dla siedlisk przyrodniczych*, załącznik do aneksu nr 3/2014. w sprawie porozumień z RDOŚ w Gorzowie Wlkp. i Szczecinie o współpracy w zakresie ochrony przyrody i środowiska (materiały niepublikowane).
- Szwagrzyk J., 2014., *Prawdopodobne zmiany zasięgów występowania gatunków drzewiastych – konsekwencje dla hodowli lasu*, w: Rykowski K. (red) *Klimat. Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse, materiały pierwszego panelu ekspertów w ramach prac nad Narodowym Programem Leśnym*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, s. 45–54.
- Szydłarski M., Modrzyński J., 2015, *Wzrost powierzchni naturalnego odnowienia świerka pospolitego (Picea abies L. Karst.) na Pojezierzu Kaszubskim w latach 2002–2012*, „Leśne Prace Badawcze / Forest Research Papers”, Marzec/March 2015, t. 76 (1), s. 66–72.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A., 1990, *Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu*, 1988, wydanie V, znowelizowane, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu*, 2003, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu.
- Zasady hodowli lasu*, 2012, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Zielony R., Bańkowski J., Cieśla A., Czerepko J., Czepińska-Kamińska D., Kliczkowska A., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Mąkosa K., Sikorska E., 2004, *Siedliskowe podstawy hodowli lasu*, załącznik do *Zasad hodowli lasu*, Warszawa, s. 1–264.
- Zielony R., Kliczkowska A., 2012, *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Żuk K., Lewandowski W., Bodulski, J., Bociąg K., Pakuła M., Sroga R., Kotwicki L., Mokwa T., Bzoma S., Kwiatkowski M., Ruta R., Bienias S., Pawluć M., Moczulski M., Jankowska J., Pręciuk O., Sokołowska A., Sanchez-Wołoszczak K., Ruszlewicz A., Łojko R., Kuras I., 2014, *Syntezytyczna dokumentacja planu ochrony dla Słowińskiego Parku Narodowego*, URS Polska, Wrocław (maszynopis).

Summary

The future of Norway spruce in forest silviculture and management planning in the north-western Poland

The Norway spruce (*Picea abies* (L.) H. Karst.) is one of the most important forest-forming tree species in Poland. Its distribution is restricted by site conditions, in particular by the scarce of water. Traditionally, it is claimed that the regions suitable for the Norway spruce are the southern and north-eastern parts of Poland. In the north-western part of the country Norway spruce is considered to be out of its natural reach. However, the area share of spruce in this region accounts for 11% of the total spruce area in Poland. Therefore the share is significant. Spruce stands in the north-western part of Poland grow mainly on potential broadleaved habitat types, namely beech or oak which could be rebuilt in this direction. However, the Norway spruce alone often creates habitats for protected flora and fauna so it is worth preserving forest stands of this type, especially in the areas where their health condition is good and the species is capable of natural regeneration.



10 Znaczenie brzoź i topól w planowaniu urzędzeniowo-hodowlanym na siedliskach zniekształconych

10.1. Wstęp

W ostatnich dziesięcioleciach powszechne jest przedstawianie relacji człowiek – przyroda z wnioskami końcowymi, w których człowiek jest jedynym i podstawowym czynnikiem zniekształcającym i niszczącym ekosystemy leśne.

W teorii filozofii przyrody analizującej funkcjonowanie ekosystemów w warunkach naturalnych można wyróżnić dwa przeciwstawne kierunki.

Pierwszy kierunek zakłada, że przyroda zawsze dąży do stadium klimaksu i wtedy ekosystemy są stabilne, a siedliska klimaksowe powinny stanowić wzorzec i cel, do którego dążą przyrodnicy i leśnicy w ekosystemach leśnych. Kierunek ten przyjęto w programie ochrony przyrody Natura 2000, obowiązującym obecnie na terenie Unii Europejskiej. Priorytetem w tym programie jest m.in. ochrona wyznaczonych „na stałe” siedlisk przyrodniczych przed jakimikolwiek zmianami naruszającymi zastany stan siedliska lub naruszającymi przyjęty w teorii (założony *a priori*) stan hipotetyczny. Do tego założonego „ideału” należy dążyć zgodnie z procesami naturalnymi zachodzącymi w danym obiekcie lub też przez ograniczanie tych procesów, a nawet przez walkę z tymi naturalnymi procesami (np. naturalne zarastanie kwaśnych antropogenicznych wrzosowisk na terenach popolygonowych, zanikanie świetlistych dąbrów w wyniku naturalnej sukcesji itp.).

Drugi kierunek przyjmuje założenie, że przyroda jest zmienna, jest ciągle w drodze, a klęskowe czynniki abiotyczne i biotyczne pochodzenia naturalnego i antropogenicznego kształtują zmienną w czasie mozaikę różnych siedlisk przyrodniczych powstającą w dłuższych lub krótszych przedziałach czasowych na jednym i tym samym siedlisku leśnym. Czynniki klęskowe, takie jak: pożary, wiatry, susze, powodzie, gradacje owadów, działalność patogenów grzybowych są normą w ekosystemach leśnych klimatu przejściowego panującego na terenie Polski. W takich warunkach

* Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych; ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn, Sękocin Stary; e-mail: J.Lukaszewicz@ibles.waw.pl.

ważną, a czasami dominującą rolę odgrywają gatunki drzew pionierskich i lekko-nasiennych. Zaliczamy do nich przede wszystkim brzozy i topole.

Obecność brzozy i osiki, która jest podstawowym reprezentantem topól w lasach Polski na siedliskach zniekształconych przez czynniki naturalne lub przez człowieka, jest gwarantem regeneracji ekosystemu leśnego i pozwala w różnych perspektywach czasowych na wkraczanie innych gatunków, o węższych spektrach ekologicznych.

Jedna trzecia polskich lasów to pierwsze pokolenie drzewostanów rosnące na gruntach porolnych. Urbanizacja, rozdrobnienie kompleksów leśnych, rozwój przemysłu, zanieczyszczenia przemysłowe i inne czynniki pochodzenia antropogenicznego osłabiają stabilność i naturalną odporność ekosystemów leśnych. W takich warunkach brzoza i osika są gatunkami zwiększającymi różnorodność gatunkową lasów i stanowią naturalny element wypełniający różnopoверхniowe przestrzenie pokłeskowe. Są one też naturalnymi wypełniaczami luk powstałych w drzewostanach z powodu występowania kłesk pochodzenia naturalnego powodowanych przez czynniki abiotyczne i biotyczne, takie jak: wiatr, okiść i lód, susze, powódzie, pożary oraz zwierzyna, gradacje owadów i rozwój grzybów patogenicznych [Łukaszewicz 2014; 2015].



Ryc. 10.1. Udane odnowienia naturalne brzozy jako gatunku lekko-nasiennego na gruntach nieleśnych powinny być maksymalnie wykorzystane w planowaniu hodowlano-urządzeniowym (fot. J. Łukaszewicz)

Fig. 10.1. Successful natural regeneration of birch as a pioneer species on non-forest land should be fully utilized in the silviculture and management planning (photo by J. Łukaszewicz)



Ryc. 10.2. Na zniekształconych siedliskach leśnych w Nadleśnictwie Rudy Raciborskie po pożarze w 1992 r. brzoza jest jednym z podstawowych gatunków pionierskich kształtujących leśny mikroklimat i przywracających siedliska leśne (fot. J. Łukaszewicz)

Fig. 10.2. After forest fire in 1992 in distorted habitats of Rudy Raciborskie forest district, the birch has become one of the main pioneer species affecting forest microclimate and restoring forest habitats (photo by J. Łukaszewicz)

Ryc. 10.3. Inżynieria ekologiczna zawarta w *Zasadach hodowli lasu* przewiduje wprowadzanie szpalerów brzoź na zalesianych gruntach porolnych, co wzbogaca jednocześnie krajobraz leśny (fot. J. Łukaszewicz)

Fig. 10.3. Ecological engineering included in the *Principles of Silviculture* provides for introducing rows of birch on post-agricultural lands what enriches forest landscape (photo by J. Łukaszewicz)





Ryc. 10.4. Osika jako gatunek panujący występuje tylko na 0,3% powierzchni lasów Polski, gdyż w ostatnich dziesięcioleciach była skutecznie rugowana ze składu gatunkowego drzewostanów na wszystkich siedliskach leśnych (fot. J. Łukaszewicz)

Fig. 10.4. Aspen as dominant species occurs only in 0.3% of forest area in Poland, as it has been removed from the species composition of all forest habitats for the last decades (photo by J. Łukaszewicz)

Powszechnie znane są powiedzenia, że „brzoza i osika kryją błędy leśnika” lub „brzoza i osika ratują leśnika” [Bojnowski 2005], co potwierdza rolę tych gatunków w regeneracji ekosystemów leśnych zniekształconych przez naturę lub człowieka.

Brzoza i osika odgrywały i nadal powinny odgrywać ważną rolę w planowaniu urządzeniowo-hodowlanym na siedliskach zniekształconych z następujących powodów:

- są gatunkami pionierskimi i stanowią zawsze „forpocztę lasu”;
- należą do podstawowych gatunków drzewiastych decydujących o kierunkach sukcesji pierwotnej i wtórnej;
- to drzewa szybko rosnące, o dużym tempie wzrostu, zwłaszcza w młodości, są światłochodne;
- odznaczają się większą wytrzymałością na mrozy i upały niż inne leśne gatunki drzewiaste;

- są krótkowieczne (charakteryzują się krótkim okresem życia);
- osiągają dojrzałość rębna w stosunkowo niskim wieku;
- są ekspansywne, wyprzedzają we wroście gatunki wolniej rosnące.

Stosując opracowane w ostatnich wiekach metody inżynierii ekologicznej, zawarte w zabiegach hodowlanych wykonywanych w lasach, można gatunki te wykorzystać do wypracowania optymalnych ekonomicznie procesów hodowli brzozy brodawkowatej i brzozy omszonej oraz osiki w krótkich i średnich kolejach rębny. Jest to uzasadnione ekonomicznie, gdyż w wielu przypadkach uzyskuje się dwukrotną, a nawet czterokrotną rotację cyklu produkcyjnego w porównaniu np. z rotacją drzewostanów gatunków długowiecznych.

10.2. Brzozy brodawkowata i omszona w lasach Polski i na siedliskach zniekształconych

Na świecie występuje 120 gatunków brzoź, a w Polsce za rodzime uznawanych jest 7 gatunków z rodzaju *Betula* [Tomanek 1997]:

- brzoza brodawkowata – *Betula pendula* Roth, syn. *Betula verrucosa* Ehrh.,
- brzoza czarna – *Betula obscura* Kotula,
- brzoza ojcowska – *Betula oycoviensis* Bess.,
- brzoza omszona – *Betula pubescens* Ehrh.,
- brzoza karpacka – *Betula carpatica* Waldst. et Kit.,
- brzoza niska – *Betula humilis* Schrank,
- brzoza karłowata – *Betula nana* L.

Z gospodarczego punktu widzenia w lasach Polski ważne są brzozy brodawkowata i omszona. Najbardziej rozpowszechniona w Polsce jest pierwsza z nich. W sprzyjających warunkach dorasta do 30 m wysokości i 80 cm pierśnicy. Przemiany środowiskowe sprawiają, że zwiększa się znaczenie brzozy brodawkowatej kosztem brzozy omszonej. Związane jest to głównie ze zmianą stosunków hydrogenicznych następującą w wyniku odwodnień i znacznego obniżenia się poziomu wód gruntowych lub wysokich okresowych wahań wód gruntowych w sezonie wegetacyjnym.

Brzoza brodawkowata jako gatunek pionierski, szybko rosnący, odporny na zanieczyszczenia przemysłowe, obradzający na wolnej przestrzeni już w 10. roku życia, w zwarcu zaś w wieku ok. 25 lat, owocuje co roku, przy obfitszych latach nasiennych występujących co 2-3 lata jest naturalnie obecna na terenach zniekształconych. Jej bardzo lekkie owoce rozsiewane są przez wiatr czasami na znaczne odległości. Powierzchniowy udział brzozy jako gatunku panującego w lasach Polski wynosi 5,1% [Bank Danych o Lasach*, stan na 1 stycznia 2013 r.].

* <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/>

Wymagania ekologiczne brzozy brodawkowatej zbliżone są do wymagań sosny, jednak gatunek ten ma większe zapotrzebowanie na wodę i składniki odżywcze [Białobok 1979]. W *Zasadach hodowli lasu* [2012] w tab. 7 brzoza przewidziana jest jednak w przykładowych składach gatunkowych zalesień tylko na siedliskach borowych, a na lasowych już nie. Powstaje pytanie – czy tak powinno być? Jako gatunek pionierski występuje naturalnie na terenach zniekształconych na wszystkich siedliskach: ubogich i bogatych, suchych i wilgotnych. Tymczasem jako gatunek główny zalecana jest na: Bw, BMw, BMb i LMw [*Zasady hodowli lasu* 2003]. Plastyczny i specyficzny system korzeniowy, silnie rozwinięty w powierzchniowych warstwach gleby, doskonale predestynuje brzozę na tereny zniekształcone. Na glebach ubogich, suchych, kwaśnych i podmokłych przyjmuje ona postać krzewiastą. Jest to gatunek domieszkowy na większości siedlisk [Jaworski 2011].

Drewno brzozy ma średnią masę w porównaniu do innych podstawowych gatunków drzew Polski, jest niezbyt twarde, mocne i elastyczne. W ostatnich dziesięcioleciach nastąpiła zmiana poglądów na wykorzystanie tego drewna w wielu dziedzinach działalności człowieka i duży wzrost zapotrzebowania na nie.

Drewno brzozowe znajduje głównie następujące zastosowania:

- celuloza, papier;
- drewno opałowe – pali się nawet mokre;
- okleina, okładzina, parkiet, płyty wiórowe i pilśniowe, sprzęt sportowy, elementy samolotów, skrzynki, kołki, uchwyty, drewno odpowiednie do toczenia i snycerki;
- materiał stolarski do wyrobu mebli i innych rzeczy codziennego użytku;
- sklejka;
- sucha destylacja (węgiel, ocet, alkohol metylowy itp.).

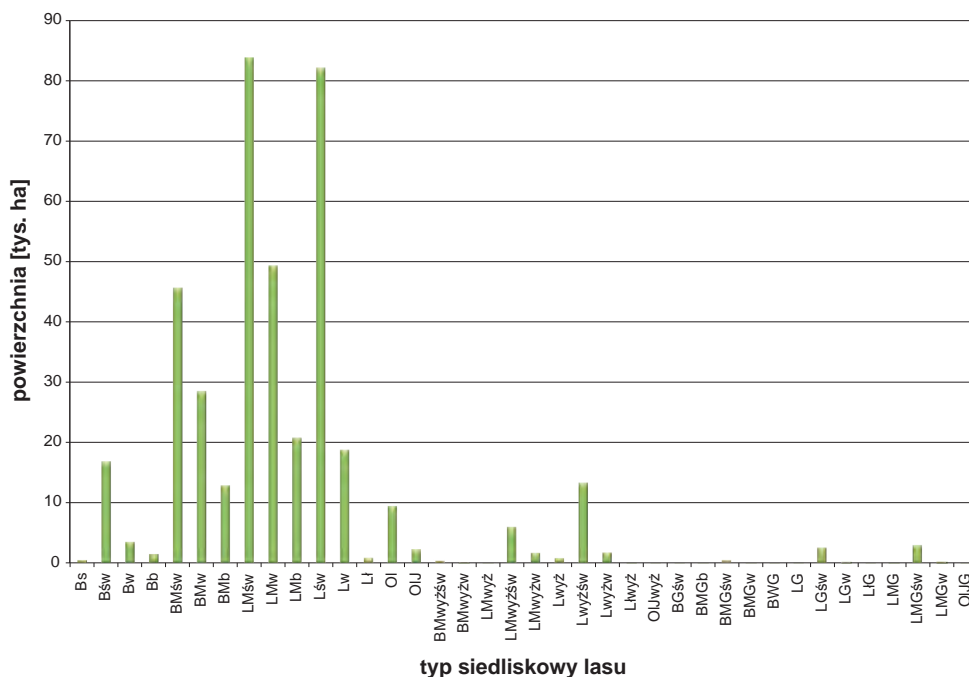
Inne pożytki z brzozy, często już historyczne, mające dawniej duże znaczenie, to m.in.: czeczota; dziegieć z kory (smoła brzozowa) do impregnacji płótna i skóry, uszczelniania beczek, smarowania osi; ksylitol – substancja słodząca, zwana cukrem brzozowym, miotły, sok z brzozy – oskoła.

Brzoza znana jest w sylwoterapii: leczy smutki, koi nerwy, łagodzi bóle, ogólnie wzmacnia, przyspiesza gojenie się ran, leczy wszelkie dolegliwości kobiece, dodaje pewności siebie, powoduje przyływ dobrych pomysłów i rozbudza intuicję. Czyr brzozowy (włóknouszek ukośny) stosuje się w leczeniu chorych z zaawansowanymi stadiami choroby nowotworowej.

Zgodnie z informacjami Banku Danych o Lasach (BDL), stan na 1 stycznia 2013 r., brzoza jest gatunkiem panującym na kilkunastu typach siedliskowych lasu na obszarze całego kraju (ryc. 10.5). Na siedliskach LMśw i Lśw gatunek ten występuje na powierzchni odpowiednio 82,8 i 81,2 tys. ha, a na siedliskach LMw i BMśw na powierzchni ok. 48,8 i 45,1 tys. ha. Brzoza obecna jest jeszcze na powierzchni powyżej 10 tys. ha na następujących siedliskach: BMw, LMb, Lw, Bśw, Lwyżśw, BMb. Jednak analiza procentowego udziału powierzchni lasów z brzozą jako gatunkiem panują-

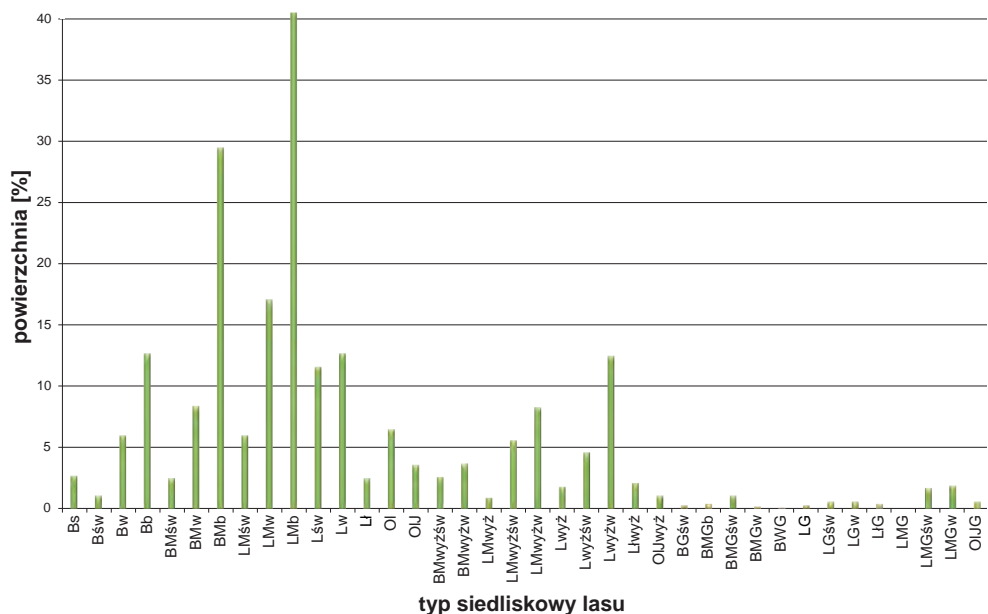
cym w przedstawionych typach siedliskowych lasu (ryc. 10.6) obrazuje odmienne rozłożenie udziału tego gatunku na poszczególnych siedliskach. Wynika to z różnej powierzchni ogólnej siedlisk na terenie lasów Polski. Tylko na ośmiu siedliskach brzoza zajmuje powyżej 10% ich powierzchni ogólnej w skali całego kraju, przy czym najwięcej na: LMb – 40,5%, BMb – 29,5% i LMw – 17,1%. Na siedliskach LMśw i Lśw gatunek ten występuje odpowiednio w udziale 6% i 11,6%.

Powierzchnia lasów z brzozą jako gatunkiem panującym według klas i podklas wieku w LP przedstawiona na ryc. 10.7 wskazuje na zmniejszenie się powierzchni drzewostanów z udziałem brzozy w okresie ostatnich 20 lat. W Ia klasie wieku jest tylko 3,4 tys. ha, w Ib – 18,2 tys. ha, podczas gdy w IIa – 33,3 tys. ha, w IIb – 43,8 tys. ha, w IIIa – 47,1 tys. ha, w IIIb – 55,2 tys. ha, a w IVa nawet 71 tys. ha. Wynika to z faktu, że nie powstają już uprawy i młodniki brzozowe z samosiewu, co miało miejsce w przeszłości.



Ryc. 10.5. Powierzchnia lasów w Polsce z brzozą jako gatunkiem panującym według typów siedliskowych lasu
Fig. 10.5. Area of forests (thousand hectares) in Poland with birch as dominant species by forest site type

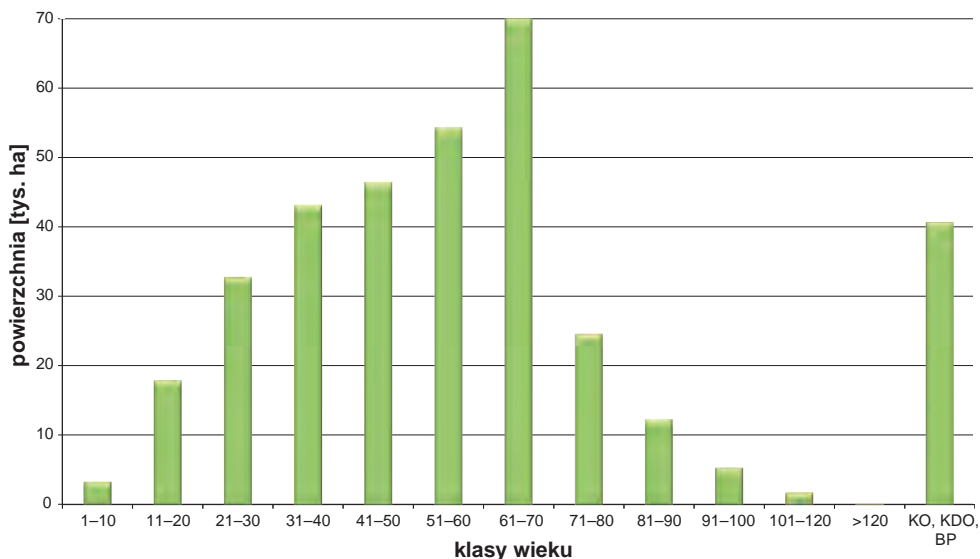
Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.



Ryc. 10.6. Procentowy udział powierzchni lasów w Polsce z brzozą jako gatunkiem panującym w typach siedliskowych lasu

Fig. 10.6. Area share (%) of forests in Poland with birch as dominant species by forest site type

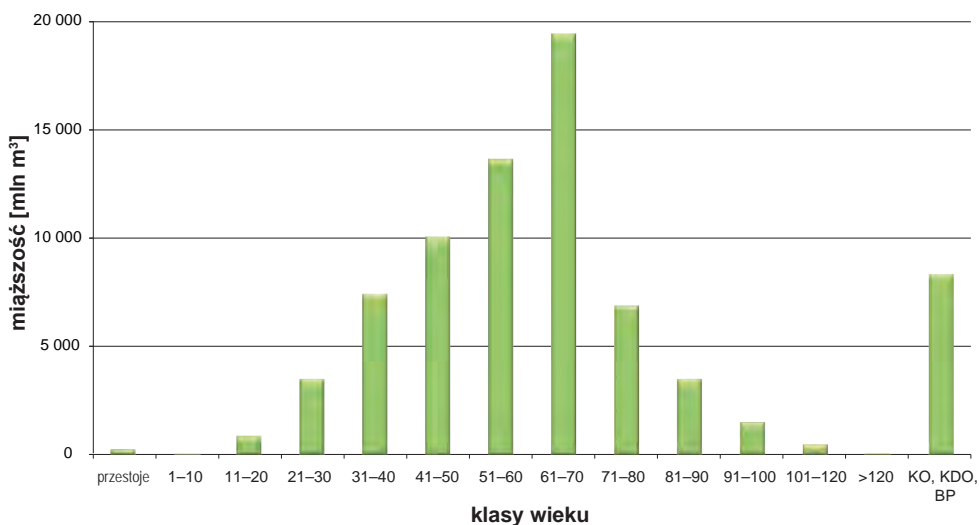
Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.



Ryc. 10.7. Powierzchnia lasów z brzozą jako gatunkiem panującym według klas wieku w Lasach Państwowych

Fig. 10.7. Area of forests (thousand hectares) in the State Forests with birch as dominant species by age class

Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.



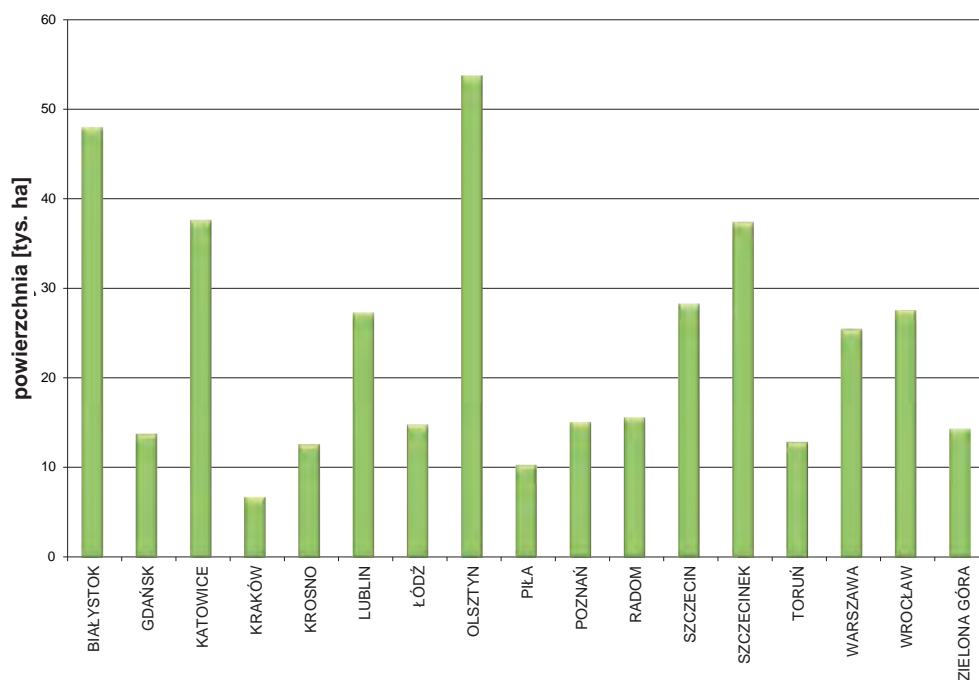
Ryc. 10.8. Miąższość brzozy jako gatunku panującego według klas wieku w Lasach Państwowych

Fig. 10.8. Volume of birch (million m³) as dominant species by age class in the State Forests

Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.

Jeżeli tendencja znacznego zmniejszania się powierzchni drzewostanów z brzozą jako gatunkiem panującym, widoczna w Ia i w Ib klasie wieku, nie zostanie zahamowana, to brzoza jako gatunek panujący w lasach Polski będzie rzadkością i z obecnych 5,1% jej udział zostanie obniżony do poniżej 1% w ciągu okresu równego dwóm klasom wieku, czyli po 40 latach. Miąższość brzozy jako gatunku panującego według klas wieku w LP przedstawiona na ryc. 10.8 jest zgodna z powierzchnią lasów w tych podklasach i specyfiką przyrostu tego szybko rosnącego gatunku.

Powierzchnia lasów z brzozą jako gatunkiem panującym na terenach zarządzanych przez poszczególne regionalne dyrekcje LP (ryc. 10.9) odzwierciedla historię zalesień gruntów porolnych w Polsce w okresie po II wojnie światowej. Brzoza była wówczas częściej wprowadzana na grunty porolne i wkraczała naturalnie na tereny zalesiane i porzucone przez rolnictwo. Najwięcej powierzchni lasów z gatunkiem panującym brzozą znajduje się na terenie następujących regionalnych dyrekcji LP: Olsztyn – 55,8 tys. ha, Białystok – 48,1 tys. ha, Katowice – 37,7 tys. ha i Szczecinek – 37,5 tys. ha, najmniej zaś na terenie regionalnych dyrekcji LP: Kraków – 6,8 tys. ha, Piła – 10,4 tys. ha, Krosno – 12,7 tys. ha i Toruń – 12,9 tys. ha.



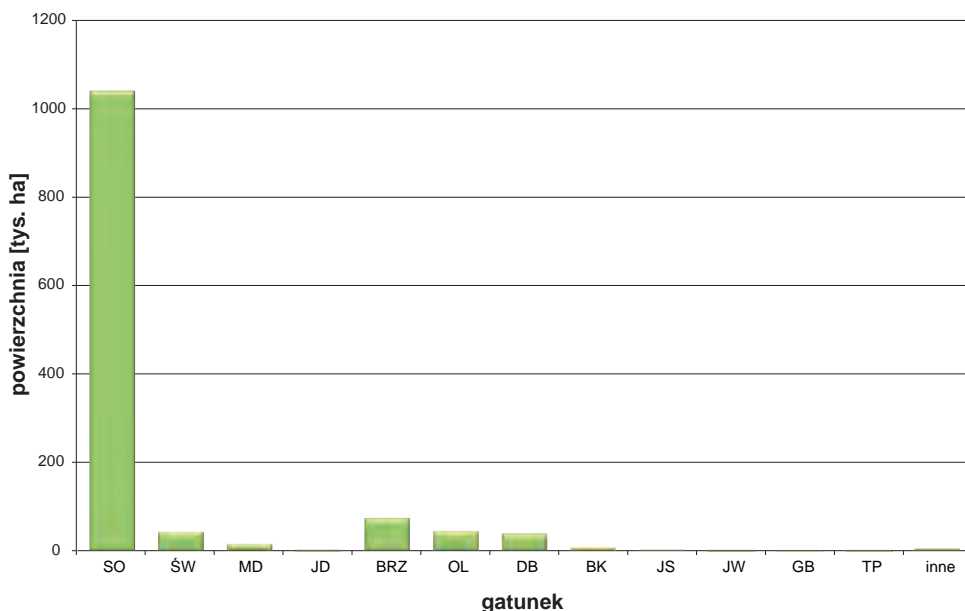
Ryc. 10.9. Powierzchnia lasów z brzozą jako gatunkiem panującym według regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (RDLP)

Fig. 10.9. Area of forests (thousand hectares) with birch as dominant species by Regional Directorates of the State Forests

Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.

Analizując areał drzewostanów na gruntach porolnych według gatunków panujących, można zauważyć, że brzoza jako gatunek pionierski nie była uwzględniana w większym stopniu na tych terenach (ryc. 10.10). Zgodnie z danymi za 2007 r., powierzchnia drzewostanów z brzozą jako gatunkiem panującym na gruntach porolnych wynosiła około 45 tys. ha, podczas gdy powierzchnia drzewostanów z gatunkiem panującym sosną ponad 1000 tys. ha [Łukaszewicz 2009].

Planowanie hodowlano-urządzeniowe powinno zdecydowanie obniżyć wiek rębności brzozy na terenach porolnych i innych zniekształconych, gdyż przemawiają za tym przesłanki przyrodnicze, gospodarcze i ekonomiczne. Dojrzałość techniczną drzewa brzozy brodawkowatej i omszonej osiągają w wieku 60–80 lat. W tym wieku udział fałszywej twardej w ogólnej masie drewna jest stosunkowo mały [Poskrobko 2009]. Fałszywa twardej znacznie ogranicza przydatność użytkową drewna brzożowego. W praktyce leśnej często brzoza wycinana jest w wieku wyższym, zwłaszcza w drzewostanach z sosną, której wiek rębności wynosi 100, a nawet więcej lat. Należy pamiętać, że rozwój fałszywej twardej zapoczątkowuje



Ryc. 10.10. Powierzchnia drzewostanów na gruntach porolnych według gatunków panujących
Fig. 10.10. Area of tree stands (thousand hectares) on former agricultural lands, by main species

Źródło / Source: Łukaszewicz 2009; stan na 31 grudnia 2007 r.

biologiczną degradację drewna i prowadzi w następnych fazach do zgnilizny twardej, a następnie miękkiej.

Brzoza powinna być szerzej uwzględniana w planowaniu hodowlano-urzędzeniowym w odnawianiu lasu i zalesianiu, a szczególnie na terenach pokłeskowych i zniekształconych w następujących przypadkach:

- jako przedplon na gruntach zalesianych (w określonych warunkach przyspiesza powrót siedliska leśnego),
- jako przedplon w odnawianiu lasu na małych i dużych powierzchniach pokłeskowych,
- jako podgon dla gatunków wolno rosnących w odnawianiu i zalesianiu lasu,
- występowania naturalnych odnowień brzozowych w odpowiednich warunkach siedliskowych, na siedliskach zarówno borowych, jak i lasowych.

10.3. Topole w lasach Polski i na siedliskach zniekształconych

Gatunki rodzime topól na terenach leśnych Polski to [Tomanek 1997]:

- topola osika (osika, topola drżąca) – *Populus tremula* L., z podsekcji *Trepidae* – osiki,
- topola biała (białodrzew) – *Populus alba* L., z podsekcji *Populus (Albidae)*,
- topola czarna (sokora, topola nadwiślańska) – *Populus nigra* L., należy do sekcji topoli czarnych – *Aigeiros*,
- topola szara (białodrzew nadwiślański) – *Populus×canescens* Aiton (Sm) (*P. alba* × *P. tremula*), jest mieszańcem osiki i topoli białej.

Topola biała występuje w środkowej i południowej Europie, a w Polsce osiąga północny kres swego zasięgu. Jest gatunkiem pospolitym. Występuje na terenach nadrzecznych, współtworząc lasy łęgowe wierzbowo-topolowe (*Salici-Populetum*). Dobrze rośnie na żyznych glebach aluwialnych, toleruje jednak gleby o średniej żyzności, dobrze znosi zalewy, ale ma duże wymagania świetlne. Już w wieku 20–30 lat osiąga nawet 30 m wysokości i do 70 cm pierśnicy [Tomanek 1997; Jaworski 2011]. Dawniej często była sadzona w parkach i przy drogach. Może być cennym gatunkiem na terenach zniekształconych z podwyższonym poziomem wód gruntowych, np. na terenach zalewowych i na obszarach o zmienionej, np. przez bobry, gospodarce wodnej.

Topole szare są mieszańcami, powstającymi naturalnie najczęściej ze skrzyżowania żeńskich osobników topoli białej z męskimi osobnikami osiki. Drzewa te charakteryzują się cechami pośrednimi pomiędzy topolą osiką i topolą białą. Zarówno cechy morfologiczne, jak i wzrost oraz właściwości mechaniczne drewna są bardzo zmienne w obrębie tych mieszańców. Topola szara jest spotykana rzadziej od rodziców i występuje na terenach wspólnych dla obu gatunków. W Polsce rośnie głównie w całej dolinie Wisły. Pojawia się również w lasach w formie podobnej do osiki. Według Tomanka [1997], „rośnie szybciej od gatunków rodzicielskich i jest odporna na zgniliznę pnia, ma małe wymagania siedliskowe; dobrze rośnie na glebach piaszczystych i nieco zakwaszonych, dlatego zyskuje na znaczeniu w gospodarce leśnej”. Duże rozmiary topola szara osiąga tylko w korzystnych warunkach glebowych w łęgach wierzbowo-topolowych. Gatunek ten w wielu przypadkach naturalnie wkracza wraz z osiką na tereny leśne po wystąpieniu czynników kłeskowych abiotycznych i biotycznych. Powstałe powierzchnie otwarte (małe i duże) dostarczają potrzebnego topoli światła i może ona naturalnie „zabliźnić” te luki.

Topola czarna jest naturalnym elementem lasów łęgowych wierzbowo-topolowych, występuje na terenie prawie całego kraju. Charakterystyczne dla niej są guzowate narośle na starych pniach i głęboko spękana kora. Żyje 100, czasami 150 lat. Rośnie dobrze na różnych glebach, zdecydowanie jednak ustępuje szybko-

ścią przyrostu mieszańcom euroamerykańskim. Dawniej często była sadzona jako drzewo alejowe. Należy do zanikających gatunków drzew krajowych. Jej drewno ma marginalne znaczenie (nadaje się na okleiny do produkcji sklejek, dla przemysłu celulozowo-papierniczego, zapałczanego, lotniczego, do produkcji niektórych mebli, modeli, wyrobów snycerskich, łubianek itp.) [Splawa-Neyman i Owczarzak 1994]. Na marginalnych terenach leśnych powinna być pozostawiana jako element florystyczny, krajobrazowy i unikatowy. Może być odnawiana na siedliskach zniekształconych tylko w wyjątkowych przypadkach, głównie na terenach zalewowych lub z wysokim poziomem wód gruntowych. Topole czarne można sadzić na takich terenach przy dużych rzekach i małych ciekach, w formie rzędowej lub pasów różnej szerokości.

Podstawowym i najliczniejszym przedstawicielem z sekcji *Populus* w lasach Polski jest topola osika. W naszym kraju dorasta ona do wysokości 30–35 m i pierśnicy 1 m. W młodości rośnie bardzo szybko, dwuletnie siewki osiągają 2 m wysokości, a drzewka w wieku 10–15 lat dorastają do 15 m. Przyrost na wysokość drzew osiki ustaje wcześnie, bo już około 50.–60. roku, mogą jednak żyć do 100 lat. Ze wszystkich gatunków topól jest najmniej wymagająca w stosunku do żyzności i wilgotności gleby [Tomanek 1997; Jaworski 2011].

Podstawowe cechy predestynujące topolę osikę na siedliska zniekształcone i pokłaskowe oraz uwarunkowania hodowlane wprowadzania i akceptacji przyrodniczej tego gatunku są następujące:

- jest „mistrzem przeżycia w trudnych warunkach”;
- ma średnie wymagania glebowe, najlepiej rośnie na glebach umiarkowanie wilgotnych, zasobnych, piaszczystych do ilastych;
- obumiera na glebach bardzo podmokłych albo bardzo suchych;
- odznacza się słabą udatnością odnawiania z nasienia;
- najczęściej w drzewostanach występuje w postaci odrośli, szybko murszejących;
- żyje krócej niż otaczające ją drzewa (wzrost ustaje już w wieku 50–60 lat);
- w cięciach pielęgnacyjnych wycina się ją pod pretekstem nieopłacalności wyrobu z niej drewna użytkowego (bez analizy ekonomicznej!) i przeznaczają na opał.

Powstaje pytanie – czy opłaca się hodować osikę na opał? Już w 1884 r. Wilhelm Winter w czasopiśmie „Sylwan” w artykule *Osika w krajowym przemyśle i gospodarstwie leśnym* analizował argumenty za i przeciw hodowli osiki w lasach oraz metody hodowlane w następujący sposób: „Osika w znacznej części pierwiej jeszcze nie doszła do wymaganej grubości, zaczyna już próchnieć ze środka, a ta jej własność ma się w prostym stosunku do dobroci gruntu, na którym wzrosła. Na ziemiach świeżych próchniczo-gliniastych, rośnie ona szybko i równo, lecz ten wygląd jej bywa zwodniczym; na siedlisku z glebą mniej urodzajną jest ona krzywa, kręta i krótka. (...) Natrętne i uporczywe rozrastanie się osiki w zapustach i młodnikach w drzewostanach mieszanych (a tylko w takich dostarczać może wyborowego drewna); w czystych osinnikach wrogie zachowanie się jej samej wobec siebie, niemniej

stosunkowo niski stopień palności jej drewna, są to ujemne własności tak wielkiej doniosłości, że ich ani jej szybki wzrost, ani nawet korzystne spieniężenie samego materiału, nie zrównoważy. (...) Zapewne też jeszcze na długo, nie będzie naszym celem ani zamiarem, hodowanie lub faworyzowanie osiki w zrębach i zapustach”.

Drewno osiki charakteryzuje się małą wartością opałową i nie nadaje się na podstawowe cele budowlane. Jednak w ostatnich latach obserwuje się niedobór wartościowego drewna osikowego na rynku polskim, co jest równoważone przez import, m.in. ze wschodu. Drewno osiki jest lekkie, miękkie i łatwo zapalne i ma następujące zastosowanie [Splawa-Neyman i Owczarzak 1994]:

- materiał nieimpregnowany stosowany w zmiennych warunkach wilgotnościowych (ekrany dźwiękochłonne, płoty, galanteria ogrodowa),
- wyrób gontów,
- celuloza, papier japoński,
- okleiny łuszczone i sklejkki,



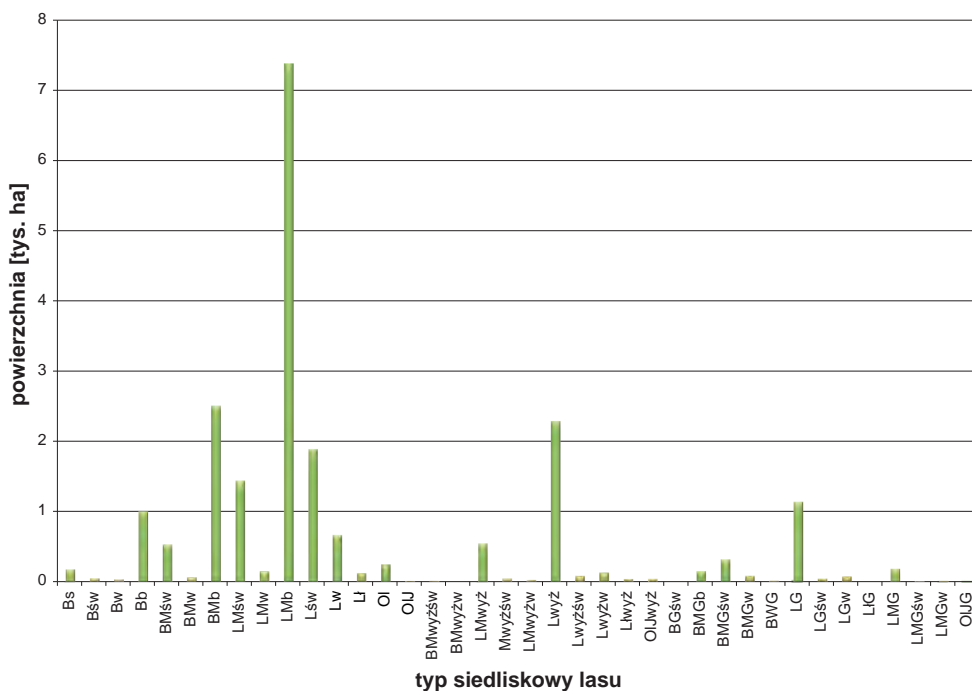
Ryc. 10.11. Drewno osiki charakteryzuje się małą wartością opałową i stosowane jest jako materiał nieimpregnowany w zmiennych warunkach wilgotnościowych (gonty, ekrany dźwiękochłonne, płoty, galanteria ogrodowa). W ostatnich latach obserwuje się niedobór wartościowego drewna osikowego na rynku polskim, co jest równoważone przez import, m.in. ze wschodu (fot. J. Łukaszewicz)

Fig. 10.11. Aspen wood is of little value as fuel so it is used as non-impregnated material in variable humidity conditions (shingles, soundproof screens, fences, garden accessories). For the last few years Polish market has become scarce of valuable aspen wood what is balanced by the imports, also from the East (photo by J. Łukaszewicz)

- galanteria drzewna (wyroby plecione, łubianki, ołówki, kredki, kapelusze damskie oraz męskie, kapelusze naśladowujące model panama, modelarstwo, zabawki),
- zapafki i in.

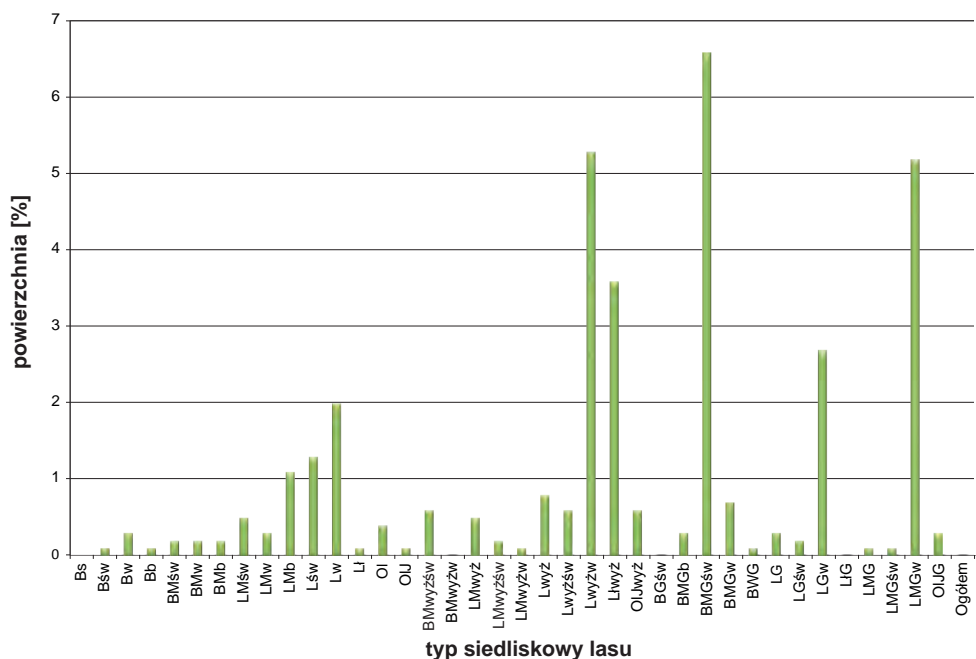
Dawne pożytki z osiki obejmowały następujące wykorzystanie: produkcja klepek do beczek (cementówek, syropiarek), sucha destylacja (tylko węgiel drzewny do wyrobu prochu strzelniczego), budowa budynków gospodarczych (stodoły, szopy itd.), deski do wozów konnych oraz na obudowę przyczep ciągnikowych i samochodowych, rzeźbienie w drewnie, snycerka – instrumenty muzyczne, kołki osikowe na wampiry i inne.

Osika jako gatunek panujący występuje na powierzchni tylko 0,3% lasów Polski. Z informacji Banku Danych o Lasach (stan na 1 stycznia 2013 r.) wynika, że osika jest gatunkiem panującym na kilku typach siedliskowych lasu i to tylko na niewielkich areałach w skali kraju (ryc. 10.12). Najliczniej gatunek ten występuje na siedliskach: Lśw – 7,4 tys. ha, LMśw – 2,5 tys. ha, Lwyźśw – 2,3 tys. ha, Lw – 1,9 tys. ha, LMw – 1,4 tys. ha, LGśw – 1,1 tys. ha i BMśw – 1 tys. ha. Na pozostałych siedliskach leśnych osika jako gatunek panujący występuje bardzo rzadko, zajmując poniżej 1 tys. ha.



Ryc. 10.12. Powierzchnia lasów w Polsce z osiką jako gatunkiem panującym według typów siedliskowych lasu
Fig. 10.12. Area of forests (thousand hectares) in Poland with aspen as dominant species, by forest site type

Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.



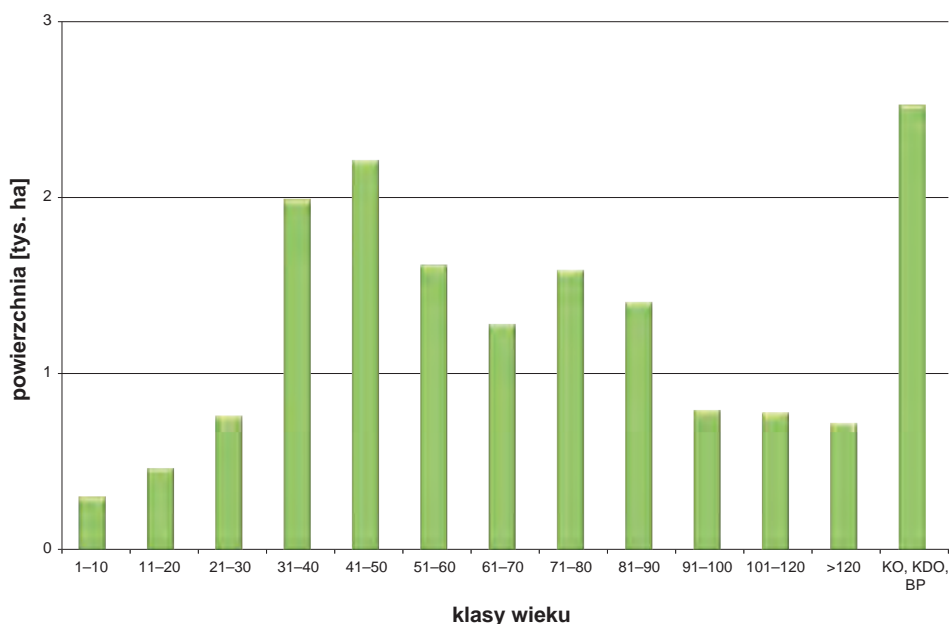
Ryc. 10.13. Procentowy udział powierzchni lasów w Polsce z osiką jako gatunkiem panującym w typach siedliskowych lasu

Fig. 10.13. Area share (%) of forests in Poland with aspen as dominant species, by forest site type

Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.

Analiza procentowego udziału powierzchni lasów z osiką jako gatunkiem panującym w typach siedliskowych lasu przedstawiona na ryc. 10.13 wskazuje na kilkuprocentową obecność tego gatunku tylko na siedliskach rzadkich, charakteryzujących się niewielką powierzchnią w skali kraju. Osika jako gatunek panujący występuje w największym procentowym udziale na następujących typach siedliskowych lasu: BMGw – 6,6%, Lw (z) – 5,3%, OIJG – 5,2%, OIJw (z) – 3,6%, LŁ – 2,7%, LŁ – 2,0%, Lw – 1,3% i Lśw – 1,1%. Na pozostałych typach siedliskowych lasu osika występuje w udziale nieprzekraczającym 1% powierzchni tych siedlisk.

Osika jako gatunek panujący występuje też marginalnie w pierwszych trzech podklasach wieku (ryc. 10.14). W Ia podklasie wieku obecna jest na 0,3 tys. ha, w Ib na 0,5 tys. ha, a w IIa na powierzchni 0,8 tys. ha. Przedstawione dane uwidaczniają wpływ zabiegów pielęgnacyjnych, w tym szczególnie czyszczeń wczesnych i późnych oraz trzebieży wczesnych, w czasie których gatunek ten jest usuwany ze składu gatunkowego drzewostanów na wszystkich siedliskach w Lasach Państwowych. Największą powierzchnię osika zajmuje w IIb klasie wieku – 2 tys. ha i w IIIa klasie wieku – 2,2 tys. ha. Jako gatunek główny jest też obecna w IV, V, VI klasie wieku oraz w KO, KDO i BP, jednak jakość techniczna drewna osikowego w tych klasach



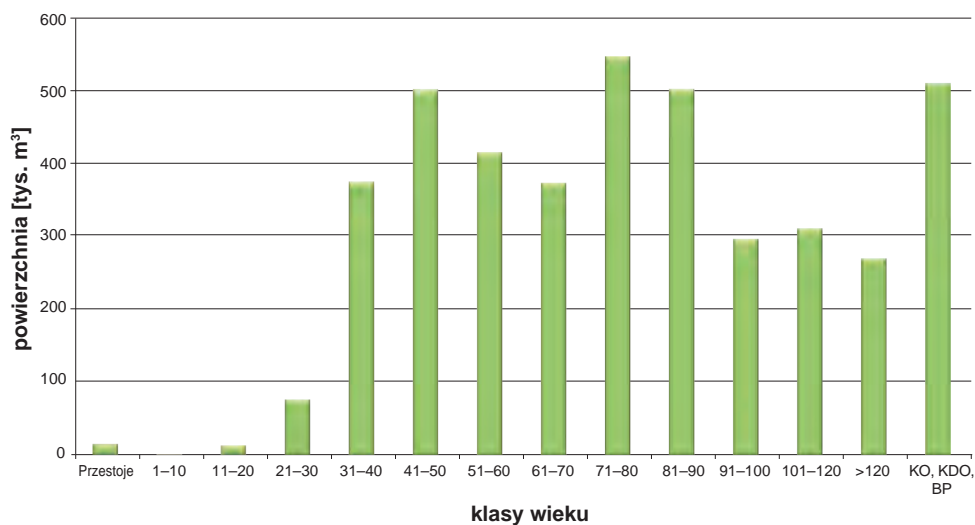
Ryc. 10.14. Powierzchnia lasów z osiką jako gatunkiem panującym według klas wieku w Lasach Państwowych
Fig. 10.14. Area of forests (thousand hectares) in the State Forests with birch as dominant species, by age class
 Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.

wieku zgodnie z biologią wzrostu tego gatunku może być nieodpowiednia z powodu częstego występowania murszu.

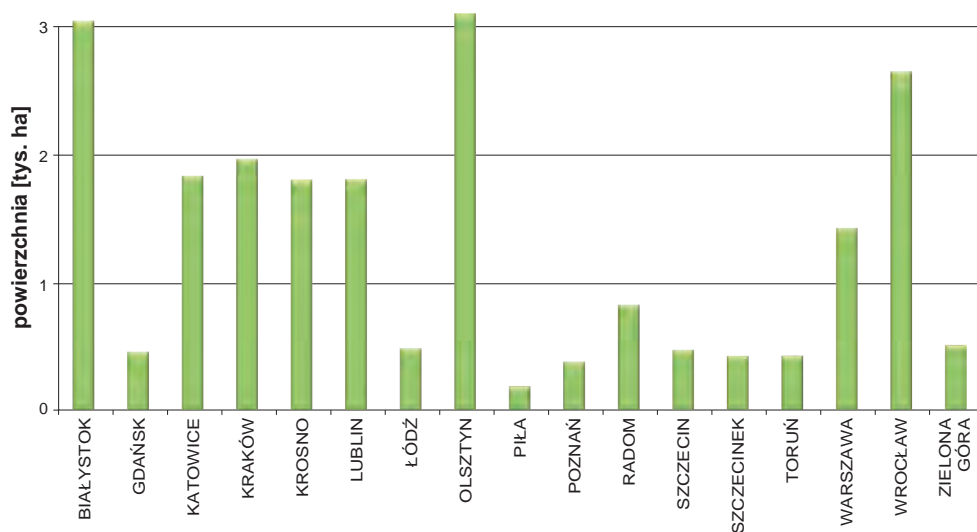
Największa miąższość osiki jako gatunku panującego występuje w IVb podklasie wieku – 547 tys. m³, Va – 503 tys. m³ i IIIa 502 tys. m³ (ryc. 10.15). Rozmieszczenie przestrzenne lasów z osiką jako gatunkiem panującym według regionalnych dyrekcji LP nie jest równomierne w skali kraju. Największe powierzchnie leśne z tym gatunkiem występują na terenie regionalnych dyrekcji LP: Olsztyn – 3,1 tys. ha, Białystok – 3 tys. ha, Wrocław – 2,6 tys. ha, i tylko w pięciu regionalnych dyrekcjach (Kraków, Katowice, Krosno, Lublin i Warszawa) przekraczają 1 tys. ha (ryc. 10.16).

Z przedstawionych danych wynika, że osika w ostatnich dziesięcioleciach była skutecznie rugowana ze składu gatunkowego drzewostanów na wszystkich siedliskach leśnych. Jako gatunek pionierski powinna być obecna w składach gatunkowych drzewostanów, szczególnie na siedliskach zniekształconych. Hodowla osiki na tych siedliskach może być realizowana w skróconej kolei rębni z wiekiem rębności od 20 do 40 lat w zależności od żyzności i wilgotności gleby.

SIEDLISKA LEŚNE ZMIENIONE I ZNIEKSZTAŁCONE



Ryc. 10.15. Miąższość osiki jako gatunku panującego według klas wieku w Lasach Państwowych
Fig. 10.15. Volume of aspen (thousand m³) as dominant species in the State Forests, by age class
 Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.



Ryc. 10.16. Powierzchnia lasów z osiką jako gatunkiem panującym według regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych
Fig. 10.16. Area of forests (thousand hectares) with aspen as dominant species by Regional Directorates of the State Forests
 Źródło / Source: Bank Danych o Lasach, stan na 1 stycznia 2013 r.

10.4. Wnioski

1. Brzoza jako gatunek panujący występuje na powierzchni 5,1%, a osika tylko na 0,3% lasów Polski.
2. W ostatnich 20 latach nastąpiło kilkukrotne zmniejszenie udziału brzozy (pięciodokrotne) i osiki (sześciokrotne) jako gatunków panujących w składach gatunkowych drzewostanów w porównaniu z okresem powojennym.
3. Brzoza i osika nie są uwzględniane jako gatunki panujące w składach gatunkowych drzewostanów na siedliskach lasowych, a tylko tam charakteryzują się one szybkim tempem wzrostu, osiągają duże miąższości i mogą być hodowane w niskich wiekach rębności. W przypadku tych gatunków na siedliskach lasowych można uzyskać dwukrotną, a nawet czterokrotną rotację cyklu produkcyjnego w porównaniu z rotacją drzewostanów złożonych z gatunków długowiecznych.
4. Rola brzoź i topól (szczególnie osiki) w polskich lasach powinna być większa wobec coraz większego zapotrzebowania na drewno tych gatunków oraz ich ekologicznej roli w odtwarzaniu ekosystemów leśnych na terenach zniekształconych i w drzewostanach pokłeskowych.
5. Bez ingerencji człowieka, w warunkach naturalnych, gdy lasem rządzi przypadek, a abiotyczne i biotyczne kłęski kształtują pejzaż gatunkowy ekosystemów leśnych, brzoza i osika pretendują do podstawowych gatunków lasotwórczych w Polsce.
6. Planowanie urządzeniowo-hodowlane powinno racjonalnie kształtować udział procentowy brzozy i osiki na poszczególnych siedliskach w taki sposób, aby zachować różnorodność przyrodniczą lasu oraz wykorzystać ich potencjał przyrodniczy i wartość materialną.
7. Należy rozważyć, czy nie obniżyć (zróżnicować w zależności od obiektu leśnego) wieku rębności brzozy i osiki, w szczególności w drzewostanach na gruntach porolnych i terenach zniekształconych, gdyż przemawiają za tym przesłanki przyrodnicze, gospodarcze i ekonomiczne.
8. Szersze uwzględnianie brzozy i osiki w planowaniu hodowlano-urządzeniowym jest możliwe tylko wtedy, gdy podjęte decyzje będą uwzględniać wymagania ekologiczne tych gatunków i różnorodność gatunkową ekosystemów leśnych.

Literatura

- BDL, Bank Danych o Lasach, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal> (data dostępu 23.06.2015 r.).
- Białobok S. (red), 1979, *Brzozy Betula L., Nasze drzewa leśne*, Polska Akademia Nauk - Instytut Dendrologii, Kórnik, Państwowe Wydawnictwo Naukowe Warszawa-Poznań.
- Bojnowski A., 2005, *Brzoza i osika ratuje leśnika - czyli krótka rozprawa o relatywizacji gospodarki leśnej*, „Przegląd Leśniczy”, nr 5, s. 24-25.
- Jaworski A., 2011, *Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych*, t. III, Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.

- Łukaszewicz J. i in., 2009, *Optymalizacja stosowania różnych zabiegów hodowlanych w drzewostanach brzoźowych w pierwszym pokoleniu na gruntach porolnych, w aspekcie produkcyjnym i naturalizacji zalesień*, sprawozdanie końcowe z realizacji tematu badawczego BLP-306, IBL, Sękocin Stary (maszynopis).
- Łukaszewicz J., 2014, *Odnawianie obszarów pokłeskowych i trudnych*, „Poradnik Leśniczego”, nr 7–8, s. 11–19.
- Łukaszewicz J., 2015, *Zalesienia gruntów porolnych z wykorzystaniem wiedzy o przebiegu sukcesji*, „Poradnik Leśniczego”, nr 3, s. 15–20.
- Poskrobko W., 2009, *Brzoza omszona kontra brodawkowata*, Gazeta Przemysłu Drzewnego, styczeń 2009, s. 48.
- Sobociński W., 2005, *Osika*, „Echa Leśne”, nr 3, s. 26–27.
- Spława-Neyman S., Owczarzak Z., 1994, *Użytkowe gatunki drewna. Vademecum. Osika*, „Przemysł Drzewny”, nr 45, s. 6.
- Tomanek J., 1997, *Botanika leśna*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Winter W., 1884, *Osika w krajowym przemyśle i gospodarstwie leśnym*, „Sylwan”, nr 2, s. 203–206.
- Zasady Hodowli Lasu*, 2003, Rozwałka Z. (red.), Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu*, 2012, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Summary

The importance of birch and aspen in silviculture and management planning on distorted forest sites

One third of Polish forests are the first generation stands growing on former agriculture lands. Urbanization, fragmentation of forest complexes, industrial development, pollution and other anthropogenic factors undermine the stability and natural resistance of forest ecosystems. In such circumstances, birch and aspen are species that increase the forest species diversity, and are a natural component filling distorted areas. Birch as the dominant species occurs on 5.1% and aspen only on 0.3% of the area of Polish forests (Forest Data Bank, as of 01.01.2013). During last two decades, the share of birch and aspen as dominant species in the species composition of Polish forests decreased several times (five times the birch and six times the aspen) in comparison with the post-war period. Moreover, birch and aspen are not included as dominant trees in the stands species composition in fertile forests habitats, although their growth is fast, they achieve large timber volume and may be felled at low age. In case of these species occurring in forest habitats, it is possible to obtain two- or even four-time rotation of productive cycle as related to the rotation of long-live stands. The role of birch and poplars (especially aspen) in Polish forests should be more important because of increasing demand for wood of these species and their growing ecological importance in restoring forest ecosystems, especially on degraded and transformed forest sites. However, broader share of birch and alder in Polish forest would be possible only if decision on silviculture and management took into account the ecological requirements of these species and their diversity of forest ecosystems.

Rola gatunków domieszkowych w planowaniu urządzeniowo-hodowlanym

11.1. Wstęp

Określenie roli gatunku na podstawie udziału w składzie gatunkowym ma charakter umowny. Włoczewski [1968] za domieszkę uważa gatunek, którego udział w składzie gatunkowym drzewostanu nie przekracza 50%. Tyszkiewicz i Obmiński [1963] definiują domieszkę jako gatunek o udziale nieprzekraczającym połowy udziału gatunku panującego. Jednocześnie autorzy ci rozróżniają następujące role pełnione przez rodzime gatunki drzew:

- gatunki zdolne do tworzenia drzewostanów jednogatunkowych i często panujące w drzewostanach wielogatunkowych (sosna, świerk, jodła, buk, olsza czarna);
- pozostałe gatunki uważane za główne ze względu na szczególną wartość i występujące jako gatunki współpanujące (dęby, modrzew, niekiedy jesion);
- gatunki ekspansywne, w sprzyjających warunkach gromadnie wkraczające do drzewostanu (grab, brzoza, olsza szara, osika);
- gatunki o ograniczonym znaczeniu lasotwórczym, jednak w domieszce bardzo pożądane (klon zwyczajny, jawor, wiązy, lipy, trześnia).

Wybranim gatunkom z ostatniej grupy poświęcono tę pracę.

Przyroda oczywiście często wykracza poza tak ujęte normy, czego przykładem są lite drzewostany lipowe (ryc. 11.1) lub jaworowe – złożone, w klasycznym ujęciu, z typowych gatunków domieszkowych, oraz drzewostany brzozowe i grabowe.

11.2. Rola i znaczenie gatunków domieszkowych

Gatunki domieszkowe można rozpatrywać pod względem:

- roli w życiu drzewostanu i ich wartości gospodarczej (uszlachetniające i pomocnicze);

* Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych; ul. Braci Leśnej 3, 05-090 Raszyn; e-mail: W.Gil@ibles.waw.pl



Ryc. 11.1. Gatunki domieszkowe mogą również tworzyć lite drzewostany; na zdjęciu drzewostan lipowy (fot. W. Gil)

Fig. 11.1. Admixture species are also capable of creating pure forest stands; the picture shows lime (photo by W. Gil)

- sposobu występowania (pojedynczo, grupowo, kępowo, pasowo, rzędowo) i rozmieszczenia w drzewostanie;
- czasu trwania (czasowe i trwałe).

Gatunki domieszkowe uszlachetniające (produkcyjne) mają na celu urozmaicenie i polepszenie jakościowe produkcji danego drzewostanu. Przykładem może być rola dębu bezszypułkowego w drzewostanach sosnowych na siedliskach borów mieszanych, modrzewia w drzewostanach dębowych, a na żyzniejszych siedliskach: dębu szypułkowego, grabu pospolitego, klonu zwyczajnego, jaworu, lip, wiązów i osiki. Za domieszkę uszlachetniającą w określonych warunkach siedliskowych może być uznany każdy gatunek lasotwórczy.

Gatunki domieszkowe pomocnicze można podzielić na pielęgnacyjne i biocenotyczne. Pierwsze z nich osłaniają odnowienie gatunku głównego, przyspieszają oczyszczanie się pni drzew, tworzą ściółkę, poprawiają jakość gleby i korzystnie oddziałują na mikroklimat. Przykładem może być udział świerka w drzewostanach sosnowych (ryc. 11.2) czy też grabu i lipy w drzewostanach dębowych.

Domieszka biocenotyczna z kolei przez swoją obecność stwarza możliwość bytowania pożytecznych zwierząt i podnosi odporność lasu. W tej grupie dominują krzewy i leśne drzewa owocowe.

Ustalenie składu gatunkowego odnowienia jest jednym z najważniejszych środków osiągnięcia założonego celu hodowlanego. Powinien on uwzględniać wizję użytkowania lasu, czyli otrzymania określonych sortymentów, a także mieć na uwadze



Ryc. 11.2. Świerk podsadzony w drzewostanie sosnowym pełni rolę domieszki pielęgnującej (fot. W. Gil)
Fig. 11.2. Spruce underplanted in a pine stand serves as tending admixture (photo by W. Gil)

stan i stabilność ekosystemu leśnego. Rola domieszek tradycyjnie podkreślana jest zwłaszcza w realizacji drugiego z tych założeń.

Oczywiście należy odróżniać projektowany skład gatunkowy upraw od typu drzewostanu. W urządzaniu lasu projektowany skład gatunkowy upraw stanowi przede wszystkim podstawę do oceny zgodności uzyskiwanego składu gatunkowego upraw i młodników w wieku do 20 lat. Udział gatunków domieszkowych w tej fazie rozwojowej jest jeszcze duży i z reguły maleje wraz z wiekiem drzewostanu.

Większość siedlisk stwarza dobre warunki wzrostu dla więcej niż jednego gatunku drzewa. Decyzja o maksymalizacji produkcji i ograniczeniu uprawy do jednego gatunku na siedlisku, gdzie może występować ich kilka, może doprowadzić m.in. do zwiększonej wrażliwości lasu na zaburzenia. Skład gatunkowy powinien uwzględniać zatem możliwość ciągłego użytkowania lasu, wykorzystywać różne tempo wzrostu i długość życia poszczególnych gatunków oraz ich trwałość i elastyczność, słowem – kierować się zasadą rozproszenia ryzyka hodowlanego.

Typ siedliskowy lasu, podstawowa jednostka w systemie klasyfikacji siedlisk leśnych, wykazuje zróżnicowanie w zależności od krainy i dzielnicy, co po części wynika też z różnej roli poszczególnych gatunków drzew, uwarunkowanej zasięgiem poziomym i pionowym.

W *Zasadach hodowli lasu* [2012, tab. 3] podano przykładowe typy drzewostanów (dawniej: gospodarcze typy drzewostanów) i składy gatunkowe odnowień według typów siedliskowych lasu i krain przyrodniczo-leśnych. Należy zauważyć, że wspomniana tabela ma charakter pomocniczy i kierunkowy i nie jest wyczerpująca.

Dla przykładu, w *Szczegółowej hodowli lasu* Ilmurzyński [1969] dla siedliska lasu świeżego ustalił 23 możliwe typy gospodarcze drzewostanu, a dla lasu mieszanego świeżego – 33 typy (uwzględniające, nawiasem mówiąc, dużą rolę sosny zwyczajnej). Natomiast w tab. 3 wymieniono 15 typów dla LMśw i 10 dla Lśw.

Typ drzewostanu powinien w możliwie szerokim zakresie uwzględniać, oprócz gatunków głównych, także gatunki domieszkowe – produkcyjne i pomocnicze. Nietrudno zauważyć, że możliwości ich wykorzystania, zwłaszcza w charakterze domieszek produkcyjnych, rosną wraz ze wzrostem żyzności siedlisk. O ile jednak w przypadku siedlisk słabszych postulaty uwzględniania domieszek w składach gatunkowych są na ogół wypełniane zgodnie z założeniami, o tyle w przypadku siedlisk silniejszych niekiedy względy produkcyjne przeważają nad względami natury biologicznej (stabilność ekosystemu). Jaworski [2011] zauważa, że zakładane w ostatnich latach uprawy leśne wykazują zazwyczaj zbyt mały udział gatunków domieszkowych, gdy tymczasem zwiększenie ich udziału jest jednym ze sposobów podniesienia produktywności drzewostanów i ich odporności. W określonych przypadkach występowania niekorzystnych zjawisk takie postępowanie może nieść pozytywne konsekwencje dla stabilności ekosystemów leśnych. Charakterystycznym przykładem jest stan lasów łęgowych dębowo-wiązowo-jesionowych, siedliska przyrodniczego 91F0, które narażone jest, z jednej strony, na niekorzystny wpływ braku okresowych zalewów i obniżenia poziomu wód gruntowych, a z drugiej, na powtarzające się zjawisko zamierania dębu szypułkowego i trwające zamieranie jesionów i wiązów. Bardzo często rolę wiodącą przejmują tu gatunki dotąd domieszkowe: lipa drobnolistna, klon zwyczajny i klon jawor, topole i grab zwyczajny. Niekontrolowany wzrost przewagi lip i grabów może jednak z kolei prowadzić do gładowienia łęgów i zaniku siedliska.

Realizacja celów hodowlanych opiera się w dużej mierze na naturalnych procesach rozwojowych. Aktualnie wpływają na nie następujące czynniki, które muszą być uwzględniane w planowaniu urzędzeniowo-hodowlanym:

- zmiany klimatu (krótko- i długookresowe), objawiające się m.in. nasileniem niekorzystnych zjawisk abiotycznych (huragany, susze) i dynamiką rozmieszczenia gatunków;
- zmiany zasobności siedlisk;
- zjawiska antropogeniczne (zanieczyszczenia, pożary, polityka leśna).

Dobór składu gatunkowego drzewostanów powinien uwzględniać zarówno tendencje zmierzające do jego urozmaicenia, jak i uproszczenia. Na siedliskach ubogich gatunkom domieszkowym przypisujemy raczej rolę biocenotyczną lub

pielęgnacyjną, rzadziej produkcyjną (głównie brzoza, osika, dąb bezszypułkowy, świerk); a na siedliskach żyzniejszych, lasowych, gdzie mamy do wyboru znacznie więcej gatunków, większe znaczenie przypisuje się ich roli produkcyjnej.

W zależności od roli domieszki, planujemy różną formę jej zmieszania [Włoczewski 1968]:

- jednostkową dla domieszek pomocniczych o udziale do 5%;
- grupową (0,5–2 a) dla domieszek uszlachetniających i pomocniczych o udziale 5–10%;
- drobnokępową (2–4 a) dla domieszki uszlachetniającej o udziale powyżej 10%;
- kępową (4–10 a) dla domieszki uszlachetniającej (produkcyjnej) o udziale 15–20%.

W przypadku większego udziału domieszki można rozważyć również inną formę zmieszania.

Z uwagi na szeroki zakres zagadnienia, w artykule skoncentrowano się na wybranych gatunkach domieszkowych, które w planowym zagospodarowaniu lasu nie pełnią zwykle roli gatunków głównych. Do najcenniejszych domieszek, mogących pełnić funkcję zarówno produkcyjną, jak i pielęgnacyjną w określonych warunkach drzewostanowych, należą: grab zwyczajny, lipa drobnolistna, klon i wiązy. Dowodzą tego zarówno możliwości przyrostowe tych gatunków, ich ekspansywność (wymagająca często interwencji hodowlanej), jak i pożądane cechy domieszki pielęgnacyjnej, a więc: cienioznośność i dobry wzrost pod okapem drzewostanu, wytwarzanie stosunkowo szerokiej korony ocieniającej glebę i dostarczającej obfitej ściółki, wytwarzanie silnego systemu korzeniowego i łatwość rozmnażania się z odrosli pniowych.

Przykładowo, w wieku 100–110 lat masa liści produkowana przez jeden grab wynosi 10,2 kg/rok, podczas gdy w przypadku lipy i klonu zwyczajnego odpowiednio: 13,1 i 9,7 kg/rok. W produkcji masy liści lipa góruje nad grabem i klonem zwyczajnym już od młodego wieku, podczas gdy klon i grab dają zbliżony opad listowia (tab. 11.1).

Tabela 11.1. Świeża masa liści produkowana przez trzy gatunki drzew w drzewostanach mieszanych na Ukrainie
Table 11.1. The fresh weight of leaves produced by three tree species in mixed forest stands in Ukraine

Wiek drzewostanu [lata]	Średnia świeża masa liści [kg/drzewo/rok]		
	grab zwyczajny	klon zwyczajny	lipa drobnolistna
22	1,9	1,9	2,2
49–52	4,1	3,6	6,1
80	7,8	8,4	10,4
100–110	10,2	9,7	13,1

Źródło / Source: Kieliszewska-Rokicka 1993

11.3. Planowanie urządzeniowo-hodowlane w kontekście wybranych gatunków domieszkowych

11.3.1. Występowanie i odnowienie

11.3.1.1. Grab zwyczajny

Rola grabu jest podkreślana i uwzględniana w planowaniu hodowlano-leśnym powszechnie. Najkorzystniejsze warunki wzrostu gatunek ten znajduje na siedliskach lasu świeżego i lasu wilgotnego, gdzie odgrywa rolę zarówno domieszki uszlachetniającej, jak i pielęgnacyjnej. Na siedliskach uboższych, np. boru mieszanego, grab pełni funkcję pożądaną domieszki pomocniczej, przestając być gatunkiem współprodukującym masę drzewną. W kolejnych edycjach *Zasad hodowli lasu* grab zwyczajny wymieniany jest jako domieszka uszlachetniająca (w różnych krainach przyrodniczo-leśnych) na siedliskach: lasu mieszanego świeżego, lasu świeżego, lasu wilgotnego, lasu łęgowego, lasu mieszanego wyżynnego świeżego i wilgotnego, lasu wyżynnego świeżego i wilgotnego. Jako domieszka pomocnicza z kolei występuje na siedliskach: boru mieszanego świeżego, boru mieszanego wyżynnego wilgotnego, lasu mieszanego świeżego, lasu świeżego, lasu wyżynnego wilgotnego i lasu łęgowego.

Obecnie, według stanu na 1 stycznia 2013 r. [Bank Danych o Lasach*, dane z BULiGL], zredukowana powierzchnia drzewostanów grabowych (z udziałem grabu w składzie gatunkowym) wynosi w kraju ok. 87 tys. ha (tab. 11.2), przy czym należy pamiętać, że w przypadku tego gatunku można spotkać się z sytuacją, gdy w jednym drzewostanie grab będzie występował w dwóch warstwach. Nieco większy jest udział grabu w I piętrze drzewostanów – takie drzewostany zajmują ok. 47 tys. ha, podczas gdy drzewostany z grabem w II piętrze mają łączną powierzchnię ok. 40 tys. ha. Najwięcej drzewostanów grabowych (z udziałem grabu w składzie gatunkowym) występuje we wschodniej Polsce, na terenie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w Lublinie, Białymstoku i Krośnie.

11.3.1.2. Lipa drobnolistna

Lipy, w szczególności lipa drobnolistna, w kolejnych edycjach *Zasad hodowli lasu* są wymieniane jako gatunki główne w:

- I krainie przyrodniczo-leśnej na siedlisku lasu mieszanego świeżego (przykładowe składy gatunkowe drzewostanów: LpSo Bk i LpSo Db) oraz lasu świeżego (Lp Bk);
- II krainie przyrodniczo-leśnej na siedlisku lasu mieszanego wilgotnego (LpGb Db);
- V krainie przyrodniczo-leśnej na siedlisku lasu mieszanego wyżynnego świeżego (Lp Db) i lasu wyżynnego świeżego (Bk Lp Db i KILp);

* <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal>

Tabela 11.2. Występowanie grabu (w składzie gatunkowym) w I i II piętrze drzewostanów, wg dyrekcji regionalnych Lasów Państwowych (RDLP)**Table 11.2.** Occurrence of hornbeam (in species composition) in 1st and 2nd stand layers, by Regional Directorates of the State Forests (RDLP)

RDLP	Piętro		Razem [ha]
	I [ha]	II [ha]	
Białystok	7 170,38	5 919,85	13 090,23
Katowice	2 067,29	1 260,88	3 328,17
Kraków	1 660,37	176,46	1 836,83
Krosno	8 574,62	284,71	8 859,33
Lublin	7 863,36	5 576,53	13 439,89
Łódź	956,85	2 948,91	3 905,76
Olsztyn	4 155,76	2 377,20	6 532,96
Piła	483,53	257,43	740,96
Poznań	1 762,34	5 185,90	6 948,24
Szczecin	1 434,34	904,61	2 338,95
Szczecinek	1 179,13	128,68	1 307,81
Toruń	1 216,33	1 600,66	2 816,99
Wrocław	1 625,10	2 218,40	3 843,50
Zielona Góra	525,24	577,00	1 102,24
Gdańsk	1 126,19	1 705,89	2 832,08
Radom	2 244,37	4 327,14	6 571,51
Warszawa	697,71	3 563,07	4 260,78
Razem	44 742,91	39 013,32	83 756,23

Źródło / Source: badania własne

- VI krainie przyrodniczo-leśnej na siedlisku lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego (LpSo Db);
- VII krainie przyrodniczo-leśnej na siedlisku lasu górskiego wilgotnego (Lp Bk Jw);
- VIII krainie przyrodniczo-leśnej na siedlisku lasu wyżynnego wilgotnego (JsLp Db).

Jako domieszki uszlachetniające lipy przewidywane są jedynie na siedliskach: lasu świeżego (kraina II), lasu łęgowego (krainy II, III i IV), lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego i lasu wyżynnego wilgotnego (krainy V i VIII) [Rozwałka 2003].

Udział lip w formie domieszek pomocniczych jest bardzo szeroki i rozpoczyna się (na nizinach, wyżynach i w górach) od siedlisk borów mieszanych, a kończy na lasach łęgowych. Lipy zwykle nie są stosowane na gruntach leśnych jako domieszki na siedliskach borowych i lasowych bagiennych oraz olsach, a także w najuboższych wariantach siedliskowych – borach suchych i świeżych.

Lipy są również jednym z ważniejszych domieszkowych gatunków liściastych stosowanych w zalesieniach. Orientacyjne składy gatunkowe zalesień na gruntach porolnych przewidują sadzenie lip już od siedliska boru świeżego (w udziale 10–20% z innymi gatunkami liściastymi), przez bór mieszany świeży (20–30%), las mieszany świeży (30–60%) po las świeży (50–60%).

Obecnie w Polsce powierzchnia drzewostanów, w których w I piętrze występuje lipa drobnolistna, wynosi ponad 532 tys. ha. Najwięcej tego typu drzewostanów zlokalizowanych jest w RDLP: Olsztyn, Wrocław oraz Białystok. Istotne powierzchnie drzewostanów z udziałem lipy znajdują się także w RDLP: Katowice, Lublin, Gdańsk, Toruń, Krosno oraz Szczecin (tab. 11.3).

Drugą najpowszechniejszą formą występowania lipy jest podszyt. Według bazy danych aktualnie w Lasach Państwowych występuje ok. 165 tys. ha drzewostanów z lipą w warstwie podszytu. Dla porównania – drzewostany z lipą w II piętrze zajmują powierzchnię niespełna 22,5 tys. ha.

Tabela 11.3. Występowanie lipy drobnolistnej (w składzie gatunkowym) w I i II piętrze drzewostanów, wg dyrekcji regionalnych Lasów Państwowych (RDLP)

Table 11.3. Occurrence of small-leaved linden (in species composition) in 1st and 2nd stand layers, by Regional Directorates of the State Forests (RDLP)

RDLP	Piętro		Razem [ha]
	I [ha]	II [ha]	
Białystok	80 757,19	3 811,78	84 568,97
Katowice	49 489,26	1 603,98	51 093,24
Kraków	12 883,54	345,17	13 228,71
Krosno	28 506,55	126,54	28 633,09
Lublin	38 445,72	1 450,83	39 896,55
Łódź	15 959,19	1 558,86	17 518,05
Olsztyn	80 273,11	1 730,36	82 003,47
Piła	9 578,57	221,32	9 799,89
Poznań	16 663,56	602,10	17 265,66
Szczecin	20 250,53	287,30	20 537,83
Szczecinek	10 574,43	47,17	10 621,60
Toruń	28 964,14	1 312,21	30 276,35
Wrocław	66 660,12	3 977,59	70 637,71
Zielona Góra	14 504,89	355,06	14 859,95
Gdańsk	29 812,32	2 377,56	32 189,88
Radom	12 451,63	1 020,06	13 471,69
Warszawa	16 472,99	1 644,03	18 117,02
Razem	532 247,74	22 471,92	554 719,66

Źródło / Source: badania własne

Tabela 11.4. Liczba wyłączeń z lipą drobnolistną w składzie gatunkowym według rosnącego udziału
Table 11.4. Number of separations with small-leaved linden by the increasing share in species composition

Drzewostan główny – I piętro		Drzewostan podrzędny główny – II piętro	
udział w składzie gatunkowym	liczba wyłączeń	udział w składzie gatunkowym	liczba wyłączeń
1	22 063	1	516
2	7 671	2	493
3	2 917	3	283
4	1 411	4	184
5	819	5	184
6	555	6	129
7	325	7	103
8	238	8	101
9	121	9	42
10	238	10	258

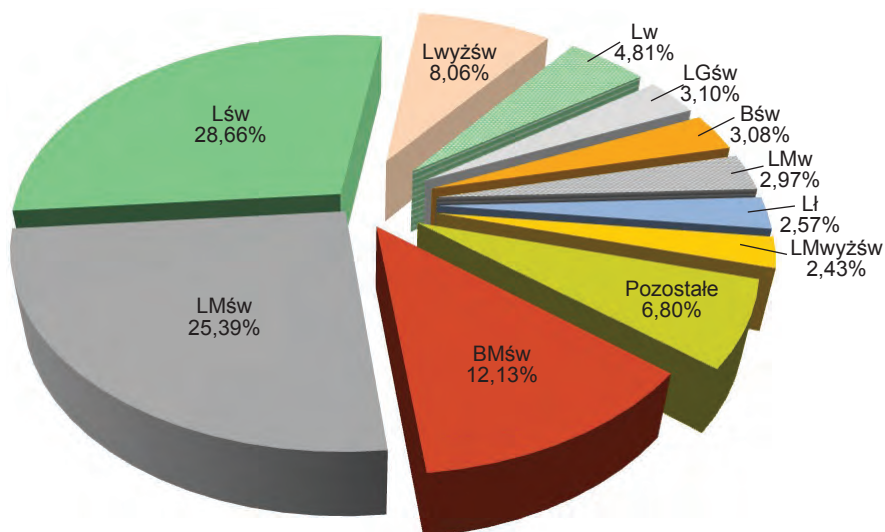
Źródło / Source: badania własne

W drzewostanie głównym lipa najczęściej występuje w udziale 10% (tab. 11.4), a liczba drzewostanów z większym udziałem lipy systematycznie spada wraz ze wzrostem tego udziału. Obecnie lite drzewostany lipowe występują w Lasach Państwowych na powierzchni 335,50 ha, z czego 238 ha to drzewostany jednowiekowe. Podobna sytuacja ma miejsce w przypadku II piętra – najczęściej lipa reprezentowana jest tu z udziałem 10%. 100-procentowy udział lipy w składzie gatunkowym II piętra drzewostanów stwierdzono na powierzchni ok. 1100 ha.

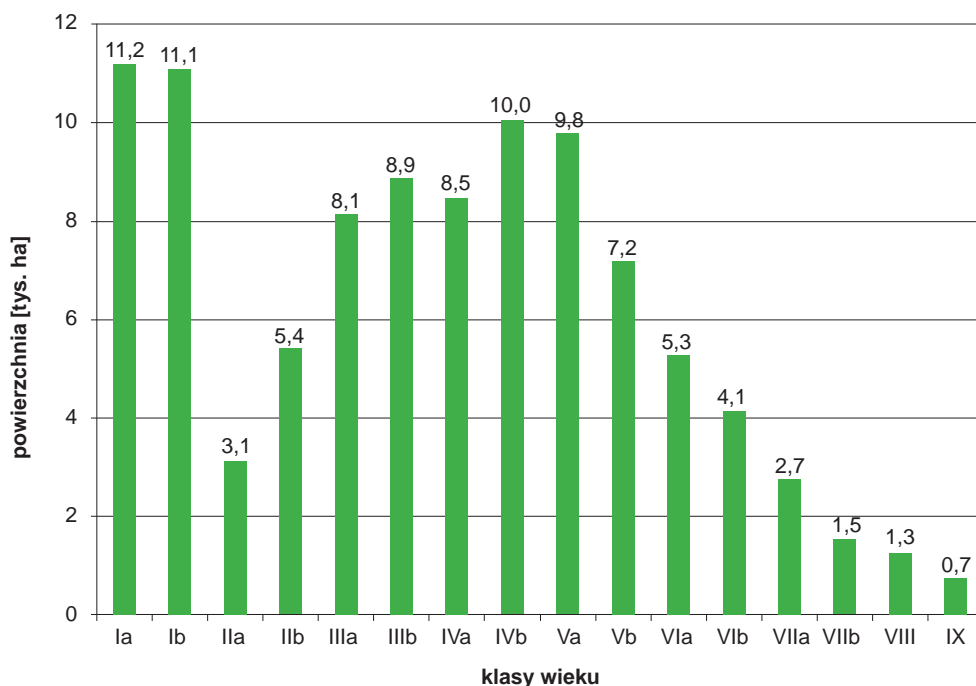
Drzewostany z udziałem lipy, wg stanu na 2012 r., występują na terenie zarządzanym przez Lasy Państwowe, najczęściej na dwóch typach siedliskowych lasu (ryc. 11.3), a mianowicie: lesie świeżym i lesie mieszanym świeżym. Spośród pozostałych siedliskowych typów lasu najliczniej reprezentowane są ponadto: las wyżynny świeży, las wilgotny, las łąkowy oraz bór mieszany świeży.

Analizując powierzchnię występowania drzewostanów z udziałem lipy w składzie gatunkowym w zależności od wieku tych drzewostanów (ryc. 11.4) można zauważyć, że jej kumulacja przypada na Ia i Ib oraz IVb i Va podklasy wieku. Istotny udział wykazują także drzewostany w III oraz IVa i Vb podklasach wieku. Tak wysoki udział drzewostanów z lipą w I klasie wieku może świadczyć o wzroście jej znaczenia w ostatnich 20 latach. Należy jednak uwzględnić fakt, że w większości tych drzewostanów lipa nie stanowi gatunku głównego.

Do gatunków głównych, którym najczęściej towarzyszy lipa drobnolistna, należą przede wszystkim dęby, rzadziej sosna zwyczajna. Z pozostałych gatunków panujących towarzyszących lipie należy wymienić brzozę brodawkowatą, buk zwyczajny, świerk pospolity i olszę czarną [Gil i Zajączkowski 2014].



Ryc. 11.3. Udział drzewostanów z udziałem lipy w układzie siedliskowych typów lasu w Lasach Państwowych
Fig. 11.3. Share of small-leaved linden stands in the State Forests by forest site type



Ryc. 11.4. Występowanie drzewostanów z udziałem lipy w układzie klas wieku w Lasach Państwowych
Fig. 11.4. Area of forest stands (thousand hectares) with the participation of small-leaved linden in the State Forests, by age class

Tabela 11.5. Zmiany udziału lipy na powierzchniach badawczych w Białowieskim Parku Narodowym w okresie 1936–1982**Table 11.5.** Changes in the share of small-leaved linden in research plots in Białowieski National Park, in years 1936–1982

Siedlisko	1936	1957	1971	1982
	udział lipy [%] w ogólnej liczbie drzew			
Bory	0,1	6,9	9,8	12,4
Grądy	2,0	31,0	35,5	36,2
Olsy	0,1	6,9	8,5	10,1
	udział lipy [%] w powierzchni przekroju pierśnicowego			
Bory	0,3	0,9	1,5	2,5
Grądy	9,7	13,6	14,8	16,0
Olsy	0,5	1,2	1,8	2,5

Źródło / Source: Grzywacz 1991

Być może w najbliższym czasie znaczenie lipy (a także grabu) będzie wzrastało. Mogą mieć na to wpływ trendy wskazane na początku rozdziału. Można w związku z nimi oczekiwać większej ekspansji tych gatunków w polskich lasach. Trend taki obrazują wyniki badań Brzezieckiego i in. [2012] oraz prowadzone wieloletnie obserwacje na powierzchniach badawczych, także w Białowieskim Parku Narodowym, na trzech typach siedlisk (tab. 11.5).

W badanym okresie najbardziej widoczna ekspansja lipy drobnolistnej nastąpiła na siedlisku grądu, optymalnego dla tego gatunku. W ciągu 46 lat obserwacji udział liczbowy lipy wzrósł tu 18-krotnie, a udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu – o ok. 6%, co wskazuje na dużą liczbę pojawiających się młodych osobników. Na siedliskach borowych lipa nie osiągnęła tak dużego udziału w tym okresie, nie mniej jednak wzrósł on aż 120-krotnie, podczas gdy udział w pierśnicowym polu przekroju drzewostanu – ok. 8 razy. Na siedlisku olsu liczby te wyniosły odpowiednio: 100 razy i 5 razy. Dane te wskazują, podobnie jak w przypadku grabu, na duży potencjał rozprzestrzeniania się gatunku.

Znaczącą rolę lipy jako domieszki uszlachetniającej potwierdzają dobre cechy taksacyjne. Głaz [1985] wskazuje na wysoki czynnik zadrzewienia drzewostanów lipowych (0,62–0,87) i bonitację (II,5–I,6). Maksymalna zasobność drzewostanów lipowych w Krainie Karpackiej wyniosła 468 m³/ha. Badania prowadzone w rezerwacie „Las Lipowy Obrożyska” w Beskidzie Sądeckim, gdzie na jednej z powierzchni badawczej oszacowana zasobność wyniosła 860 m³/ha [Jaworski i in. 2005], wskazują na znacznie większy potencjał drzewostanów lipowych w tym zakresie.

11.3.1.3. Klony

Rodzime gatunki klonów to typowe gatunki domieszkowe. Ich pielęgnacyjna rola polega przede wszystkim na dostarczaniu do gleby wraz z opadem liści wapnia, potasu, magnezu i sodu. Pod tym względem cenniejsza dla ekosystemu leśnego jest jedynie lipa, natomiast klony wyprzedzają grab, buk i dęby (ryc. 11.5). Ściółka klonu zawiera też wiele cennych mikroelementów, takich jak: cynk, bor, mangan [Norden 1994]. Znajduje to odbicie w wyższym pH pod okapem klonów niż dębów czy buków.

Klony w kolejnych edycjach *Zasad hodowli lasu* są wymieniane jako gatunki główne jedynie w trzech przypadkach:

- klon zwyczajny na siedlisku lasu wyżynnego świeżego w V krainie przyrodniczo-leśnej (typ gospodarczy drzewostanu KILp);



Ryc. 11.5. Klony należą do najcenniejszych domieszek, pełniących zarówno funkcję produkcyjną, jak i pielęgnacyjną; na zdjęciu jawor (fot. W. Gil)

Fig. 11.5. Maple is the most valuable admixture species with both productive and tending functions, the picture presents sycamore (photo by W. Gil)

- klon jawor na siedlisku lasu wyżynnego wilgotnego w formie litej jaworzyny (typ gospodarczy drzewostanu Jw) w krainie V oraz na siedlisku lasu górskiego wilgotnego (Lp Bk Jw.) w krainie VII.

Znacznie częściej klony znajdują swoje miejsce jako domieszki uszlachetniające.

Klon zwyczajny występuje jako domieszka:

- na siedlisku lasu świeżego w typach gospodarczych Db Św i Db Bk (krainy II, V);
- na siedlisku lasu łęgowego w typie gospodarczym Db WzJs (krainy II, IV) i w typach gospodarczych WzJs i WbTp (kraina III);
- na siedlisku lasu mieszanego wyżynnego świeżego w typie gospodarczym Lp Db (kraina V);
- na siedlisku lasu wyżynnego świeżego w typie gospodarczym Bk Lp Db (kraina V);
- na siedlisku lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego w typach gospodarczych LpSo Db (kraina VI) i Gb Db (kraina VIII);
- na siedlisku lasu wyżynnego wilgotnego w typach gospodarczych Lp Db, Św Bk, JsLp Db, Jd Bk (krainy VI, VIII);
- na siedlisku lasu łęgowego wyżynnego w typie gospodarczym WzJs (kraina VI) i w typie Ol Js (kraina VIII);
- na siedlisku olsu jesionowego górskiego w typie gospodarczym Ol Js (kraina VII).

Klon jawor występuje jako domieszka:

- na siedlisku lasu wyżynnego w typie gospodarczym Db Jd (kraina VI);
- na siedlisku lasu wyżynnego wilgotnego w typie gospodarczym Św Bk (kraina VI);
- na siedlisku lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego w typie LpSo Db (kraina VI);
- na siedlisku lasu górskiego wilgotnego w typie ŚwJd Bk (kraina VII);
- na siedlisku boru mieszanego górskiego wilgotnego w typie ŚwJd (kraina VIII);
- na siedlisku lasu mieszanego górskiego w typie Św Bk (kraina VIII).

Orientacyjne składy gatunkowe zalesień na gruntach porolnych przewidują sadzenie klonu już od siedliska boru mieszanego świeżego (w udziale 20–40% z innymi gatunkami liściastymi), przez las mieszany świeży (30–50%), po las świeży (50–60%)

Obecnie, według stanu na 1 stycznia 2013 r. [BDL], zredukowana powierzchnia drzewostanów z udziałem klonów, głównie jaworu i zwyczajnego (udział w składzie gatunkowym, w I i II piętrze), wynosi w kraju ok. 31,4 tys. ha (tab. 11.6). Klony odnotowywane w składzie gatunkowym drzewostanu występują głównie w I piętrze. Największa powierzchnia zredukowana drzewostanów klonowych występuje na obszarach górskich i wyżynnych, na terenie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w Krośnie i we Wrocławiu. Stosunkowo duże (w porównaniu do innych dyrekcji) są powierzchnie drzewostanów klonowych w pozostałych RDLP z południa kraju: Katowice i Kraków.

Tabela 11.6. Występowanie klonów (w składzie gatunkowym) w I i II piętrze drzewostanów, wg dyrekcji regionalnych Lasów Państwowych (RDLP)

Table 11.6. Occurrence of maple (in species composition) in 1st and 2nd stand layers by Regional Directorate of the State Forests (RDLP)

RDLP	Piętro		Razem [ha]
	I [ha]	II [ha]	
Białystok	680,80	100,73	781,53
Katowice	2 720,96	271,46	2 992,42
Kraków	2 100,94	48,38	2 149,32
Krosno	8 009,59	44,67	8 054,26
Lublin	939,23	69,05	1 008,28
Łódź	291,41	253,59	544,99
Olsztyn	1 007,34	101,88	1 109,22
Piła	253,94	78,59	332,54
Poznań	744,01	356,60	1 100,61
Szczecin	1 283,66	322,31	1 605,97
Szczecinek	443,22	122,58	565,80
Toruń	599,84	447,07	1 046,92
Wrocław	6 782,85	930,84	7 713,69
Zielona Góra	253,47	39,74	293,22
Gdańsk	531,55	479,84	1 011,39
Radom	517,62	214,48	732,10
Warszawa	221,55	101,20	322,76
Razem	27 381,98	3 983,01	31 365,02

Źródło / Source: badania własne

11.3.1.4. Wiązy

W gospodarce leśnej wiązy (głównie polny i górski) występują przede wszystkim jako domieszka uszlachetniająca i pomocnicza w żyznych lasach liściastych, przy czym w górach jest to wiąz górski, na wyżynach i na pogórzu – głównie wiąz polny, a na nizinach, gdzie częściej tworzą one drzewostany z dominującym udziałem – oba gatunki [Jaworski 2011]. Jako domieszka pomocnicza wiązy cenione są ze względu na szybki rozkład liści, dających próchnicę typu mull o zasadowym odczynie. Jako gatunki główne wiązy mogą wchodzić w skład drzewostanów na siedlisku lasu łągowego, w towarzystwie przede wszystkim jesionu lub jesionu i dębu. Ilmurzyński w *Szczegółowej hodowli lasu* [1969] podaje, że wiązy, w zależności od krainy przyrodniczo-leśnej, mogą być gatunkami domieszkowymi w drzewostanach z udziałem takich gatunków, jak: dąb szypułkowy, jesion wyniosły, klony, lipy, graby, topole i olsza czarna, buk zwyczajny, jodła i świerk pospolity.

Wiązy wg kolejnych edycji *Zasad hodowli lasu* są wymieniane jako gatunki główne jedynie w odniesieniu do siedliska lasu łęgowego w krainie II (przykładowy typ gospodarczy drzewostanu Db WzJs), krainie III (WzJs) i krainie IV (Db WzJs).

Jako domieszki wiązy przewidywane są głównie na siedliskach lasu wilgotnego, lasu łęgowego i olsu jesionowego (w wariantach nizinnych, wyżynnym i górskim), a w niektórych przypadkach także na siedlisku lasu świeżego (kraina II) czy lasu mieszanego wilgotnego (kraina IV).

Obecnie, według stanu na 1 stycznia 2013 r. [BDL], zredukowana powierzchnia drzewostanów z udziałem wiązków w składzie gatunkowym (w I i II piętrze) wynosi w kraju zaledwie ok. 2,4 tys. ha (tab. 11.7). Wiązy występują głównie w I piętrze drzewostanów. Najwięcej drzewostanów z udziałem wiązków w składzie gatunkowym występuje w północno-wschodniej i południowo-zachodniej Polsce, na terenie RDLP w Białymstoku, Olsztynie, Katowicach i we Wrocławiu. Powyższe dane wskazują, że wiązy rzadko znajdują się w składach gatunkowych drzewostanów, a dominującą formą ich występowania jest występowanie miejscowe lub pojedyncze.

Tabela 11.7. Występowanie wiązków (w składzie gatunkowym) w I i II piętrze drzewostanów, wg dyrekcji regionalnych Lasów Państwowych (RDLP)

Table 11.7. Occurrence of elm (in species composition) in 1st and 2nd stand layers by Regional Directorate of the State Forests (RDLP)

RDLP	Piętro		Razem [ha]
	I [ha]	II [ha]	
Białystok	224,15	31,97	256,11
Katowice	158,42	30,82	189,24
Kraków	51,08	1,52	52,60
Krosno	134,07	0,00	134,07
Lublin	49,51	0,44	49,95
Łódź	46,17	0,15	46,32
Olsztyn	165,09	1,40	166,49
Piła	38,95	2,01	40,96
Poznań	221,32	18,09	239,42
Szczecin	264,96	17,04	282,00
Szczecinek	26,74	0,25	26,99
Toruń	150,68	5,78	156,46
Wrocław	233,95	139,73	373,68
Zielona Góra	125,81	38,10	163,91
Gdańsk	43,36	2,69	46,05
Radom	61,79	6,85	68,64
Warszawa	64,24	11,03	75,27
Razem	2060,28	307,86	2368,14

Źródło / Source: badania własne

11.3.2. Zabiegi pielęgnacyjne

Wzmocnienie roli gatunków domieszkowych w budowie drzewostanu może następować zarówno na etapie odnowienia, jak i pielęgnowania. Niektóre gatunki pojawiają się bowiem w drzewostanie samorzutnie, a ich rola musi zostać określona właściwym postępowaniem pielęgnacyjnym. Reżim pielęgnacyjny jest niezbędny w stosunku do gatunków ekspansywnych, zwłaszcza grabu i lipy.

Odnowienia grabu nie wymagają specjalnych zabiegów pielęgnacyjnych, a uwaga leśnika przy pielęgnacji upraw i drzewostanów z udziałem grabu powinna być skierowana raczej na gatunki cenniejsze, z którymi grab może konkurować i negatywnie wpływać na ich wzrost i przeżycie. W drzewostanach dębowych już od etapu młodnika, jak pisze Jaworski [2011], grab powinien stanowić jego dolną warstwę na skutek odpowiednio prowadzonych cięć pielęgnacyjnych, w celu ukształtowania dolnego piętra pielęgnującego dąb. Popierane powinny być jedynie najlepsze okazy grabów. Zabiegi czyszczeń, w których grab jest usuwany na korzyść cenniejszych gatunków, dobrze jest przeprowadzać latem, kiedy drzewa nie mają dużej siły odroślowej. Dobrym przykładem celowego wykorzystania konkurencyjności grabu w przypadku opanowania terenu przez jego odnowienie jest korytarzowy sposób odnawiania dębu [Paluch i Gil 2013].

Pielęgnowanie upraw i odnowień naturalnych z udziałem lipy przeprowadza się według ogólnych zasad dla poszczególnych faz rozwojowych, mając jednak na uwadze powolny jej wzrost. W okresie młodocianym utrzymywać zatem należy umiarkowane zwarcie sprzyjające utrzymaniu odpowiedniego tempa wzrostu i dobrej jakości pnia. Jaworski [2011] zaleca, aby w czyszczeniach w kępach i większych grupach lipy stosować selekcję negatywną i usuwać osobniki gorszej jakości i gorzej przyrastające, a następnie, po wykształceniu się osobników najlepszej jakości hodowlanej, popierać je w trakcie dalszych zabiegów (selekcja pozytywna). We wszystkich cięciach pielęgnacyjnych należy popierać okazy pochodzenia generatywnego, pamiętając jednak o tym, że odrosła także pełnią rolę pielęgnacyjną.

W przypadku większych kęp klonów pojawiających się w okresie cięć odnowieniowych można już od początku tak sterować zabiegami pielęgnacyjnymi, aby zapewnić pożądaną domieszkę klonów w starszym wieku. Odnosi się to zwłaszcza do jaworu, który może wejść w przyszłości w skład pierwszego piętra drzewostanu. W tym celu przeredza się kępy jaworów, dając im przestrzeń do rozbudowy koron już od okresu podrostu. W pierwszej kolejności usuwa się drzewa wadliwe, dwójki, rozwidlone, okaleczone przez zwierzęta. Można również uwalniać obrzeża takich grup od nacisków przerastającego je sąsiedztwa, jak również usuwać samosiewy innych gatunków z wnętrza grup. Można również, aby nie zmniejszać zbytnio zwarcia, stosować obrączkowanie lub ogławianie takich osobników. Zabieg taki ma również

tę zaletę, w porównaniu z usuwaniem, że zmniejsza penetrację wnętrza grupy przez zwierzynę i tym samym zmniejsza powodowane przez nią szkody.

W drzewostanach dojrzewających w grupach i kępach złożonych z klonów stosuje się zasady selekcji pozytywnej, popierając osobniki najlepszej jakości i żywotności, które są gwarantem skutecznego odnowienia naturalnego w przyszłości. Z uwagi na niezbyt dużą frekwencję tych gatunków, pojedyncze egzemplarze konsekwentnie popiera się kosztem nawet gatunków głównych.

Wiązy wymagają troskliwej pielęgnacji, zwłaszcza w pierwszych latach wzrostu, kiedy cierpią z powodu przymrozków i konkurencji chwastów (a tych jest pod dostatkiem na siedliskach właściwych dla wiązów). W przypadku gęstego nalotu, należy go przerzedzać, ale niezbyt intensywnie, bowiem gatunki te mają skłonność do tworzenia rozpierzaczy. Z uwagi na pożądaną obecność wiązów w drzewostanie Jaworski [2011] zaleca popieranie ich w trakcie czyszczeń i trzebieży kosztem innych, bardziej licznych gatunków. Jest to konieczne ze względu na wolniejszy wzrost wiązów w porównaniu z towarzyszącymi mu jesionem wyniosłym i klonami, które mogą skutecznie go zagłuszać. W celach prewencyjnych przed grafiozą, należy również odpowiednio wcześniej rozrzedzać powstałe naturalnie kępy wiązów w celu ograniczenia możliwości zakażenia przez systemy korzeniowe.

11.3.3. Hodowla selekcyjna

Uwzględnianie opisanych wyżej gatunków w planowaniu hodowlanym wymaga w przyszłości lepszego rozpoznania stanu zdrowotnego i jakościowego ich populacji w różnych częściach kraju. Postulat ten dotyczy zwłaszcza gatunków ustępujących lub/i zajmujących stosunkowo niewielką powierzchnię w Lasach Państwowych, a więc klonów (ryc. 11.6) i wiązów. Spośród opisywanych gatunków hodowla selekcyjna dysponuje największą wiedzą w odniesieniu do lipy drobnolistnej (ryc. 11.7). W Polsce istnieje obecnie blisko 160 ha wyłączonych drzewostanów nasiennych tego gatunku (stan na rok 2012). Jednocześnie na obszarze Lasów Państwowych wytypowano ponad 200 drzew matecznych na terenie dziewięciu regionalnych dyrekcji RDLP. W RDLP Białystok rośnie też jedno drzewo zachowawcze tego gatunku.

Grab nie jest przedmiotem zainteresowania hodowli selekcyjnej. W Lasach Państwowych nie istnieją wyłączone drzewostany nasienne tego gatunku. Wytypowano tylko jedno drzewo mateczne, rosnące na terenie Nadleśnictwa Karnieszewice (RDLP Szczecinek) [*Rejestr bazy nasiennej w Polsce 2013*].

Nie istnieją obecnie w Lasach Państwowych wyłączone drzewostany nasienne żadnego z rodzimych gatunków wiązów. Wytypowano natomiast drzewa mateczne wiązu górskiego i wiązu szypułkowego. Według rejestru bazy nasiennej, stan na rok 2013, na terenie Lasów Państwowych rosną obecnie 23 drzewa mateczne wiązu. Wytypowano również 52 drzewa zachowawcze tego gatunku – wszystkie w RDLP



Ryc. 11.6. Okazały klon polny, Nadleśnictwo Karczma Borowa (fot. W. Gil)

Fig. 11.6. Grand field maple, Karczma Borowa forest district (photo by W. Gil)



Ryc. 11.7. Lipa drobnolistna w drzewostanie nasienym na terenie Nadleśnictwa Młynary (fot. W. Gil)

Fig. 11.7. Small-leaved linden in seed stand located in Młynary forest district (photo by W. Gil)

w Białymstoku. W przypadku wiązu polnego wytypowano 8 drzew matecznych i 44 drzewa zachowawcze – wszystkie zlokalizowane na terenie RDLP w Białymstoku.

Pośród klonów, według aktualnego *Rejestru bazy nasiennej w Polsce* [2013], jedynie w przypadku jaworu w Lasach Państwowych wytypowano 2 drzewostany nasienne. Istnieją również 2 drzewa mateczne tego gatunku. W przypadku klonu zwyczajnego w Lasach Państwowych wytypowano 4 drzewa mateczne tego gatunku.

11.4. Podsumowanie

Rola gatunków domieszkowych w aktualnym planowaniu urządzeniowo-hodowlanym jest podkreślona w sposób wystarczający. Jedynie w nielicznych przypadkach, dotyczących głównie żyznych siedlisk i drzewostanów złożonych z gatunków ustępujących, należy rozważyć zwiększenie dotychczasowego udziału cennych domieszek uszlachetniających, takich jak lipa drobnolistna, jawor, klon zwyczajny

czy wiąży. Właściwy udział gatunków domieszkowych powinien być również brany pod uwagę w planowaniu zabiegów hodowlanych. Uwzględnienie roli domieszek w planowaniu hodowlanym wiąże się również z potrzebą lepszego rozpoznania stanu tych drzewostanów, zarówno zdrowotnego, jak i hodowlanego na terenie Lasów Państwowych.

Literatura

- BDL, Bank Danych o Lasach, <http://www.bdl.lasy.gov.pl/portal> (data dostępu 23.03.2015 r.).
- Brzeziecki B., Keczyński A., Zajączkowski J., Drozdowski S., Gawron L., Buraczyk W., Bielak K., Szeli-gowski H., Dzwonkowski M., 2012, *Zagrożone gatunki drzew Białowieskiego Parku Narodowego (Rezerwat Ścisły)*, „Sylvan”, nr 156 (4), s. 252–261.
- Gil W., Zajączkowski G., 2014, *Występowanie drzewostanów z udziałem lipy drobnolistnej (Tilia cordata Mill.) na terenie zarządzanym przez PGL Lasy Państwowe*, „Sylvan”, nr 158 (10), s. 743–753.
- Głaz J., 1985, *Występowanie i niektóre cechy taksacyjne drzewostanów lipy w Lasach Państwowych*, „Sylvan”, nr 2, s. 54–66.
- Grzywacz A., 1991, *Ważniejsze choroby infekcyjne*, w: Białobok S. (red.) *Lipy*, Nasze drzewa leśne, t. 15, Poznań.
- Ilmurzyński E., 1969, *Szczegółowa hodowla lasu*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Jaworski A., Kołodziej Z., Bartkiewicz L., 2005, *Structure and dynamics of stands of primeval character composed of the little-leaf linden (Tilia cordata Mill.) in the „Las Lipowy Obrożyska” Reserve (southern Poland)*, „Journal of Forest Science”, nr 51, s. 7.
- Jaworski A., 2011, *Charakterystyka hodowlana drzew i krzewów leśnych*, Powszechnie Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Kieliszewska-Rokicka B., 1993, *Wymiana gazowa i gospodarka wodna*, w: *Grab zwyczajny*, Nasze drzewa leśne, t. 9, „Sorus”, Poznań–Kórnik.
- Norden U., 1994, *Leaf litterfall concentrations and fluxes of elements in deciduous tree species*, „Scandinavian Journal for Forest Research”, t. 9, nr 1, s. 9–16.
- Paluch R., Gil W., 2013, *Korytarzowa metoda uprawy dębu – możliwości i celowość stosowania w lasach* (praca złożona w redakcji).
- Rejestr bazy nasiennej w Polsce 2013*. Baza danych IBL.
- Rozwałka Z. (red.), 2003, *Zasady hodowli lasu*, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa.
- Tyszkiewicz S., Obmiński Z., 1963, *Hodowla i uprawa lasu*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Włóczewski T., 1968, *Ogólna hodowla lasu*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Zasady hodowli lasu 2012*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Summary

The role of admixed tree species in forest management and silvicultural planning

The paper presents the role of admixed species in the forest management and silvicultural planning. These species are grouped according to their economic value and their occurrence and distribution in forest stands. Due to a wide range of topics, this paper focused on selected species, which usually do not play the role of main species. These include: hornbeam, lime, maples and elms. Their great importance based on incremental capabilities, expansiveness, and also such traits as shade tolerance and good growth under the canopy of trees, abundant litter, and others.

It was emphasized that the role of admixed species in a current forest management planning is taken into account sufficiently. Only in the few cases, mainly in the case of fertile habitats increasing the current share of valuable admixture species described in the work should be considered. This involves the need for a better understanding of the health status of these stands and proper breeding policy, especially relating to species covering a relatively small area in the State Forests – maples and elms.

12.1. Wstęp

Zagadnienie monitoringu siedlisk Natura 2000 jest obecnie jednym z ważniejszych zagadnień z zakresu ochrony przyrody i ma znaczne konsekwencje dla praktyki leśnej. W pierwszym etapie wdrażania programu Natura 2000 na plan pierwszy wysuwały się zagadnienia identyfikacji typów siedlisk chronionych oraz delimitacji obszarów Natura 2000 w kraju. Teraz przychodzi czas na monitorowanie, czyli śledzenie zmian stanu siedlisk chronionych w poszczególnych punktach, na konkretnych obszarach Natura 2000, a także w skali całego kraju. Z czasem monitoring mieć będzie coraz większe znaczenie, bowiem stan siedlisk Natura 2000 jest nie tylko przedmiotem zainteresowania i troski organów ochrony przyrody w Polsce, lecz także Komisji Europejskiej, która wymaga stosownych raportów okresowych, a także ma do dyspozycji sankcje, mogące mieć poważne konsekwencje.

Celem niniejszego opracowania jest analiza specyfiki i różnic metodycznych monitoringu wybranych siedlisk przyrodniczych wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000 w lasach. Analizie poddano przyjęte obecnie w Polsce metodyki monitoringu pięciu pospolitych w lasach siedlisk reprezentujących eutroficzne lasy liściaste:

- 9130 żyzne buczyny (*Dentario glandulosae-Fagenion*, *Galio odorati-Fagenion*);
- 9160 grąd subatlantycki (*Stellario-Carpinetum*);
- 9170 grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum* i *Tilio-Carpinetum*);
- 91F0 łągowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*);
- 91E0 łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe).

* Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN; ul. Twarda 51/55, 00-818 Warszawa, e-mail: jan.mat@twarda.pan.pl; także: Uniwersytet Kazimierza Wielkiego, Instytut Biologii Środowiska; al. Ossolińskich 12, 85-093 Bydgoszcz.

12.2. Siedliska przyrodnicze i ich związek z fitosocjologiczną klasyfikacją zbiorowisk

Definicja siedliska przyrodniczego jaką wprowadza ustawa o ochronie przyrody brzmi: „Siedlisko przyrodnicze to obszar lądowy lub wodny, naturalny, półnaturalny lub antropogeniczny, wyodrębniony w oparciu o cechy geograficzne, abiotyczne i biotyczne”. Ta definicja, może wystarczająca pod względem prawnym, jest pod względem przyrodniczym, a także logicznym dalece niedoskonała. Z całą pewnością nikt samodzielnie nie byłby w stanie określić na jej podstawie, jaki twór przyrodniczy jest, a jaki nie jest „siedliskiem przyrodniczym”. Niewątpliwie z tej definicji wynika, że siedliskiem przyrodniczym jest fragment powierzchni Ziemi („obszar lądowy lub wodny”), a do jego delimitacji stosować należy kryteria z dziedziny geografii, ale pewnie także z zakresu innych nauk przyrodniczych, w szczególności z nauk biologicznych. Definicja ta nie wskazuje jednak żadnych cech, jakimi ma się ten wycinek powierzchni naszej planety odznaczać, a zatem to jeszcze stwierdzenie, że antropopresja w danym miejscu może być bardzo różnaita. W definicji tej brak jest tego, co się określa jako *differentia specifica*, która w kategorii „obszar” pozwalałaby wyróżnić zakres „siedliska przyrodniczego”.

Dodatkową trudność w odbiorze terminu „siedlisko przyrodnicze” stanowi fakt, że w naukach przyrodniczych oraz leśnych w Polsce termin „siedlisko” był już od dawna używany i miał wyraźnie odmienne znaczenie*. Termin „siedlisko przyrodnicze” w języku polskim powstał, jak można sądzić, jako „kalka” z języka angielskiego, a o jego wadliwości można by przeprowadzić dłuższy wywód. Nie ma to jednak obecnie większego znaczenia, bowiem termin już wszedł do użytku i jego rugowanie prawdopodobnie nie jest już możliwe.

Czym są „siedliska przyrodnicze”, pozwala w jakimś stopniu zrozumieć wymienienie typów siedlisk podlegających ochronie, które przynoszą stosowne rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000. Takim jest np. rozporządzenie MŚ z dnia 16 maja 2005 r. oraz załącznik nr 1 do rozporządzenia MŚ z dnia 13 kwietnia 2010 r. zamieszczony w obwieszczeniu MŚ z dnia 30 października 2014 r. W znacznej części siedliska przyrodnicze wymagające ochrony określone są przez wskazanie typów zbiorowisk roślinnych, zwykle z odniesieniem się do fitosocjologicznej klasyfikacji zbiorowisk. Zasada ta dotyczy wszystkich siedlisk przyrodniczych reprezentujących biocenozy leśne.

Odniesienie typów siedlisk wymagających ochrony do klasyfikacji fitosocjologicznej ogromnie ułatwia zrozumienie i rozpoznanie poszczególnych typów, dzięki

* Definicja zawarta w Konwencji o różnorodności biologicznej sporządzonej w Rio de Janeiro dnia 5 czerwca 1992 r. (Dz.U. z 2002 r. Nr 184, poz. 1532): „Siedlisko» - oznacza miejsce lub typ miejsca, w którym organizm lub populacja występuje w sposób naturalny”. Siedlisko zatem jest wyróżniane ze względu na konkretny obiekt biologiczny: organizm, populację, a także fitocenozę.

możliwości odwołania się do bogatej wiedzy fitosocjologicznej, którą ta wiedza nauka i praktyka leśna spożytkowuje już od dawna. Dokładne opisanie wszystkich wymienionych w rozporządzeniach typów siedlisk przyrodniczych wymagających ochrony przyniosły poszczególne tomy opracowania *Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny* wydane przez Ministerstwo Środowiska. W tej serii tom 5 *Lasy i bory* obejmuje wszystkie typy leśnych siedlisk chronionych [Herbich 2004]. Opracowania te są podstawowym materiałem dla wszystkich, którzy chcą się zapoznać z zakresem, specyfiką, zróżnicowaniem i innymi cechami poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych podlegających ochronie.

Pomimo iż siedliska wymienione w rozporządzeniu ministra, podobnie jak i w ogólnoeuropejskim zestawieniu siedlisk Natura 2000, mają w większości przypadków identyfikatory fitosocjologiczne zamieszczone już w nazwie typu oraz w rozbudowanej postaci w opisie w *Poradnikach*, nie można stwierdzić, że podział siedlisk Natura 2000 odzwierciedla fitosocjologiczną systematykę zbiorowisk roślinnych. Dotyczy to także typów siedlisk o charakterze leśnym, którymi zajmować się będziemy w tym miejscu. Tylko niektóre typy siedlisk Natura 2000 dokładnie odpowiadają określonemu zespołowi leśnemu w klasyfikacji fitosocjologicznej. Znacznie częściej identyfikatorami danego siedliska jest kilka zespołów, zwykle należących do jednej wyższej jednostki syntaksonomicznej (jednostki klasyfikacji fitosocjologicznej) jak związku, rzędu lub klasy. Są jednak i takie typy siedlisk Natura 2000, których fitosocjologicznymi identyfikatorami są zbiorowiska z różnych grup systematycznych, nawet z różnych klas, czyli najwyższych jednostek klasyfikacji fitosocjologicznej. Z punktu widzenia „czystości” metodycznej takie typy siedlisk powinny być rozdzielone na kilka ściślej ujętych, tym bardziej że w zestawie siedlisk Natura 2000 są takie, które są ujęte nawet dokładniej niż pojedyncze zespoły roślinne. Stawia to pod znakiem zapytania spójność ujęcia danego typu siedliska, ale wobec skomplikowanej, niejasnej w szczegółach, a dawno już przyjętej procedury identyfikacji typów siedlisk Natura 2000 w skali europejskiej trudno byłoby doprowadzić do satysfakcjonujących pod względem przyrodniczym zmian klasyfikacji siedlisk Natura 2000. Zatem typy siedlisk przyrodniczych, o których mówi ustawa o ochronie przyrody i rozporządzenia oraz poradniki, muszą być traktowane bardziej jako kategorie prawne niż jako jednostki przyrodnicze w ścisłym znaczeniu.

12.3. Uwarunkowania prawne wyróżniania i monitoringu siedlisk Natura 2000

Podstawą dla rozważań o specyfice monitoringu poszczególnych typów leśnych siedlisk Natura 2000 jest rozpatrzenie odpowiednich zapisów prawnych, bowiem zapisy te regulują w sposób mniej lub bardziej jednoznaczny szereg zagadnień

z tego zakresu. Określając istotę ochrony przyrody, Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r. Nr 92 poz. 880) w art. 2 w pkt 1 stwierdza: „Ochrona przyrody, w rozumieniu ustawy, polega na zachowaniu, zrównoważonym użytkowaniu oraz odnawianiu zasobów, tworów i składników przyrody:”, wymieniając w podpunkcie 4) siedliska przyrodnicze, jako jeden z tworów czy może składników przyrody (bo chyba nie zasobów), którego zachowanie jest celem tej regulacji prawnej. I dalej w punkcie 2 tegoż artykułu, wśród szeregu celów ochrony przyrody wymienia w podpunkcie 6 „utrzymywanie lub przywracanie do właściwego stanu ochrony siedlisk przyrodniczych”. Te zapisy oznaczają, że Państwo Polskie nakazuje i podejmuje się ochrony tych tworów, jakimi są zdefiniowane mało udolnie w omawianej ustawie siedliska przyrodnicze.

Ustawa stanowi (w art. 6.1, w podpkt 5), że jedną z form ochrony przyrody są obszary Natura 2000, tworzące sieć (art. 25.1), w której „specjalne obszary ochrony siedlisk” są ustanawiane dla ochrony przede wszystkim siedlisk przyrodniczych. Dla tych obszarów, na podstawie art. 29, konieczne jest opracowanie i ustanowienie planów ochrony. Plan powinien uwzględniać „ekologiczne właściwości siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, dla których ochrony obszar ten został wyznaczony”. Poszczególne plany mają być zintegrowane w ramach obszaru z planami ochrony innych form ochrony przyrody (parki narodowe, rezerваты, parki krajobrazowe) oraz planami urzędzenia lasu. Przy tym, omawiając różne wymagania dla tego planu, ustawa w tym paragrafie w punkcie 3, w podpunkcie 4) stwierdza, że plan zawiera określenie zakresu monitoringu przyrodniczego.

Dla dalszego wywodu istotne jest też powołanie się na ustalenia ustawy zawarte w art. 38, który mówi: „Minister właściwy do spraw środowiska składa do Komisji Europejskiej raporty i notyfikacje dotyczące obszarów Natura 2000 oraz występuje o opinie w sprawie tych obszarów”, oraz art. 112, w którym omawia się zakres monitoringu przyrodniczego prowadzonego w ramach państwowego monitoringu środowiska. Ustawa wskazuje w art. 112 pkt 2, że monitoring przyrodniczy polega między innymi na „obserwacji siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, dla których ochrony został wyznaczony obszar Natura 2000”.

Wydane na podstawie ustawy o ochronie przyrody Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 precyzuje szereg zagadnień dotyczących wymagań odnośnie planów ochrony, w tym także monitoringu siedlisk przyrodniczych. Zwrócić należy uwagę, że rozporządzenie w par. 3, pkt 3) nakazuje „ocenę stanu ochrony przedmiotów ochrony”, w tym w odniesieniu do siedlisk przyrodniczych, przy użyciu trzech parametrów, które w skrócie mogą być określone jako: parametr powierzchni, parametr struktury i parametr szans zachowania. Skalę ocen tych parametrów zawiera załącznik do omawianego rozporządzenia, gdzie przy omawianiu ocen parametru „struktura i funkcja” znajduje się zapis: „Do oceny struktury i funkcji

siedliska stosuje się odrębne dla każdego gatunku zestawy wskaźników, przyjęte na podstawie wiedzy naukowej do celów monitoringu, o którym mowa w art. 112 ust. 2 ustawy i raportów, o których mowa w art. 38 ustawy”.

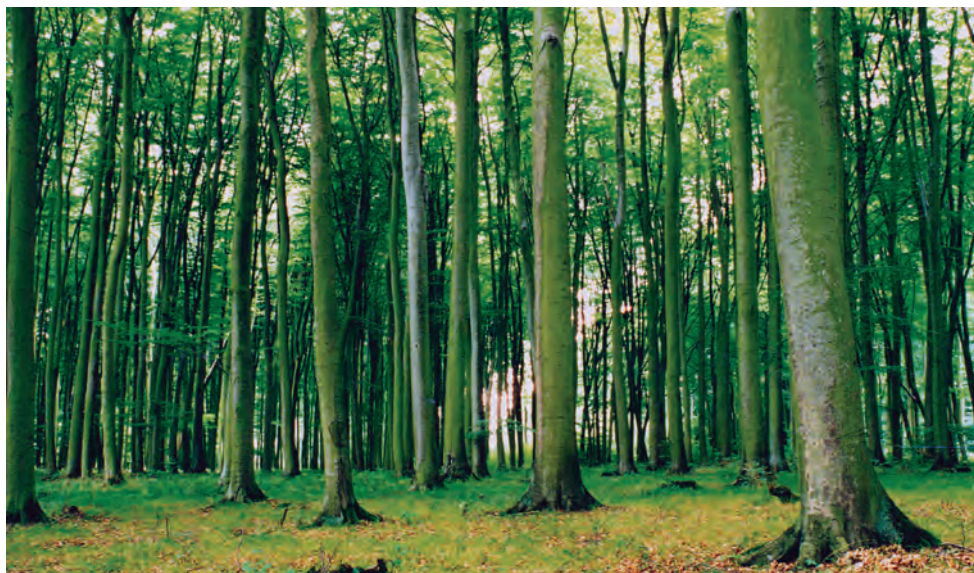
Takie zestawienie zapisów ustawy o ochronie przyrody, rozporządzenia w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 i załącznika do tego rozporządzenia wskazuje, że miarodajne dla ocen chronionych siedlisk na obszarach Natura 2000 są ustalenia zawarte w założeniach dla monitoringu siedlisk przyrodniczych wykonywanego dla celów raportowania przez Ministra Środowiska Komisji Europejskiej o stanie siedlisk i gatunków. Podstawę merytoryczną dla monitoringu siedlisk przyrodniczych w skali tzw. regionów biogeograficznych, a także w skali obszarów Natura 2000 oraz poszczególnych stanowisk stworzyły wydane przez Generalnego Inspektora Ochrony Środowiska w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska opracowania w czterech tomach pod wspólnym tytułem: *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny* [Mróz 2010; 2012a; 2012b; 2015]. Opracowania te, wykonane przez grono specjalistów zorganizowanych przez Instytut Ochrony Przyrody PAN, stały się zatem punktem odniesienia dla identyfikacji siedlisk oraz oceny ich stanu w ramach monitoringu. Dla wykonawców planów ochrony obszarów Natura 2000 oraz realizatorów monitoringu siedlisk przyrodniczych problemem mogą być rozbieżności pomiędzy charakterystykami siedlisk Natura 2000 zawartymi w poradnikach wydanych przez Ministerstwo Środowiska w 2004 r. i charakterystykami z nowszych przewodników wydanych przez Inspekcję Ochrony Środowiska w latach 2010–2015.

12.4. Zgodność siedlisk przyrodniczych z klasyfikacją fitosocjologiczną

12.4.1. Siedlisko 9130 żyzna buczyna (*Dentario glandulosae-Fagenion*, *Galio odorati-Fagenion*)

Autor: P. Pawlaczyk, w: Mróz (red.) 2015, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny*. Część IV, GIOŚ, Warszawa. Wymienione identyfikatory fitosocjologiczne: klasa *Quercio-Fagetum* – lasy liściaste; rząd *Fagetalia sylvaticae* – mezo- i eutroficzne lasy liściaste; związek *Fagion* – buczyny, a w tym zespoły: *Galio odorati-Fagetum* (= *Melico-Fagetum*) – żyzna buczyna niżowa; *Dentario enneaphyllidi-Fagetum* – żyzna buczyna sudecka, *Dentario glandulosae-Fagetum* – żyzna buczyna karpacka oraz zbiorowisko *Fagus sylvatica-Mercurialis perennis* – wilgotna buczyna niżowa ze szczyrem.

Stwierdza się w przypadku siedliska 9130 dobrą zgodność zakresu typu siedliska przyrodniczego z klasyfikacją fitosocjologiczną; jego zakres obejmuje trzy



Ryc. 12.1. Siedlisko 9130 pomorska buczyna żyzna (*Galio odorati-Fagetum* = *Melico-Fagetum*), postać typowa, Pomorze Zachodnie (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.1. Natural habitat 9130. Pomeranian eutrophic beech forest (*Galioodorati-Fagetum* = *Melico-Fagetum*), typical form, Western Pomerania (photo by J. Matuszkiewicz)



Ryc. 12.2. Siedlisko 9130 buczyna sudecka żyzna (*Dentario enneaphyllidis-Fagetum*) forma reglowa, postać trawiasta z Masywu Śnieżnika Kłodzkiego (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.2. Natural habitat 9130. Sudeten eutrophic beech forest (*Dentario enneaphyllidis-Fagetum*) in montane form, grassy character of the Kłodzko-Śnieżnik Range (photo by J. Matuszkiewicz)



Ryc. 12.3. Siedlisko 9130 żyzna buczyna karpacka (*Dentario glandulosae-Fagetum*) w formie podgórskiej na Pogórze Przemyskim (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.3. Natural habitat 9130. Carpathian eutrophic beech forest (*Dentario glandulosae-Fagetum*) in sub-montane form of the Przemyśl Foothills (photo by J. Matuszkiewicz)



Ryc. 12.4. Siedlisko 9130 żyzna buczyna karpacka (*Dentario glandulosae-Fagetum*) forma regłowa. Gatunek charakterystyczny dla żyznych buczyn karpackich – żywiec gruczołowaty (*Dentaria glandulosa*) zakwita w kwietniu; Pieniński PN (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.4. Natural habitat 9130. (*Dentario glandulosae-Fagetum*) in montane form. Species typical for fertile Carpathian beechwoods – bittercress *Cardamine granduligera* blooms in April, Pieniński National Park (photo by J. Matuszkiewicz)

wikaryzujące regionalnie zespoły, dzięki czemu zidentyfikowanie któregoś z nich daje jednoznaczną identyfikację typu siedliska (ryc. 12.1-12.4). Zakres siedliska odpowiada dwu podzwiązkom w aktualnie przyjmowanej klasyfikacji zbiorowisk buczyn lub jednemu z dawnej klasyfikacji (podzwiązek *Eu-Fagion* w dawniejszej nomenklaturze).

12.4.2. Siedlisko 9160 grąd subatlantycki (*Stellario-Carpinetum*)

Autor: P. Pawlaczyk, w: Mróz (red.) 2012, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny*. Część III, GIOŚ, Warszawa. Wymienione identyfikatory fitosocjologiczne: klasa *Quercio-Fagetea* – lasy liściaste; rząd *Fagetalia sylvaticae* – mezo- i eutroficzne lasy liściaste; związek *Carpinion* – grądy; zespół *Stellario-Carpinetum* – grąd subatlantycki.

W pełni jednoznaczna identyfikacja fitosocjologiczna – typ siedliska odpowiada jednemu zespołowi. To jeden z zespołów wikaryzujących grądu. W regionie jedyny reprezentant związku *Carpinion betuli* wyróżniany przez gatunki charakterystyczne dla związku.



Ryc. 12.5. Siedlisko 9160 pomorski grąd (*Stellario-Carpinetum*) często ograniczony jest do siedlisk umiarkowanie wilgotnych, tu w otoczeniu buczyn w Puszczy Bukowej pod Szczecinem (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.5. Natural habitat 9160. Pomeranian oak-hornbeam forest (*Stellario-Carpinetum*) is often limited to moderately humid habitats, here surrounded by beech in the Beech Primeval Forest near Szczecin (photo by J. Matuszkiewicz)

W porównaniu z innymi zespołami grądów grąd pomorski wykazuje stosunkowo mniejszą zmienność siedliskową i całkiem małą zmienność regionalną. W większości regionów, w których występuje, jest zepchnięty przez buczyny na siedliska stosunkowo żyźniejsze i związane z wodami gruntowymi (ryc. 12.5). Często w serii zonacyjnej zajmuje pozycję pomiędzy łągami a buczynami.

12.4.3. Siedlisko 9170 grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum* i *Tilio-Carpinetum*)

Autorzy: J. Perzanowska, W. Mróz, N. Ogrodniczek, w: Mróz (red.) 2015, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny*. Część IV, GIOŚ, Warszawa. Wymienione identyfikatory fitosocjologiczne: klasa *Quercus-Fagetea*; rząd *Fagetalia sylvaticae*; związek *Carpinion*; zespoły *Galio-Carpinetum* – grąd środkowoeuropejski, *Tilio-Carpinetum* – grąd subkontynentalny; zbiorowisko *Acer pseudoplatanus-Tilia cordata* – grądy zboczowe.

Zgodność z klasyfikacją fitosocjologiczną jest w przypadku tego siedliska dość dobra – dwa jednoznaczne, regionalnie ograniczone zespoły identyfikują typ sie-



Ryc. 12.6. Siedlisko 9170 grąd środkowoeuropejski (*Galio-Carpinetum*) w formie podgórskiej na Pogórzu Wałbrzyskim (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.6. Natural habitat 9170. Mid-European oak-hornbeam forest (*Galio-Carpinetum*) in sub-montane form of the Wałbrzych Foothills (photo by J. Matuszkiewicz)



Ryc. 12.7. Siedlisko 9170 grąd subkontynentalny typowy (*Tilio-Carpinetum typicum*) w Nadleśnictwie Szczytno na Mazurach (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.7. Natural habitat 9170. Typical sub-continental oak-hornbeam forest (*Tilio-Carpinetum typicum*) in Szczytno Forest District in Masuria (photo by J. Matuszkiewicz)

dliska (ryc. 12.6–12.8). Zatem, poza obszarem pomorskim, gdzie grądy reprezentuje zespół *Stellario-Carpinetum*, wszystkie grądy można identyfikować z siedliskiem 9170. Jednakże widoczna jest niekonsekwencja, polegająca na tym, że w przypadku siedliska 9160 odpowiednikiem jest jeden zespół, a w przypadku siedliska 9170 – dwa zespoły, o charakterystyce bardziej wyrazistej i większym zróżnicowaniu, zarówno siedliskowym, jak i regionalnym, niż ten jeden. Pewne problemy może stwarzać dołączenie do identyfikatorów siedliska 9170 słabo scharakteryzowanego zbiorowiska *Acer pseudoplatanus-Tilia cordata*, które może być spotykane zarówno w regionach, w których występują dwa wymienione zespoły, jak i w regionach występowania zespołu *Stellario-Carpinetum*. W tej drugiej sytuacji „zwyczajne” grądy reprezentować będą siedlisko 9160, a grądy „zboczowe” siedlisko 9170. Takie rozwiązanie nie wydaje się sensowne. Należałoby zmodyfikować charakterystykę siedliska 9160 w taki sposób, aby dołączyć do niego regionalne postaci grądów „zboczowych”.



Ryc. 12.8. Siedlisko 9170 łąk subkontynentalny trzcinnikowy (*Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*) w Nadleśnictwie Jedwabno na Mazurach (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.8. Natural habitat 9170. Reed grass sub-continenetal oak-hornbeam forest (*Tilio-Carpinetum calamagrostietosum*) in Jedwabno Forest District in Masuria (photo by J. Matuszkiewicz)

12.4.4. Siedlisko 91F0 łąkowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*)

Autor: P. Pawlaczyk, w: Mróz (red.) 2012, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny*. Część III, GIOŚ, Warszawa. Podane identyfikatory fitosocjologiczne: klasa *Quercus-Fagetea* – lasy liściaste; rząd *Fagetalia sylvaticae* – mezo- i eutroficzne lasy liściaste; związek *Alno-Ulmion* – lasy łąkowe; podzwiązek *Ulmenion minoris*; zespół *Ficario-Ulmetum minoris* – łąg wiązowo-jesionowy.

Zgodność ujęcia typu siedliska z klasyfikacją fitosocjologiczną podaną w III tomie omawianych poradników jest na pierwszy rzut oka bardzo dobra; wśród identyfikatorów fitosocjologicznych podany jest jeden zespół, a więc – typ siedliska odpowiada jednemu, dobrze scharakteryzowanemu zespołowi leśnemu, o niekwestionowanej pozycji syntaksonomicznej (ryc. 12.9). W szczegółach jednak powstają komplikacje do tego prostego obrazu zgodności siedliska i zespołu.



Ryc. 12.9. Siedlisko 91F0 nadrzeczny łąg jesionowo-wiązowy (*Ficario-Ulmetum minoris typicum*) w dolinie dolnej Wisły. Na zdjęciu aspekt letni, gdy w runie dominuje pokrzywa (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.9. Natural habitat 91F0. Riverside ash-elm riparian forest (*Ficario-Ulmetum minoris typicum*) in the valley of lower Vistula. The picture shows summer view when nettle dominates in herbaceous layer (photo by J. Matuszkiewicz)

Niezgodność pierwsza. P. Pawlaczyk, jako autor stosownego rozdziału, w III tomie poradnika [Mróz 2012b] zaproponował: „Do siedliska 91F0 należy zaliczyć także wyróżniany niekiedy zespół *Astrantio-Fraxinetum*, zidentyfikowany na Przedgórzu Sudeckim oraz na Górnym Śląsku. Przy bardzo zbliżonej kompozycji gatunkowej wyróżnia się on występowaniem niektórych roślin górskich, np. olszy szarej *Alnus incana* w drzewostanie i jarzmianki większej *Astrantia major* w runie”. To oznacza włączenie do siedliska 91F0 zespołu nienależącego (raczej) do podzwiazku *Ulmenion minoris*, choćby ze względu na odmienny skład drzewostanów. Oznacza to także wyjście poza zakres identyfikatorów zamieszczonych w poradniku pod redakcją Herbicha z 2004 r.

Niezgodność druga. Autor opisu siedliska nie włączył do identyfikatorów fitosocjologicznych zespołu *Violo odorati-Ulmetum*. Zespół ten, dość rzadki, ale uwzględniany w wielu już opracowaniach z zachodniej Polski oraz przeglądowych [Matuszkiewicz J.M. 2001] nie został także wymieniony wśród identyfikatorów w opisie siedliska 91E0. Ponieważ zespół *Violo odorati-Ulmetum* należy do tego samego podzwiazku co *Ficario-Ulmetum*, logiczne byłoby zaliczenie go także do siedliska 91F0, zwłaszcza że dawno temu zbiorowiska te zaliczane były do zespołu

Ficario-Ulmetum, jako podzespół *violetosum odoratae*, i jako taki był wyliczony wśród identyfikatorów siedliska 91F0 w poradniku pod redakcją Herbicha z 2004 r. Mamy więc do czynienia ze zmianą ujęcia zakresu siedliska 91F0 w poradniku z 2012 r. (red. Mróz) w porównaniu z poradnikiem z roku 2004 (red. Herbich). Przy tym autorem obu jest P. Pawlaczyk.

12.4.5. Siedlisko 91E0 łągi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródliskowe)

Autor: P. Pawlaczyk, w: Mróz (red.) 2010, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny*. Część I, GIOŚ, Warszawa. Podane identyfikatory fitosocjologiczne (związki, zespoły, zbiorowiska.): klasa *Salicetea purpureae* – łągi wierzbowe i wikliny; rząd *Salicetalia purpureae*; związek *Salicion albae* – łągi wierzbowe; zespoły: *Salicetum albae* – łąg wierzbowy, *Populetum albae* – łąg topolowy; klasa *Querco-Fagetea* – lasy liściaste; rząd *Fagetalia sylvaticae* – mezo- i eutroficzne lasy liściaste; związek *Alno-Ulmion* – łągi, podzwiązek *Alnenion glutinoso-incanae*; zespoły: *Fraxino-Alnetum* – niżowy łąg jesionowo-olszowy, *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* – łąg gwiazdnicowy, *Carici remotae-Fraxinetum* – podgórski łąg jesionowy, *Alnetum incanae* – nadrzeczna olszyna górską, *Caltho-Alnetum* – bagienna olszyna górską. Ponadto do siedliska 91E0 zaliczono lasy olszowe na źródliskach – niezależnie od ich klasyfikacji fitosocjologicznej. Część z nich ma charakter źródliskowych form łągu olszowo-jesionowego (*Fraxino-Alnetum*), a część zbliżona jest do olsów (olsy źródliskowe „*Cardamino-Alnetum*”).

Ujęcie typu siedliska jest niezgodne całkowicie z klasyfikacją fitosocjologiczną, choć w znacznej części możliwe jest jego opisanie w kategoriach fitosocjologicznych. Siedlisko grupuje aż siedem zespołów należących do dwu różnych klas, czyli jednostek najwyższego szczebla w klasyfikacji fitosocjologicznej. Wyraźnie odrębne są zwłaszcza łągi wierzbowo-topolowe z klasy *Salicetea purpureae* z nad dużych rzek (ryc. 12.10 i 12.11) od łągów z klasy *Querco-Fagetea*, w których olsze czarna i szara odgrywają dominującą rolę (ryc. 12.12). Wspominając, że z grupy łągów wydzielono łągi jesionowo-wiązowe jako odrębne siedlisko 91F0, należy stwierdzić, iż ujęcie siedliska 91E0 jest nieporozumieniem, powstałym przy ustalaniu listy siedlisk Natura 2000 na szczeblu europejskim. Błąd ten jednak można by wyeliminować, ustalając w to miejsce dwa lub więcej siedlisk w rozporządzeniu krajowym. Dodatkową komplikację stanowi włączenie do zakresu siedliska 91E0 „olsów źródliskowych”, czyli zbiorowiska z trzeciej jeszcze klasy w systemie fitosocjologicznym.

Tak niespójna charakterystyka siedliska 91E0 powoduje, że wszelkie opisy, zestawy gatunków typowych, charakterystyki wskaźników, prognozy itp. muszą uwzględ-

niać zróżnicowanie na podtypy, których opracowanie w tomie pod redakcją Herbicha [2004] wymienia aż siedem:

- 91E0-1 – łąg wierzbowy (*Salicetum albo-fragilis*),
- 91E0-2 – łąg topolowy (*Populetum albae*),
- 91E0-3 – niżowy łąg jesionowo-olszowy (*Fraxino-Alnetum*),
- 91E0-4 – źródliskowe lasy olszowe,
- 91E0-5 – podgórski łąg jesionowy (*Carici remotae-Fraxinetum*),
- 91E0-6 – nadrzeczna olszyna górską (*Alnetum incanae*),
- 91E0-7 – bagienna olszyna górską (*Caltho-Alnetum*).

Oczywiście możliwe jest znalezienie wspólnych cech dla tych różnych zbiorowisk. W pierwszej kolejności wymienić można związek z dolinami dużych rzek i małych cieków, a ogólniej, z ruchomymi wodami zalewowymi lub gruntowymi, ale zdecydowana większość wskaźników parametru „struktura i funkcja” musi być określona indywidualnie dla poszczególnych podtypów.



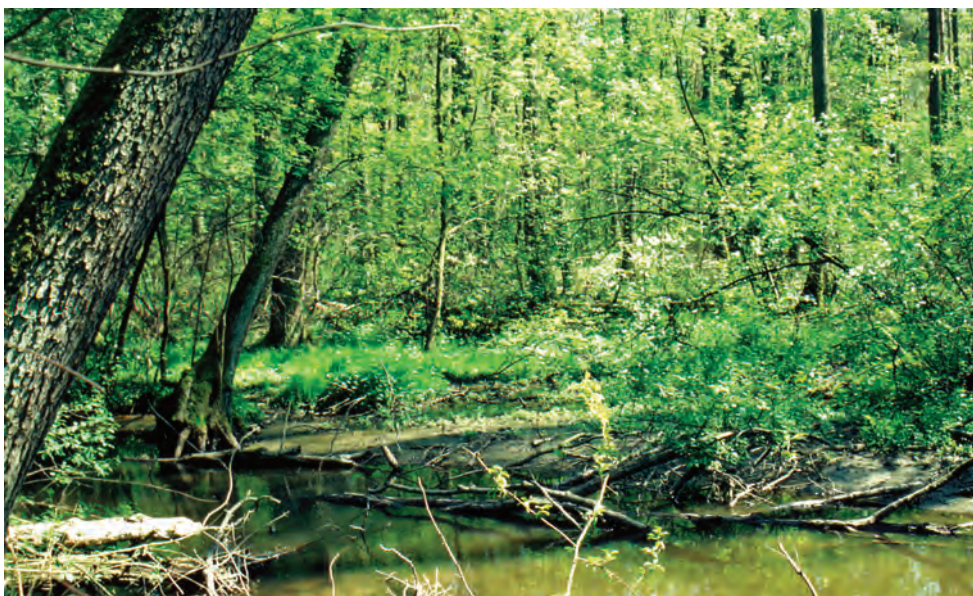
Ryc. 12.10. Siedlisko 91E0 – młodociane postaci łągu wierzbowego (*Salicetum albo-fragilis*) nad Wisłą w Warszawie (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.10. Natural habitat 91E0. Juvenile forms of willow riparian forest (*Salicetum albo-fragilis*) on the Vistula riverbank in Warsaw (photo by J. Matuszkiewicz)



Ryc. 12.11. Siedlisko 91E0 – fragment nadrzecznej łąki topolowej (*Populetum albae*) nad środkową Wisłą w okolicach Góry Kalwarii (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.11. Natural habitat 91E0. Fragment of riverside poplar riparian forest (*Populetum albae*) on the middle Vistula in the vicinity of Góra Kalwaria (photo by J. Matuszkiewicz)



Ryc. 12.12. Siedlisko 91E0 łąg jesionowo-olszowy (*Fraxino-Alnetum*) (fot. J. Matuszkiewicz)

Fig. 12.12. Natural habitat 91E0. Ash-alder riparian forest (*Fraxino-Alnetum*) (photo by J. Matuszkiewicz)

12.5. Porównanie doboru wskaźników parametru „struktura i funkcja” dla pięciu wybranych siedlisk Natura 2000

Monitoring siedlisk opiera się na ocenach trzech parametrów, z których najważniejszym – bo opartym na licznych wskaźnikach – jest parametr „struktura i funkcja”. W tabeli 12.1 zestawiono przyjęte w *Przewodniku metodycznym* wskaźniki tego parametru dla analizowanych typów siedlisk przyrodniczych. Szczególną uwagę należy zwrócić na wskaźniki kardynalne, bowiem od ich oceny zależy przede wszystkim ocena parametru jako całości. Sposób wyprowadzania oceny parametru „struktura i funkcja” na podstawie ocen wskaźników zaprezentowano w *Przewodniku metodycznym* część czwarta w części ogólnej w sposób następujący: „Na ocenę parametru specyficzna struktura i funkcje siedliska składają się oceny kilku do kilkunastu wskaźników. Sposób wyprowadzenia oceny tego parametru na podstawie oceny poszczególnych wskaźników został szczegółowo opisany w metodyce dla każdego z siedlisk przyrodniczych. W ocenie tej szczególne znaczenie mają wskaźniki kardynalne. Biorąc pod uwagę, że opisują one najważniejsze cechy struktury i funkcji siedliska przyrodniczego, o stosunkowo wąskim zakresie optymalnym, obniżenie oceny jakiegokolwiek z wskaźników kardynalnych powinno skutkować obniżeniem oceny całego parametru.” [Mróz 2015, str. 18].

Natomiast dla siedliska 9130, w którego przypadku jest trzynaście wskaźników, w tym jeden kardynalny, sformułowano to nieco inaczej [Pawlaczyk w: Mróz 2015, str. 258–259]: „W wyniku doświadczeń z dotychczasowego monitoringu leśnych siedlisk przyrodniczych przyjęto ujednoczone podejście do oceny parametru „struktura i funkcja” dla leśnych siedlisk przyrodniczych o kodach 9110, 9130 i 9170, na podstawie jego wskaźników:

- „charakterystyczna kombinacja florystyczna” jako cecha rozstrzygająca o samej identyfikacji siedliska, jest tzw. wskaźnikiem kardynalnym, tj. ocena parametru „struktura i funkcja” **nie może być gorsza niż ocena tego wskaźnika;**
- pozostałe wskaźniki struktury i funkcji są tzw. wskaźnikami jakości, które wyrażają istotne aspekty jakości przyrodniczej ekosystemu, ale nie decydują o samej identyfikacji siedliska. Wskaźniki te mierzą pewne, szczególnie ważne i dlatego odrębnie wyeksponowane, cechy siedliska przyrodniczego rozumianego ekosystemowo (...).

Ocena parametru „struktura i funkcja” na podstawie wskaźników jest oceną ekspercką (nie wartością średnią ani wartością najczęstszą) wynikającą z ogólnego obrazu cech siedliska zarysowanych wskaźnikami. Znaczące zniekształcenie struktury lub zaburzenie funkcji ekosystemu, **wyrażone obniżeniem wartości któregoś z tych wskaźników, ekspert powinien wykazać poprzez obniżenie oceny parametru „struktura i funkcja”**. Obniżona ocena wskaźnika jakości nie musi obniżyć oceny parametru, jeżeli ekspert uzna i uzasadni, że nie ma to istotnego znaczenia

z punktu widzenia przyrodniczej jakości i funkcji ekosystemu [wyróżnienia JMM]. Do powyższego zapisu odwołano się także w opisie metodyki monitoringu siedliska 9170 [Perzanowska, Mróz, Ogrodniczuk w: Mróz 2015, str. 278]. Niestety do kryteriów tych wkładła się sprzeczność, bowiem jeżeli ocena parametru nie może być gorsza niż ocena wskaźnika „charakterystyczna kombinacja gatunków” to nie ma możliwości obniżania tej pierwszej nawet w razie, gdyby wszystkie inne wskaźniki były całkiem złe. Prawdopodobnie autorowi chodziło o to, że ocena parametru nie może być **lepsza** niż ocena tego kardynalnego wskaźnika. Można mieć nadzieję, że wydawca *Przewodnika metodycznego* dołączy stosowną erratę.

Tabela 12.1. Zestawienie wskaźników parametru „specyficzna struktura i funkcje” dla pięciu leśnych siedlisk przyrodniczych

Table 12.1. Indicators of the „specific structure and functions” parameter for five forest natural habitats

Siedlisko 9130 [Mróz 2015]	Siedlisko 9160 [Mróz 2012]	Siedlisko 9170 [Mróz 2015]	Siedlisko 91F0 [Mróz 2012]	Siedlisko 91E0 [Mróz 2010]
charakterystyczna kombinacja florystyczna (*)	charakterystyczna kombinacja florystyczna runa (*)	charakterystyczna kombinacja florystyczna (*)	charakterystyczna kombinacja florystyczna runa (*)	gatunki charakterystyczne (*)
	gatunki dominujące w poszczególnych warstwach fitocenozy (*)		gatunki dominujące (*)	gatunki dominujące (*)
skład drzewostanu				
gatunki obce w drzewostanie		gatunki obce w drzewostanie		
	gatunki obce ekologicznie w drzewostanie		gatunki obce ekologicznie w drzewostanie	
	gatunki obce geograficznie w drzewostanie (*)		gatunki obce geograficznie w drzewostanie (*)	gatunki obce geograficznie w drzewostanie
	udział w drzewostanie gatunków liściastych (bez wczesnosukcesyjnych) (*)			
	udział graba (*)			
	udział gatunków wczesnosukcesyjnych w drzewostanie			
			liczba gatunków z grupy „wiązy, dąb, jesion” występujących w drzewostanie	

Siedlisko 9130 [Mróz 2015]	Siedlisko 9160 [Mróz 2012]	Siedlisko 9170 [Mróz 2015]	Siedlisko 91F0 [Mróz 2012]	Siedlisko 91E0 [Mróz 2010]
struktura pionowa i przestrzenna fitocenozy	struktura pionowa i przestrzenna roślinności	struktura pionowa i przestrzenna roślinności	struktura pionowa i przestrzenna roślinności	pionowa struktura roślinności
naturalne odnowienie drzewostanu	naturalne odnowienie drzewostanu	naturalne odnowienie drzewostanu	naturalne odnowienie drzewostanu	naturalne odnowienie drzewostanu
wiek drzewostanu (obecność starodrzewu)	wiek drzewostanu (obecność starodrzewu)	wiek drzewostanu (obecność starodrzewu)	wiek drzewostanu (obecność starodrzewu)	wiek drzewostanu
inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie	inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie	inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie	ekspansywne gatunki obce w podszycie i runie	inwazyjne gatunki obce w podszycie i runie (*)
ekspansywne gatunki rodzime w runie	ekspansywne gatunki rodzime (apofity) w runie	ekspansywne gatunki rodzime w runie	ekspansywne gatunki rodzime (apofity) w runie	rodzime gatunki ekspansywne roślin zielnych
			różnorodność gatunkowa warstwy krzewów	
			przejawy procesu grądowienia	
martwe drewno (łącznie zasoby)	martwe drewno (łącznie zasoby)	martwe drewno (łącznie zasoby)	martwe drewno (łącznie zasoby)	martwe drewno(1)
martwe drewno wielkowymiarowe	martwe drewno leżące lub stojące >3 m długości i > 50 cm grubości (*)	martwe drewno wielkowymiarowe	martwe drewno leżące lub stojące >3 m długości i > 50 cm grubości (*)	martwe drewno wielkowymiarowe (*) (1)
mikrosiedliska drzewne (drzewa biocenotyczne)		mikrosiedliska drzewne (drzewa biocenotyczne)		
			stosunki wodno-wilgotnościowe (*)	reżim wodny (w tym zalewów, jeżeli występują) (*)
				naturalność koryta rzecznoego (jeżeli występowanie łągu jest związane z ciekim)
	zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna		zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna	zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna
inne zniekształcenia, w tym zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna	inne zniekształcenia antropogeniczne	inne zniekształcenia, w tym zniszczenia runa i gleby związane z pozyskaniem drewna	inne zniekształcenia	inne zniekształcenia

Siedlisko 9130 [Mróz 2015]	Siedlisko 9160 [Mróz 2012]	Siedlisko 9170 [Mróz 2015]	Siedlisko 91F0 [Mróz 2012]	Siedlisko 91E0 [Mróz 2010]
stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (fakultatywny)	stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (fakultatywny)	stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (fakultatywny)	stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (fakultatywny)	stan kluczowych dla różnorodności biologicznej gatunków lokalnie typowych dla siedliska (fakultatywny)
liczba wskaźników: 13, w tym kardynalny 1	liczba wskaźników: 17, w tym kardynalnych 6	liczba wskaźników: 12, w tym kardynalny 1	liczba wskaźników: 18, w tym kardynalnych 5	liczba wskaźników: 15, w tym kardynalnych 5

(*) Oznaczenie wskaźników kardynalnych.

(1) Wskaźniki zmienione w wersji elektronicznej na stronie GIOŚ w porównaniu z wersją wydrukowaną [Mróz 2010].

Źródło / Source: Zestawienie wskaźników na podstawie zapisów w *Przewodniku metodycznym. Monitoring siedlisk przyrodniczych*, t. I, III i IV [Mróz W. 2010; 2012b; 2015]

Analizując listy wskaźników parametru „specyficzna struktura i funkcja” zamieszczone w tabeli 12.1, można zauważyć, co następuje:

- Dla wszystkich siedlisk wskaźnikiem kardynalnym jest występowanie (zwykle chodzi o runo) odpowiedniej liczby gatunków spośród tych, które są zaliczane do charakterystycznej kombinacji gatunków. Można to traktować jako zgodność charakterystyki florystycznej płatu z wzorcem fitosocjologicznym odpowiedniego zespołu leśnego. Wzorce takie są zaprezentowane w *Przewodniku metodycznym*; można się z nimi także zapoznać w literaturze fitosocjologicznej [Matuszkiewicz J.M. 2001; Matuszkiewicz W. 2001; Matuszkiewicz W. i in. 2012; Wysocki i Sikorski 2009]. W trzech przypadkach dodatkowym wskaźnikiem kardynalnym jest także skład florystyczny gatunków dominujących w poszczególnych warstwach fitocenozy.
- Zróżnicowaną pomiędzy siedliskami grupę wskaźników stanowią charakterystyki składu drzewostanu. Razem można wyróżnić osiem takich wskaźników; dla poszczególnych siedlisk jest ich od jednego do pięciu. W dwu przypadkach przynajmniej jeden z nich jest wskaźnikiem kardynalnym. Oznacza to, że skład drzewostanu obok charakterystyki fitosocjologicznej jest jednym z najważniejszych elementów w ocenie tych siedlisk leśnych. Jest to o tyle ważne, że element ten w części jest kształtowany przez praktykę leśną i może podlegać regulacji. W tej grupie wskaźników najczęściej jako cechę negatywną przyjmuje się występowanie gatunków drzew obcych geograficznie lub ekologicznie, zwłaszcza gdy występują licznie w zbiorowisku.
- We wszystkich siedliskach ocenie podlega pionowa, przestrzenna i wiekowa struktura zbiorowiska, w tym udział drzew o zaawansowanym wieku, jednak w żadnym przypadku w tej grupie nie ma wskaźników kardynalnych.

- Istotne dla oceny są informacje o występowaniu obcych gatunków inwazyjnych, a niekiedy także ekspansywnych gatunków miejscowych, których występowanie lub istotny udział stanowić może o obniżonej ocenie całego parametru, bowiem w jednym przypadku jest wśród nich wskaźnik kardynalny (siedlisko 91F0).
- We wszystkich siedliskach wskaźnikiem jest ilość martwego drewna, w tym szczególnie drewna o dużych gabarytach. W przypadku trzech siedlisk wskaźnik „martwe drewno leżące lub stojące > 3 m długości i > 50 cm grubości” jest wskaźnikiem kardynalnym.
- Stosunki wodne są wskaźnikiem kardynalnym, a więc decydującym o ocenie końcowej, w przypadku dwu siedlisk: 91E0 i 91F0, czyli obu typów lasów łągowych, co jest zrozumiałe ze względu na ekologię tych siedlisk.
- W stosunku do siedlisk reprezentujących lasy łągowe przyjęto rozbudowane listy wskaźników (15–18). Jest to zrozumiałe ze względu na rozmaite uwarunkowania tych zbiorowisk.
- Stosunkowo krótsze listy wskaźników (12–13) przyjęto dla siedlisk żyznej buczyny (9130) i grądów środkowoeuropejskich i subkontynentalnych (9170); jest dla nich przyjęty tylko jeden wskaźnik kardynalny. Wynika to ze stosunkowo jednoznacznych uwarunkowań tych zbiorowisk.
- W przypadku dwu siedlisk reprezentujących grupę zbiorowisk grądowych (siedliska 9160 i 9170) widoczna jest duża różnica w zestawie wskaźników, w tym kardynalnych. Dla grądu pomorskiego, odznaczającego się stosunkowo dużą jednolitością w układzie regionalnym i niewielką zmiennością siedliskową, zaproponowano więcej wskaźników niż dla znacznie bardziej zróżnicowanych zarówno pod względem siedliskowym, jak i regionalnym grądów środkowoeuropejskich i subkontynentalnych. Odmienność metodyk tak podobnych do siebie siedlisk przyrodniczych może budzić wątpliwości. Porównując je, można zauważyć – oprócz jednoznacznych podobieństw w ocenie charakterystyki fitosocjologicznej – pewne różnice. W przypadku siedliska 9160 szczególny nacisk położono na stosunki ilościowe w drzewostanie (trzy spośród sześciu wskaźników kardynalnych), a także udział martwego drewna o dużych gabarytach. .
- Duża odmienność w doborze wskaźników parametru „struktura i funkcja” siedlisk 9160 i 9170 może być w przyszłości utrudnieniem dla porównań między siedliskami i obszarami.

12.6. Rozróżnienie pomiędzy grądami a żyznymi buczynami jako siedliskami Natura 2000 – siedliska 9160 i 9170 w stosunku do siedliska 9130

12.6.1. Uwagi wstępne

Zbiorowiska eutroficznym buczyn oraz grądów, należące do dwu różnych związków (*Fagion* i *Carpinion*) w obrębie jednego rzędu (*Fagetalia sylvaticae*), wykazują szereg podobieństw, na co wpływ ma niewątpliwie częściowo pokrywająca się amplituda siedliskowa tych dwu grup zbiorowisk. Z tego też powodu niejednokrotnie spotyka się przypadki fitocenoz, których kwalifikacja do jednej lub drugiej grupy jest wątpliwa. Trudności te mają w pewnym stopniu obiektywny charakter i wynikają z ogólnej ciągłości zmienności zbiorowisk roślinnych (continuum), w której przejawiają się odrębności o charakterze względnym – tzw. względne discontinuum [Dzwonko 2007]. Wpływ na to ma także gospodarka leśna protegująca lub ograniczająca niektóre gatunki drzew, co zmienia charakterystykę całego zbiorowiska. Następstwem tego jest trudność w odróżnianiu siedlisk przyrodniczych 9130 (żyzne buczyny) od 9160 i 9170 (grądy).

Te dwie grupy zbiorowisk mają częściowo nakładające się arealy w skali Europy. Operując większymi jednostkami regionalnymi, można stwierdzić, że na terenie Polski są obszary, na których występują obie grupy zbiorowisk oraz takie, na których występują tylko grądy. Biorąc pod uwagę, że siedliska przyrodnicze zostały podzielone w sposób wyżej zaprezentowany (jedno siedlisko w ramach buczyn żyznych i dwa siedliska w ramach grądów), terytorium Polski podzielić można z grubsza na trzy części:

- obszar pomorski, odpowiadający geobotanicznemu Działowi Pomorskiemu [Matuszkiewicz J.M. 1993; 2008] i w przybliżeniu Krainie Bałtyckiej w regionalizacji przyrodniczo-leśnej [Tramplera i in. 1990; Zielony i Kliczkowska 2012], na którym spotykają się siedlisko 9130 reprezentowane przez zespół *Galio odorati-Fagetum* oraz siedlisko 9160 reprezentowane przez zespół *Stellario-Carpinetum*;
- obszar zachodniej i południowej Polski, odpowiadający geobotanicznym działom: Wyżyn Południowej Polski, Sudeckiemu, Zachodniokarpackiemu i Wschodniokarpackiemu oraz w części Wielkopolsko-Brandenburskiemu, na którym siedlisko 9130 reprezentowane być może przez jeden z trzech zespołów buczyn żyznych (*Galio odorati-Fagetum*, *Dentario enneaphyllidis-Fagetum* lub *Dentario glandulosae-Fagetum*), natomiast grądy reprezentują zespoły *Galio-Carpinetum* lub *Tilio-Carpinetum*, będące identyfikatorami siedliska 9170;
- obszar środkowej i wschodniej Polski odpowiadający geobotanicznym działom: Mazowiecko-Poleskiemu (poza Krainą Chełmińsko-Dobrzyńską), Mazursko-Białoruskiemu, Wołyńskiemu i części Działu Wielkopolsko-Brandenburskiego, gdzie brak jest buczyn, a więc i siedliska 9130, natomiast siedlisko 9170 występuje.

12.6.2. Porównanie siedlisk 9130 i 9160

Porównanie fitosocjologicznej charakterystyki siedlisk 9130 i 9160 współwystępujących w regionie pomorskim zaprezentowano poprzez zestawienie tabelaryczne (tab. 12.2) częstości występowania (tzw. stałości) wybranych gatunków w dwu zespołach leśnych: *Stellario-Carpinetum* i *Galio odorati-Fagetum*.

Tabela 12.2. Różnice w składzie florystycznym niżowych buczyn żyznych i grądów pomorskich
Table 12.2. Differences in the floristic composition of fertile lowland beech and Pomeranian oak-hornbeam forests

Zespoły	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Stellario-Carpinetum</i>
Liczba zdjęć	554	344
Gatunki wyróżniające buczynę		
<i>Fagus sylvatica</i>	5	4
<i>Galium odoratum</i>	5	4
<i>Melica uniflora</i>	3	
Gatunki wyróżniające grąd		
<i>Carpinus betulus</i>	2	5
<i>Stellaria holostea</i>	3	5
<i>Tilia cordata</i>	+	4
<i>Aegopodium podagraria</i>	1	3
<i>Asarum europaeum</i>	+	2
Niektóre inne gatunki charakterystyczne dla rzędu i klasy		
<i>Galeobdolon luteum</i>	4	5
<i>Viola reichenbachiana</i>	4	4
<i>Milium effusum</i>	4	3
<i>Poa nemoralis</i>	3	4
<i>Carex digitata</i>	3	3
<i>Dryopteris filix-mas</i>	3	3
<i>Hepatica nobilis</i>	3	3
<i>Lathyrus vernus</i>	3	2
<i>Melica nutans</i>	2	3
<i>Scrophularia nodosa</i>	3	2
<i>Actea spicata</i>	2	2
<i>Fraxinus excelsior</i>	2	2
<i>Stachys sylvatica</i>	2	2
<i>Carex sylvatica</i>	2	1
<i>Impatiens noli-tangere</i>	1	2
<i>Paris quadrifolia</i>	1	2
<i>Pulmonaria obscura</i>	1	2

Wartości liczbowe określają klasy frekwencji / The figures define frequency classes: 5 - 80-100%, 4 - 60-80%, 3 - 40-60%, 2 - 20-40%, 1 - 10-20%, + - poniżej / below 10%.

Źródło / Source: na podstawie Matuszkiewicz J.M. 2001

Przy analizie tab. 12.2 zauważyć można, że żyzną buczyną niżową (siedlisko 9130) wyróżniają pozytywnie w stosunku do pomorskiego grądu (siedlisko 9160) zaledwie dwa gatunki:

- Buk (*Fagus sylvatica*) jest stałym i dominującym gatunkiem w fitocenozach buczyny, podczas gdy w grądach pomorskich, choć częsty, nie odgrywa dominującej roli.
- Perłówka jednokwiatowa (*Melica uniflora*) jest gatunkiem charakterystycznym żyznej buczyny niżowej, ale występuje średnio w co drugim płacie, a na skraju zasięgu zespołu jeszcze rzadziej; jej rola diagnostyczna jest więc umiarkowana. Natomiast grąd pomorski (siedlisko 9160) wyróżniają pozytywnie w stosunku do buczyny (siedlisko 9130) dwa (maksymalnie cztery) gatunki:
 - Grab (*Carpinus betulus*) i lipa drobnolistna (*Tilia cordata*) w grądzie występują istotnie częściej i odgrywają większą rolę.
 - Podagrycznik pospolity (*Aegopodium podagraria*) i kopytnik (*Asarum europaeum*) występują w grądzie trochę częściej.
 - Cechą strukturalną przemawiającą za grądem jest także znaczny rozwój warstwy krzewów, w tym obfitość leszczyny (*Corylus avellana*).

Stwierdzić można, że gatunki pierwszego członu nazw zespołów: *Galium odoratum* i *Stellaria holostea*, są częstsze we właściwych zespołach, ale trudno je uznać za diagnostyczne. Natomiast gatunki drugiego członu nazw (*Fagus* i *Carpinus*) odzwierciedlają istotną różnicę między zespołami – jeden jest lasem bukowym, a drugi lasem mieszanym z dużym udziałem grabu.

12.6.3. Porównanie siedlisk 9130 i 9170

Porównanie charakterystyki fitosocjologicznej siedlisk 9130 i 9170 jest znacznie bardziej skomplikowane niż pary poprzednio omawianej. Jest to spowodowane znacznie większą różnorodnością zbiorowisk, które są identyfikatorami obu siedlisk. Już ograniczając się do zespołów roślinnych, można zauważyć, że siedlisko 9130 jest reprezentowane przez trzy zespoły a siedlisko 9170 przez dwa. Dodatkowo jeszcze wykazać można znaczne zróżnicowanie regionalne (odmiany, formy wysokościowe) i siedliskowe (podzespoły) zarówno w buczynach, jak i w grądach. Z tego powodu liczba „par” dla porównań mogła by być znaczna. W tym miejscu problem zostanie naświetlony międzyregionalnym porównaniem charakterystyki fitosocjologicznej siedliska 9130 (reprezentowanego przez zespół *Dentario glandulosae-Fagetum*) i siedliska 9170 (zespół *Tilio-Carpinetum*) w południowo-wschodniej Polsce.

Interesujące badania odmienności fitosocjologicznej grądów i buczyn przeprowadziła Kozłowska [2008]. Zestawiła ona i poddała obróbce statystycznej, w tym nietendencyjnej analizie zgodności (DCA), zbiory zdjęć fitosocjologicznych z czte-

rech, układających się w ciąg przestrzenny i wysokościowy, regionów: Roztocza, Pogórza Przemyskiego, Gór Słonnych i Bieszczad.

Roztocze to region z dominacją przestrzenną grądów nad buczynami. Stwierdzona została wyraźna odrębność (już na pierwszej osi nietendencyjnej analizy zgodności) stosunkowo mało zmiennych buczyn od zróżnicowanych wewnętrznie grądów. Tylko bardzo nieliczne płaty wykazywały niejasną przynależność syntaksonomiczną.

Pogórze Przemyskie, a także Góry Słonne okazały się regionami z równowagą pomiędzy grądami i buczynami. Odrębność buczyn od grądów w niektórych przypadkach jest bardzo niejasna. Skutkiem tego pewna część płatów nie daje się jednoznacznie określić, zarówno w kategoriach roślinności rzeczywistej, jak tym bardziej potencjalnej roślinności naturalnej.

Bieszczady natomiast to region ze zdecydowaną przewagą buczyn nad grądami. Buczyny są liczniejsze i znacznie bardziej zróżnicowane niż grądy. Odrębność obu typów zbiorowisk wyraża się już na pierwszej osi nietendencyjnej analizy zgodności (DCA). Wątpliwych przypadków jest niewiele.

Szczegółowa analiza odrębności fitosocjologicznej buczyn i grądów w regionach przejściowych, tj. na Pogórzu Przemyskim i w Górach Słonnych [Kozłowska 2000] wykazała, że możliwe jest wskazanie gatunków diagnostycznych dla obu typów zbiorowisk, jednak zestaw tych gatunków tylko częściowo pokrywa się z listami gatunków charakterystycznych dla związków i zespołów. Niektóre gatunki charakterystyczne dla buczyn lub grądów dość słabo wyróżniały swoje zbiorowiska, natomiast stosunkowo lepiej wyróżniały je niektóre gatunki spośród charakterystycznych dla rzędu *Fagetalia* lub klasy *Quercus-Fagetea*, albo nawet gatunki towarzyszące. Grądy wyróżniane były przez *Brachypodium sylvaticum*, *Carex digitata*, *Campanula trachelium* i *Melica nutans* spośród gatunków charakterystycznych dla klasy *Quercus-Fagetea*, przez *Lathyrus vernus*, *Phyteuma spicatum* i *Lilium martagon* spośród charakterystycznych dla rzędu *Fagetalia*, a także przez *Maianthemum bifolium*, *Hedera helix*, *Symphytum tuberosum* i *Quercus robur* spośród gatunków towarzyszących. Natomiast *Chrysosplenium alternifolium* – gatunek charakterystyczny dla rzędu *Fagetalia*, miał walor gatunku diagnostycznego dla buczyn. Oznacza to, że w poszczególnych regionach konieczne jest stosowanie regionalnych wzorców grądów i buczyn oraz zestawów gatunków diagnostycznych, które pozwalają na bardziej szczegółowe rozróżnianie zespołów w skali regionalnej niż generalne charakterystyki. Dla wykonawców monitoringu problemem może być brak precyzyjnych danych odnośnie regionalnych wzorców poszczególnych zespołów. Wzorce regionalne specyfiki drzewostanów zespołów leśnych zostały opracowane [Matuszkiewicz J.M. 2007], brak natomiast opracowania regionalnych wzorców składu florystycznego runa leśnego poszczególnych zespołów leśnych.

12.6.4. Podstawowe wnioski z porównań żyznych buczyn (siedlisko 9130) oraz grądów (siedliska 9160 i 9170)

1. Odrębności siedlisk przyrodniczych 9130 oraz 9160 i 9170 opierają się na fitosocjologicznej charakterystyce zbiorowisk. Przy tym odrębność syntaksonomiczna grądów i żyznych buczyn jest ogólnie rzecz biorąc niewątpliwa. W jednych regionach jest ona bardziej, a w innych mniej wyrazista, ale wszędzie jest możliwa do wykazania przy zestawieniach danych z wielu płatów. Nie zmienia to faktu, że trafiają się fitocenozy, których identyfikacja jest trudna, a w skrajnych przypadkach mogą być one nieoznaczalne.
2. Grądy i żyzne buczyny współwystępują ze sobą tylko w części regionów Polski. Odróżnianie tych jednostek w skali regionalnej i lokalnej uwzględniać musi nie tylko znane z opisu zespołów najważniejsze gatunki diagnostyczne, lecz także cechy lokalnie różnicujące.
3. Przyjąć należy, że grądy i buczyny mogą być powiązane relacjami dynamicznymi, tj. grąd może być roślinnością rzeczywistą na siedlisku potencjalnej buczyny i na odwrót.
4. Niewątpliwie najważniejsze cechy różnicujące powyższe dwie grupy zbiorowisk wynikają ze składu i stosunków ilościowych w drzewostanach. Oznacza to, że podczas formowania drzewostanu możliwe jest modyfikowanie charakterystyki fitosocjologicznej całego zbiorowiska. Oznacza to także, że w zależności od tego, czy drzewostan uznamy za „naturalny”, tj. właściwy dla danego regionu i stanowiska, zbiorowisko może uzyskać różny status, bądź zbiorowiska odpowiadającego potencjalnej roślinności naturalnej, bądź zastępczego.
5. Oba omawiane typy zbiorowisk leśnych mają jednaki status ochronny (są siedliskami Natura 2000, ale nie są siedliskami priorytetowymi), wobec czego w sytuacjach wątpliwych nie istnieje większe ryzyko w przypadku popełnienia błędu w identyfikacji. W trosce o ochronę regionalnej różnorodności biologicznej należy wątpliwości rozstrzygać na korzyść typu rzadszego w danym regionie.

12.7. Rozróżnienie pomiędzy grądami a nadrzecznymi łęgami dębowo-jesionowo-wiązowymi jako siedliskami Natura 2000 – siedliska 9160 i 9170 w stosunku do siedliska 91F0

12.7.1. Podstawowe różnice fitosocjologiczne pomiędzy łęgami jesionowo-wiązowymi a grądami

Syntetyczne różnice składu florystycznego fitocenoz trzech zespołów grądów w stosunku do łęgów zespołu *Ficario-Ulmetum* zaprezentowano w tab. 12.3. Najważ-

Tabela 12.3. Różnice w składzie florystycznym trzech zespołów grądów i łągi jesionowo-wiązowego
Table 12.3. Differences in the floristic composition of three oak-hornbeam and alder-ash riparian forest communities

Zespoły	<i>Tilio-Carpinetum</i>	<i>Galio-Carpinetum</i>	<i>Stellario-Carpinetum</i>	<i>Ficario-Ulmetum</i>
Liczba zdjęć	1351	804	344	585
Gatunki wyróżniające grądy				
<i>Carpinus betulus (abc)</i>	5	5	5	2
<i>Stellaria holostea</i>	4	4	5	1
<i>Viola reichenbachiana</i>	4	4	4	2
<i>Galium odoratum</i>	3	2	4	1
<i>Tilia cordata (abc)</i>	3	2	4	1
<i>Dryopteris filix-mas</i>	3	2	3	1
<i>Hepatica nobilis</i>	3	3	3	+
<i>Melica nutans</i>	3	3	3	+
<i>Carex digitata</i>	3	2	3	+
<i>Pulmonaria obscura</i>	3	3	2	+
<i>Fagus sylvatica</i>	1	2	4	!
<i>Lathyrus vernus</i>	3	2	2	+
Gatunki wyróżniające łąg				
<i>Ficaria verna</i>	1	2	+	5
<i>Ulmus minor (abc)</i>	?	?	?	4
<i>Fraxinus excelsior (abc)</i>	2	2	2	4
<i>Padus avium (abc)</i>	1	1	1	3
<i>Plagiomnium undulatum</i>	–	1	1	3
Niektóre inne gatunki charakterystyczne dla klasy lub rzędu				
<i>Galeobdolon luteum</i>	4	4	5	3
<i>Aegopodium podagraria</i>	4	4	3	4
<i>Milium effusum</i>	3	4	3	2
<i>Poa nemoralis</i>	2	3	4	2
<i>Paris quadrifolia</i>	3	2	2	3
<i>Stachys sylvatica</i>	2	3	2	3
<i>Asarum europaeum</i>	3	2	2	2
<i>Festuca gigantea</i>	2	2	2	3
<i>Scrophularia nodosa</i>	2	3	2	2
<i>Carex sylvatica</i>	2	2	1	2
<i>Geranium robertianum</i>	2	2	1	2
<i>Impatiens noli-tangere</i>	1	1	2	2
<i>Circaea lutetiana</i>	1	+	1	3

Wartości liczbowe określają klasy frekwencji / The figures define frequency classes: 5 – 80-100%, 4 – 60-80%, 3 – 40-60%, 2 – 20-40%, 1 – 10-20%, + – poniżej / below 10%.

Źródło / Source: na podstawie Matuszkiewicz J. M. 2001

niejszymi cechami odróżniającymi łąg dębowo-jesionowo-wiązowy w stosunku do znacznie pospolitszych łągów są:

- bardzo duży udział wczesnowiosennych geofitów, do których należy m.in. „tytułowy” gatunek *Ficaria verna* (ziarnopłon wiosenny);
- udział wiązu polnego (*Ulmus minor*, czyli *U. campestris*), a także jesionu w budowie drzewostanu;
- brak typowo łągowych gatunków runa (*Stellaria holostea*, *Galium odoratum*, *Hepatica nobilis*, *Pulmonaria obscura* i inne);
- brak lub znikomy udział w drzewostanie typowych dla łągów gatunków: graba i lipy drobnolistnej;
- udział szeregu gatunków ogólnie charakterystycznych dla łągów.

12.7.2. Podstawowa odmienność siedlisk łągi jesionowo-wiązowego

Łągi zespołu *Ficario-Ulmetum minoris* dzielą się na dwa wyraźnie odrębne podzespoły: *F-U. typicum* i *F-U. chrysosplenietosum*. Pierwszy jest związany z dolinami wielkich rzek i specyficznymi warunkami wodnymi i glebowymi tam się realizują-



Ryc. 12.13. Siedliska 91F0 i 91E0. W nadrzecznych łągach *Ficario-Ulmetum* (także w *Populetum albae*) istotnym czynnikiem jest okresowa depozycja drobnoziarnistych namułów po powodzi. Na zdjęciu wyschnięte namuły po opadnięciu fali powodziowej w lipcu; deszcze jeszcze nie rozmyły świeżego namułu (fot. J. Matuszkiewicz)
Fig. 12.13. Habitats 91F0 i 91E0. In the riverine riparian forests *Ficario-Ulmetum* (also in *Populetum albae*) the important factor is periodic fine-grained silt deposition after the flood. The picture shows dried silt after the withdrawn flood wave in July; fresh silt has not been washed away by rains yet (photo by J. Matuszkiewicz)

cymi. Dla podzespołu tego koniecznym elementem jest nie tylko drobnoziarnista mada rzeczna uformowana przez rzekę w holocenie, ale także współczesna okresowa dostawa drobnoziarnistego materiału przynieszonego przez wody w trakcie okresowych powodzi (ryc. 12.13).

Te warunki w większości dolin rzecznych, zwłaszcza dużych rzek, takich jak Odra lub Wisła, należą już do niedalekiej lub odległej przeszłości. W następstwie obwałowania rzek siedliska łągi jesionowo-wiązowego zostały pozbawione dostawy namulów. Dalszą konsekwencją jest ewolucja zbiorowisk tego specyficznego łągi do grądów. Nie potrafię precyzyjnie wskazać mechanizmu wywołującego tę zmianę, ale jej związek z wyeliminowaniem zalewu i brakiem dostaw namulów jest niewątpliwy. Proces ten w wielu dolinach jest już bardzo zaawansowany. Już w pracach z połowy lat 70. zauważono [Matuszkiewicz J.M. 1976], że łągi jesionowo-wiązowe znad Odry wykazują większy stopień przekształcenia w kierunku grądów niż analogiczne łągi znad Wisły. Wytłumaczeniem tego faktu jest wcześniejsze obwałowanie Odry niż Wisły.

12.7.3. Wnioski odnośnie stosunku siedliska 91F0 do siedlisk 9160 i 9170

1. Łągi jesionowo-wiązowe na skutek odlesienia dolin rzecznych oraz zmian w reżimie wylewów są zbiorowiskami znacznie rzadszymi i bardziej narażonymi na zniekształcenie w porównaniu z grądami. Ze względu na zachowanie różnorodności biologicznej wysoce wskazane jest utrzymanie ich specyficznej postaci. Wynika z tego, że siedlisko 91F0 wymaga ogólnie większej i bardziej specyficznej troski niż siedlisko 9170. Jeżeli istnieją w jakimś miejscu warunki do zatrzymania procesu grądowienia, to należałoby podjąć działania w tym celu.
2. Problem zanikania łągów jesionowo-wiązowych dotyczy przede wszystkim typowej postaci zespołu związanej z dolinami wielkich rzek. Przy tym w wypadku tych zbiorowisk samo zabezpieczenie ich przed odlesieniem, a nawet objęcie ochroną rezerwatową, nie gwarantuje trwania zbiorowiska w przyszłości, bowiem istotny jest czynnik wylewów i związanych z nimi depozycji materiału tzw. frakcji powodziowej osadów.
3. Podzespół śledziennicowy łągi jesionowo-wiązowego (*Ficario-Ulmetum chryso-splenietosum*), choć zdecydowanie rzadki w stanie rzeczywistym, nie jest tak uwarunkowany czynnikami, który trudny jest do przywrócenia w obecnych warunkach, wobec czego jego trwanie zależy tylko od konsekwentnej ochrony pozostałych fragmentów i ewentualnej restytucji w odpowiednich miejscach.
4. W obwałowanych dolinach rzek proces „grądowienia” łągów dębowo-jesionowo-wiązowych wydaje się nieuchronny. Jedynym znanym autorowi sposobem na utrzymanie w dobrym stanie tych zbiorowisk byłoby przywrócenie okresowych zalewów, przez zalewy na polderach. Być może istnieją jakieś inne sposoby, aby

zbiorowiskom tym zrekompensować efekty wyeliminowanych okresowych zalewów, przy czym nie chodzi tu o samo nawodnienie, lecz o dostawę substancji mineralnych.

5. Doliny wielkich rzek na terenie Polski przebiegają głównie przez arealty zespołów *Tilio-Carpinetum* i *Galio-Carpinetum*, czyli zespołów wchodzących w zakres siedliska 9170. Pomiędzy tym siedliskiem a 91F0 zachodzi zatem relacja zastępowania.
6. Rozpatrując relację „siedlisko 91F0 – siedlisko 9170”, możemy przyjąć, że mamy do czynienia z typami o tym samym statusie ochronnym, bowiem oba siedliska nie są priorytetowe. Tym nie mniej z powyżej wyłuszczonej powodów trzeba uznać ewolucję od łęgu jesionowo-wiązowego do grądu za niekorzystną z punktu widzenia ochrony przyrody, bowiem niesie ona za sobą zmniejszenie różnorodności biologicznej.

12.8. Podsumowanie

Wprowadzone w ustawie o ochronie przyrody z 2004 r. kategorie prawne „obszar Natura 2000”, „siedlisko przyrodnicze” i szereg pochodnych spowodowały znaczące zmiany w praktyce ochrony przyrody w Polsce, w szczególności dotyczące ochrony ekosystemów leśnych na terenach poza parkami narodowymi i rezerwatami przyrody. W znacznie większym stopniu niż dawniej praktyka leśna wchodzi w kooperację z ochroną przyrody – dzieje się tak w przypadku siedlisk przyrodniczych wskazanych do ochrony i w części objętych formą ochrony obszar Natura 2000.

Po pierwszym okresie identyfikacji siedlisk chronionych nadszedł teraz czas na monitorowanie tych siedlisk, co ma w założeniach być stałym działaniem, ujętym w określone procedury, wiążące przy tym krajowy system ochrony przyrody z ogólnoeuropejskimi działaniami. Monitoring siedlisk przyrodniczych ma metodykę dopiero niedawno przygotowaną i wprowadzaną do praktyki. Stosowne poradniki dla monitoringu siedlisk przyrodniczych dopiero od kilku lat są wydawane, a w odniesieniu do części typów siedlisk ukazały się w ostatnim czasie (druga połowa 2015 r.). Warto zatem pochylić się nad poszczególnymi zagadnieniami dotyczącymi metodyki monitoringu w lasach, co starano się na poprzednich stronach zaprezentować w odniesieniu do pięciu siedlisk przyrodniczych odpowiadających lasom liściastym występującym na siedliskach umiarkowanie zasobnych i zasobnych: 9130 żyzne buczyny (*Dentario glandulosae-Fagenion*, *Galio odorati-Fagenion*), 9160 grąd subatlantycki (*Stellario-Carpinetum*), 9170 grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny (*Galio-Carpinetum* i *Tilio-Carpinetum*), 91F0 łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe (*Ficario-Ulmetum*) i 91EO łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe (*Salicetum albae*, *Populetum albae*, *Alnenion glutinoso-incanae*, olsy źródłiskowe).

Przeprowadzona analiza zapisów ustawy o ochronie przyrody oraz wydanego na jej podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru Natura 2000 (w tym także załącznika do tego rozporządzenia) pozwala na stwierdzenie, że – niejako z mocy prawa – oceny stanu i monitorowanie chronionych siedlisk przyrodniczych na obszarach Natura 2000 mają być przeprowadzane według metodyk zawartych w serii opracowań *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny* wykonanych na zlecenie Generalnego Inspektora Ochrony Środowiska, a wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska. Poszczególne części przewodnika ukazują się od roku 2010: część pierwsza w 2010 r., części druga i trzecia w 2012 r., a część czwarta ukazała się w 2015 r. [Mróz 2010; 2012a; 2012b; 2015].

Do najważniejszych elementów metodyki monitoringu siedlisk przyrodniczych, którą przynoszą te opracowania, należy dokonany wybór wskaźników parametru „struktura i funkcja”, w tym szczególnie wskaźników kardynalnych, a następnie ustalenie kryteriów oceniania, wedle stosowanej skali FV, U1 i U2. Przeprowadzona w niniejszym opracowaniu analiza zestawu wskaźników (tab. 12.1) pokazała z jednej strony ogólne prawidłowości doboru wskaźników w obrębie pięciu siedlisk przyrodniczych obejmujących eutroficzne lasy liściaste, a z drugiej pewne cechy specyficzne dla niektórych typów.

W odniesieniu do wszystkich analizowanych tu siedlisk przyrodniczych wskaźnikiem kardynalnym jest zgodność składu florystycznego fitocenozy (nie tylko w zakresie drzewostanu) z przyjętym dla danego typu wzorcem. Wzorcem są przy tym jednostki fitosocjologiczne, najczęściej zespoły roślinne. W tym miejscu pojawia się problem jednoznaczności fitosocjologicznej wyróżnionych typów siedlisk Natura 2000. Nie zawsze ta jednoznaczność jest zadowalająca. W przypadku siedliska 9160 jednoznaczność jest dobra, bowiem siedlisku odpowiada jeden zespół roślinny. Także w odniesieniu do siedliska 9130 można ją uznać za dobrą, bowiem siedlisko reprezentują jednoznacznie trzy wikaryzujące zespoły roślinne. W przypadku siedlisk 9170 i 91F0 jednoznaczność jest umiarkowana, to znaczy w ogólnym zarysie siedlisku odpowiadają konkretne zespoły, ale w szczegółach jednostki fitosocjologiczne i siedliska przyrodnicze nie pokrywają się dokładnie. Bardzo niską zgodność z jednostkami fitosocjologicznymi wykazuje siedlisko 91E0, które jest wyjątkowo niejednorodne. W przypadku tego siedliska tylko uwzględnienie aż siedmiu podtypów pozwala na wskazanie w miarę jednoznacznych wzorców składu florystycznego.

Obok składu florystycznego na ocenę stanu siedliska poprzez parametr „struktura i funkcja” duży wpływ mają charakterystyki odnoszące się do drzewostanu, jego składu, struktury wiekowej i przestrzennej, a także drzew martwych stojących i leżących. To charakterystyki bardzo istotne, zwłaszcza w lasach gospodarczo użytkowanych, bowiem na nie wpływ bezpośredni mają zabiegi hodowlane i eksploatacja drewna. Szczególnie w zakresie tych wskaźników stanu siedliska przyrod-

niczego gospodarujący leśnik jest podstawowym czynnikiem sprawczym i ma duże możliwości modyfikacji stanu.

Wskaźniki pokazują, że istotnym zagrożeniem dla stanu siedlisk przyrodniczych mogą być gatunki inwazyjne, zwłaszcza obce geograficznie, co jest przejawem procesów synantropizacji biosfery, które zachodzą pomimo podejmowanych działań na rzecz ochrony przyrody i renaturalizacji lasów.

Prowadzenie ocen stanu i monitoringu siedlisk przyrodniczych w lasach wymaga jednoznacznego identyfikowania typów. Nie zawsze jest to łatwe. Jak wykazuje praktyka, stosunkowo częste są problemy z odróżnianiem siedlisk obejmujących lasy łąkowe (siedliska przyrodnicze 9160 i 9170) oraz eutroficzne buczyny (9130). Odrębność tych siedlisk, które współwystępują w regionach na znacznej części terytorium Polski (północny zachód, zachód, południe), jest w różnych regionach mniej lub bardziej wyrazista. Jak się wydaje największe problemy w ich rozdzieleniu mają miejsce na obszarach pogórzy. Na takich terenach rozpoznanie obu typów wymagać może znajomości regionalnych wzorców dla obu typów, a nie tylko wzorców generalnych, opartych na podstawowej charakterystyce zespołów. Trudności te powiększa także fakt możliwych związków dynamicznych („roślinność potencjalna – roślinność rzeczywista”) pomiędzy łąkami i buczynami w niektórych regionach. Dużą rolę w kształtowaniu równowagi pomiędzy tymi dwoma typami eutroficznych lasów odgrywa drzewostan (bukowy czy mieszany z grabem lub lipą), na którego skład poważny wpływ ma gospodarka leśna.

Inny problem stwarza ewolucja nadrzecznych łągowo-wiązowych (siedlisko 91FO) w kierunku łąkowych (9170 lub 9160). Skutkiem obwałowania koryt i wyeliminowania okresowych zalewów największych rzek w kraju proces zanikania tych rzadkich siedlisk jest już znacznie zaawansowany. Pilnego wyjaśnienia wymaga, czy są możliwe do zastosowania działania pozwalające na zatrzymanie i cofnięcie tego rodzaju zmian.

Literatura

- Dzwonko Z., 2007, *Przewodnik do badań fitosocjologicznych*, Sorus, Poznań-Kraków.
- Herbich J. (red.), 2004, *Lasy i bory. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Kozłowska A., 2000, *The forest communities in the Przemyśl Foothills, south-east Poland*, „Fragmenta Floristica et Geobotanica”, nr 45 (1-2), s. 345-372.
- Kozłowska A., 2008, *Strefy przejścia między układami roślinnymi – analiza wieloskalowa (na przykładzie roślinności górskiej)*, Prace Geograficzne, 215, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., 1976, *Przegląd fitosocjologiczny zbiorowisk leśnych Polski. Cz.3. Lasy i zarośla łąkowe*, „Phytocoenosis”, nr 5(1), s. 3-66.
- Matuszkiewicz J.M., 1993, *Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski*, „Prace Geograficzne”, nr 158, s. 1-107.

- Matuszkiewicz J.M., 2001, *Zespoły leśne Polski*, Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., 2007, *Regionalne optymalne składy gatunkowe drzewostanów w typach siedliskowych lasów i zespołach leśnych*, w: Matuszkiewicz J.M. (red), *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*, Monografie 8, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., 2008, *Geobotanical regionalization of Poland (Regionalizacja geobotaniczna Polski)*, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Warszawa, www.igipz.pan.pl/geoekoklimat/roslinnosc/regiony_mapa/ (data dostępu 14.05.2015).
- Matuszkiewicz W., 2001 (2008), *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzbka M., 2012, *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Mróz W. (red.), 2010, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Mróz W. (red.), 2012a, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część druga*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Mróz W. (red.), 2012b, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część trzecia*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Mróz W. (red.), 2015, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część czwarta*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dmyterko E., Sierpińska A., 1990, *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski na podstawach ekologiczno-fizjograficznych*, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Wysocki C., Sikorski P., 2009, *Fitosocjologia stosowana w ochronie i kształtowaniu krajobrazu*, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Zielony R., Kliczkowska A., 2012, *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Summary

Problems of diagnosis and monitoring the natural habitats in eutrophic forests

Changes in the law and progressing changes in the practice of nature conservation, in particular the introduction of new form of protection – Natura 2000 sites, resulted in the need of monitoring protected natural habitats.

In this paper the specific characteristics and differences in methodology of adopted in the framework of the national environmental monitoring [Mróz 2010, 2012 a, 2012b, 2015] were analyzed on the example of selected five types of natural habitats requiring protection in the form of designation of Natura 2000 sites. All of these habitats represent eutrophic deciduous forests: 9130, 9160, 9170, 91F0 and 91E0.

The analysis of data sets of the parameter “structure and function” as a basis for assessing the state of the natural habitat (see Table 12.1) indicate unification of methods, but at the same time, notes methodological differences. Most important are the cardinal indicators, because they mainly determine the evaluation of its entire parameter. It has been found that for all types of natural habitats the most

important indicators are describing the phytosociological characteristics of the plant community and its stand (composition, age structure, et al.). In particular, these characteristics of forest biocenosis are more or less shaped by silviculture activities in the forests.

The protection and monitoring of natural habitats must be based on good identifying habitat type. However, the relatively frequent are cases of difficulty to distinguish eutrophic beech forests (habitat 9130) from oak-hornbeam forests (habitat 9160 and 9170) in those areas where both types of forests coexist. These difficulties arise from the very essence of diversity of plant communities in which is inscribed, on the one hand recognizing of the types of communities, on the other hand always noticeable spatial and typological continuity (i.e. the continuum). The relatively easier is to recognize the types of communities, if are the regional patterns, not just the general patterns of plant associations. It is also important that dynamic relationships between types of habitats can occur, which undoubtedly may be affected by forest management, by shaping stands.

Identifying problems also creates a form of discrimination of valley ash-elm riparian forests (habitat 91F0) from oak-hornbeam forests (habitat 9160 and 9170). This is due to the evolution of these types of plant communities. It is caused (not fully recognized in terms of mechanisms) by reduction or elimination of periodic floods of rivers.

The conducted study shows that the forest management may decide about the state of natural habitats and even about their identification.



Ochrona i planowanie urządzeń- hodowlane na leśnych siedliskach przyrodniczych w warunkach zrównoważonej gospodarki leśnej

13.1. Wstęp

Akcesja Polski do Unii Europejskiej w 2004 r. i przyjęcie związanych z należnością do Unii zobowiązań, m.in. w zakresie wdrażania nowych form ochrony przyrody, stały się nieznanym dotąd, ważnym i pilnym wyzwaniem dla gospodarki leśnej, wymagającym przewartościowania niektórych poglądów na funkcje lasu oraz dokonania istotnych zmian o charakterze prawnym, organizacyjnym i planistycznym. Zarówno dyrektywa ptasia, jak i dyrektywa siedliskowa oraz inne międzynarodowe konwencje, regulacje i uzgodnienia, do przestrzegania których kraj nasz został zobligowany, zrodziły wiele wątpliwości i pytań, np. o następującej treści [Rykowski 2006]:

- W jaki sposób mogą być realizowane tak liczne regulacje i zobowiązania (często ze sobą niespójne)?
- W jaki sposób tak zróżnicowane prawo może być harmonizowane w ramach praktyki zagospodarowania lasów?
- Jak ma postępować leśnik, który odpowiada przed jeszcze innym prawem, które go bezpośrednio dotyczy – przed ustawą o lasach?
- W jaki sposób realizować holistyczne podejście do przyrody, jeśli poszczególne jej komponenty są regulowane oddzielnie przez różne instrumenty prawne?

Na szczeblu operacyjnym, na którym decyzje gospodarcze podejmuje się w odniesieniu do konkretnych obiektów leśnych, oczekiwane są odpowiedzi na pytania bardzo szczegółowe, o charakterze praktycznym. Po doświadczeniach, jakie przyniosła akcja powszechnej inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych oraz dzięki fauny i flory, przeprowadzona z inicjatywy Lasów Państwowych w latach

* Biuro Urządzenia Lasu i Geodezji Leśnej, Oddział w Poznaniu; ul. Gajowa 10, 60-815 Poznań; e-mail: zbigniew.cykowiak@poznan.buligl.pl.

** Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, Wydział Leśny, Katedra Botaniki Leśnej; ul. Wojska Polskiego 28, 60-625 Poznań; e-mail: danw@up.poznan.pl.

2006–2008 przez leśników z udziałem przedstawicieli środowisk naukowych oraz organizacji pozarządowych, zrodziła się m.in. potrzeba ustalenia jednolitych i jednoznacznych kryteriów wyróżniania siedlisk przyrodniczych, tak by pozwalały one na uzyskanie możliwie jak najbardziej wiarygodnych i porównywalnych danych inwentaryzacyjnych w skali nadleśnictw, regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych i całego kraju. Ma to zasadnicze znaczenie z punktu widzenia określenia rzeczywistej powierzchni zajmowanej przez siedliska przyrodnicze, jak również z punktu widzenia wypracowania realnej koncepcji ich ochrony w warunkach zrównoważonej gospodarki leśnej. W związku z tym drugim punktem kluczowego znaczenia nabrała też problematyka planowania urządzeniowo-hodowlanego na leśnych siedliskach przyrodniczych.

W niniejszym opracowaniu ustosunkowano się do następujących zagadnień:

- diagnoza typów siedliskowych lasu na terenach uznanych za obszary siedliskowe programu Natura 2000;
- prace siedliskowe i fitosocjologiczne opisane w *Instrukcji urządzania lasu* z 2012 r. (Część II. *Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych*);
- planowanie hodowlane oraz sposób zagospodarowania na obszarach siedliskowych Natura 2000 – wytyczne dla taksatorów.

13.2. Diagnoza typów siedliskowych lasu na terenach uznanych za obszary siedliskowe sieci Natura 2000

Identyfikacja wszystkich leśnych typów i podtypów siedlisk przyrodniczych jest oparta przede wszystkim na kryteriach florystyczno-fitosocjologicznych, takich jak: identyfikatory fitosocjologiczne, określające pozycję syntaksonomiczną zbiorowisk, fizjonomia i struktura fitocenoz, reprezentatywne lub typowe gatunki roślin itp. [Herbich 2004; Mróz 2012a, 2012b; *Interpretation Manual* 2013; Matuszkiewicz W. i in. 2012]. Charakterystyka warunków siedliskowych jest istotnym elementem opisu tych jednostek, jednak w wielu wypadkach, zwykle ze względu na zbyt ogólną treść, nie ma na ogół większej wartości diagnostycznej niż roślinność. Tymczasem obecnie obowiązująca metodyka prac siedliskowych w urządzaniu lasu [*Instrukcja* 2012] przewiduje bardzo szczegółową analizę właściwości siedlisk (głównie gleb) na powierzchniach typologicznych, natomiast skład florystyczny runa traktuje jako wskaźnik pomocniczy, służący określeniu częściowej diagnozy typu siedliskowego lasu. Można zatem stwierdzić, że wymienione dwa aspekty postrzegania tej samej rzeczywistości przyrodniczej – fitosocjologiczny i typologiczny – dobrze się uzupełniają, chociaż w swej istocie służą zasadniczo innym celom poznawczym i praktycznym.

Próby porównywania zespołów leśnych z typami siedliskowymi lasu były podejmowane u nas wielokrotnie [Matuszkiewicz W. 1978; Zaręba 1988; Sikorska 1996; Sokołowski i in. 1997; Biały i in. 2000; Matuszkiewicz J.M. 2001; Bańkowski i in. 2004; Sikorska i Lasota 2007; Danielewicz i in. 2012], m.in. w celu wstępnego rozpoznawania siedlisk przyrodniczych Natura 2000 na podstawie taksacyjnych opisów lasu [Pawlaczyk i in. 2003; Czerepko 2004; Pawlaczyk 2004], co wykorzystano w opracowaniu *Metodyka inwentaryzacji leśnych siedlisk przyrodniczych w Lasach Państwowych* [Metodyka 2007]. Jak się jednak okazało w praktyce, do identyfikacji leśnych siedlisk przyrodniczych, w wielu wypadkach, sama informacja o typie siedliskowym lasu jest dalece niewystarczająca i, traktowana jako główne źródło wiedzy, może prowadzić do błędnych wyników [np. Kącki i Stefańska-Krzaczek 2009; Pielech i Malicki 2014]. W lasach gospodarczych, zwłaszcza na terenach uznanych za obszary Natura 2000, gdzie występują tzw. leśne zbiorowiska zastępcze, często trudne w zaklasyfikowaniu do określonego zespołu, określanie siedlisk przyrodniczych i ich form zniekształcenia wymaga niekiedy wieloaspektowej analizy: fitosocjologicznej i siedliskowej, z uwzględnieniem historycznych i współczesnych czynników degeneracji fitocenozy [Danielewicz 2014]. Trzeba się też liczyć z koniecznością weryfikacji diagnoz fitosocjologicznych z powodu niełatwych do przewidzenia, spontanicznych zmian, jakie dokonują się w zbiorowiskach leśnych wraz z upływem czasu [por. Matuszkiewicz J.M. 2007].

Zbiorowiska leśne są wprawdzie przedmiotem wspólnego zainteresowania fitosocjologii i typologii leśnej, jednak podziałów typologicznych nie można utożsamiać z klasyfikacją zbiorowisk, gdyż ich geneza i przeznaczenie są związane przede wszystkim z leśnictwem, którego specyfika wynika z regionalnych uwarunkowań przyrodniczych, gospodarczych i historycznych. Zastosowanie typu siedliskowego lasu jako istotnej, ale zwykle pomocniczej informacji w rozpoznawaniu i planowaniu ochrony siedlisk przyrodniczych na obszarach Natura 2000 uzasadniają spostrzeżenia Profesora Władysława Matuszkiewicza sprzed prawie 40 lat [Matuszkiewicz W. 1978]:

- pojęciem bliskoznacznym z **typem siedliskowym** lasu jest **potencjalne zbiorowisko naturalne** i ujęty jako syntakson typ naturalnego zbiorowiska leśnego zawiera treść równoznaczną z określonym typem siedliskowym lasu;
- **siedliskowym typom lasu** nie da się przypisać jednolitej rangi w hierarchicznym systemie syntaksonomicznym, natomiast granice poszczególnych typów zawsze są zbieżne z jakąś linią podziału syntaksonomicznego, to znaczy, że każdy (siedliskowy) typ lasu obejmuje w całości jeden lub kilka syntaksonów, nie zawsze tej samej rangi;
- **zespoły** często mieszczą się w określonym **typie siedliskowym lasu**, a jeśli zakres zespołu wkracza w zakresy dwóch lub więcej typów, linie podziału typologicznego pokrywają się ze zróżnicowaniem zespołu na niższe jednostki (podzespoły, czasem warianty, rzadziej odmiany lub formy wysokościowe);

- w niektórych wypadkach **siedliskowy typ lasu pokrywa** się co do zakresu z podzwiązkiem lub związkiem zespołów, natomiast wyższe kategorie syntaksonów (rzędy, klasy) nie mają odpowiednika w podziale leśno-typologicznym;
- ten sam **typ siedliskowy lasu** może w różnych krainach przyrodniczo-leśnych odpowiadać różnym syntaksonom, nawet w randze zespołu.

W rozważaniach dotyczących problemu diagnostyki typów siedliskowych lasu na terenach uznanych za obszary siedliskowe Natura 2000 należy zwrócić uwagę na fakt, że cytowana już część II *Instrukcji urządzania lasu* [*Instrukcja* 2012] zawiera obszerny rozdział „Prace fitosocjologiczne”, w którym przewidziano identyfikowanie i kartowanie siedlisk przyrodniczych. Wyniki prac fitosocjologicznych wraz z dokumentacją siedliskową powinny więc stanowić odpowiedni materiał wyjściowy do planowania urzędzeniowo-hodowlanego na obszarach chronionych. Szczegółowe odniesienie do niektórych zapisów wspomnianej *Instrukcji* przedstawiono poniżej.

13.3. Prace siedliskowe i fitosocjologiczne w obowiązującej *Instrukcji urządzania lasu*

Obowiązująca od 2012 r. *Instrukcja urządzania lasu. Cz. II. Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych* [*Instrukcja* 2012] usystematyzowała oraz rozszerzyła dotychczasowy zakres prac siedliskowych i fitosocjologicznych wykonywanych na potrzeby racjonalnej gospodarki leśnej. W cytowanym opracowaniu zapisano: „przedmiotem prac siedliskowych na obszarach lasów i gruntów przeznaczonych do zalesienia są warunki siedliskowe wyrażone w formie typu siedliskowego lasu (TSL), a w ramach TSL w formie zbiorowiska roślinnego lub siedliska przyrodniczego”, a „celem tych prac na potrzeby hodowli lasu oraz planowania urzędzeniowego jest sporządzenie propozycji potencjalnych składów gatunkowych drzewostanów pożądaných na poszczególnych siedliskach leśnych, z uwzględnieniem zarówno celów gospodarczych wynikających z możliwości produkcyjnych siedlisk leśnych, jak i wymagań ochrony przyrody”. Prace fitosocjologiczne mają na celu rozpoznanie i skartowanie leśnych zbiorowisk roślinnych w randze zespołu, podzespołu lub wariantu, wraz z określeniem ich stanu, czyli stopnia zniekształcenia (od zbiorowisk naturalnych po zbiorowiska przekształcone). Przewidziano także identyfikację zbiorowisk potencjalnych na podstawie wyników prac siedliskowych.

Bardzo ważnym zapisem jest określenie czasu wykonania prac. *Instrukcja* wyraźnie stwierdza, że prace siedliskowe wykonuje się w cyklu dwuletnim, z zastrzeżeniem, że termin ich ukończenia nastąpi przed rozpoczęciem okresowej rewizji planu. Pozwala to taksatorom na dokładne ustalenie i ewentualne zweryfikowanie

wcześniejszych diagnoz siedliskowych typów lasu, a także, zgodnie z zapisami części pierwszej *Instrukcji*, na precyzyjne rozpoznanie siedlisk przyrodniczych.

Prace siedliskowe i fitosocjologiczne w Lasach Państwowych dotyczą wyłącznie gruntów leśnych oraz nieleśnych, ale tylko przeznaczonych do zalesienia. W ich trakcie należy m.in. określić stan siedliska leśnego (rozumianego jako typ siedliskowy lasu), który zapisywany jest symbolem literowym i cyfrowym. W ramach prac siedliskowych ustala się również, jeśli wymaga tego zlecający, stan siedliska przyrodniczego zapisywany pełną nazwą, co jest potrzebne do planowania urządzeniowego. Ocenia się go według metodyki stosowanej jedynie w Lasach Państwowych, ponieważ w omawianej *Instrukcji* nie ma nawiązania do kryteriów i procedur określania stanu siedlisk przyrodniczych, jakie przyjęto w monitoringu przyrodniczym realizowanym przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska [Cierlik i in. 2014].

Podstawowym założeniem *Instrukcji* [2012] jest wyróżnianie i ocena stanu tylko leśnych siedlisk przyrodniczych, co pozwala przypuszczać, że zakres ten zostanie rozszerzony o środowiska nieleśne w innym zbiorze zasad i przepisów. Dają się w niej zauważyć także pewne nieścisłości, między innymi nieporównywalność ocen stanu siedliska leśnego i siedliska przyrodniczego. Przykładowo: określona w terenie jednostka klasyfikacji siedliskowej – las mieszany świeży w pierwszym wariantcie wilgotnościowym i naturalnym stanie siedliska, opisana zgodnie z wszystkimi wymogami *Instrukcji* jako LMśw 1 N1, może reprezentować siedlisko przyrodnicze kwaśnej dąbrowy *Quercion robori-petraeae* 9190, ale w ocenie siedliska przyrodniczego klasyfikowane w stanie B (według klasyfikacji stosowanej przy opracowaniu bazy INVENT w Lasach Państwowych) lub U1, a nawet U2 ze względu na brak parametrów wymaganych do osiągnięcia lepszego stanu siedliska (według parametrów stosowanych w metodyce Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska). W praktyce ocena taka jest związana najczęściej z niewystępowaniem odpowiedniej ilości i jakości martwego drewna. Problem wynika przede wszystkim z braku wyraźnych zapisów dotyczących relacji między stanem siedliska leśnego, a więc typu siedliskowego lasu, i stanem leśnego siedliska przyrodniczego, traktowanego jako przedmiot ochrony.

Ważna ze względów hodowlanych, planowania urządzeniowego i ochrony przyrody jest część opisowa opracowania siedliskowego – elaborat. Dokument ten zawiera, poza innymi informacjami, tabelę, która dla siedliska leśnego określa ogólny cel hodowlany stanowiący podstawę do przyjęcia na posiedzeniu komisji założeń planu (KZP) typów drzewostanów. Tabelę taką wykonuje się z uwzględnieniem zbiorowisk roślinnych i siedlisk przyrodniczych oraz odmian, wariantów uwilgotnienia, a także stanu siedliska. Nie podaje się w niej udziałów procentowych gatunków drzew wchodzących w skład poszczególnych pięter drzewostanu. Jest to więc tabela wyjściowa, w której dane na ten temat mogą być uszczegółowione w czasie posiedzenia KZP.

W *Instrukcji* [2012] przewidziano dwa warianty sporządzania opracowań fitosocjologicznych. Pierwszy z nich – pełne opracowanie fitosocjologiczne, obejmuje prace dotyczące wszystkich leśnych zbiorowisk roślinnych, z ustaleniem ich pozycji syntaksonomicznej i oceną stanu, określaną głównie na podstawie łatwo zmiennych składników ekosystemu leśnego, tj. drzewostanu – składu gatunkowego i budowy, runa – składu gatunkowego i pokrycia oraz właściwości wierzchnich poziomów gleby – typu i podtypu próchnicy. Wynikiem tych prac jest zatem opis stanu zbiorowiska, który opiera się na mniejszej liczbie elementów diagnostycznych niż opis stanu siedliska przyrodniczego. Drugim wariantem jest opracowanie niepełne, czyli inwentaryzacja i charakterystyka jedynie wybranych leśnych zbiorowisk roślinnych, bez opisowej analizy zbiorowisk zastępczych, co na obszarach, gdzie tego typu zbiorowiska są dominującym elementem roślinności, można uznać za rozwiązanie problematyczne.

W *Instrukcji* [2012] została zamieszczona tabela, w której są wymienione typy i podtypy siedlisk przyrodniczych oraz odpowiadające im syntaksony w randze zespołu, podzespołu lub zbiorowiska. O ile większość podanych w niej zespołów jest zgodna z dotychczasowymi ujęciami fitosocjologicznymi, to w przypadku siedliska 9190 (kwaśne dąbrowy) są jedynie dwa z przynajmniej siedmiu zespołów zidentyfikowanych w Polsce [Danielewicz i Pawlaczyk 2006; Pawlaczyk 2012].

Wykonane prace należy opisać w części tekstowej opracowania fitosocjologicznego według zagadnień znajdujących się w załączniku 12 *Instrukcji* [2012]. Metodyka przewiduje tu sporządzenie zestawienia powierzchni i udziału zbiorowisk w ramach poszczególnych TSL, a także opis zaistniałych zależności ze wskazaniem prawidłowości oraz relacji między TSL i zespołami (lub braku tych prawidłowości).

Opisową charakterystykę fitosocjologiczną każdego wyróżnionego zbiorowiska przedstawia się na podstawie analizy tabel fitosocjologicznych i map (skład gatunkowy, struktura warstwowa, rozmieszczenie przestrzenne, stan zbiorowiska i jego zniekształcenia) w formie tabelarycznej oraz w postaci wykresów i komentarzy. Zamieszcza się także wskazania dotyczące sposobu restytucji zbiorowisk zniekształconych za pomocą metod stosowanych w gospodarce leśnej (modyfikacja form i rodzajów rębni, typów drzewostanu, składów gatunkowych upraw itp.).

Taki sposób pozwala na wszechstronną analizę zebranego materiału i prawidłowe określenie toku postępowania planistycznego przy stworzonym planie urządzenia lasu, dla którego prace fitosocjologiczne i siedliskowe są pracami przygotowawczymi.

Warto w tym miejscu zasugerować, by na obszarach siedliskowych sieci Natura 2000, obejmujących tereny administrowane przez nadleśnictwa, wykonywać pełną inwentaryzację siedliskową wraz z opracowaniem uszczegółowionych, uwzględniających warunki lokalne, kluczy do rozpoznawania siedlisk (TSL), jak również pełną inwentaryzację fitosocjologiczną z weryfikacją wyróżnionych wcze-

śniej siedlisk przyrodniczych. Tak przeprowadzona inwentaryzacja terenowa byłaby dobrą podstawą do uporządkowania, często niekompletnej i niespójnej, wiedzy o siedliskowych uwarunkowaniach roślinności leśnej i jej zróżnicowaniu na zbiorowiska naturalne lub zbliżone do naturalnych, najcenniejsze z punktu widzenia ochrony zachowawczej, oraz zniekształcone i przekształcone, wymagające podejmowania działań restytucyjnych. Ponadto przyczyniłaby się ona do wyjaśnienia ewentualnych nieporozumień i wątpliwości, a jednocześnie stanowiłaby kompleksową dokumentację dla wyboru koncepcji ochrony siedlisk przyrodniczych.

13.4. Planowanie hodowlane oraz sposób zagospodarowania na obszarach siedliskowych Natura 2000

Planowanie hodowlane należy do fundamentalnych elementów gospodarowania w lasach w warunkach zrównoważonego leśnictwa. Podstawowym punktem wyjścia do każdego prawidłowo projektowanego zabiegu hodowlanego jest dobra, rzetelna informacja o stanie siedlisk przyrodniczych na obszarze Natura 2000, ich powiązaniach ze zbiorowiskami roślinnymi i typami siedliskowymi lasu (określonymi do wariantu wilgotnościowego). Jak już wspomniano, informacje te są gromadzone w trakcie prac przygotowawczych do projektu planu urządzenia lasu i muszą być wykorzystane przy jego tworzeniu. Znaczne trudności przy pracach projektowych stwarzają niekompatybilne sposoby opisywania, z pozoru, tych samych elementów podlegających planowaniu urządzeniowemu (m.in. stan siedliska leśnego – stan siedliska przyrodniczego). Jedynie staranna analiza posiadanych danych prowadzi do racjonalnego zaprojektowania zabiegów w taki sposób, by nie została zachwiana trwałość lasu (wymóg ustawy o lasach), przy jednoczesnej ochronie cennych przyrodniczo komponentów środowiska przyrodniczego (wymóg ustawy o ochronie przyrody).

Prawidłowo zaplanowane, w tworzonej projekcie planu urządzenia lasu, wskazania gospodarcze poprawiają stan siedlisk leśnych, a także leśnych siedlisk przyrodniczych. Jednakże na obszarach siedliskowych Natura 2000 należy oddzielić od siebie sposób gospodarowania na siedliskach przyrodniczych od sposobu zagospodarowania lasów gospodarczych. Trzeba tu modyfikować dotychczasowe podejście do wykonywania zabiegów hodowlanych, począwszy od odpowiedniego zaplanowania składu gatunkowego uprawy, a skończywszy na modyfikacji sposobu wykonania zaplanowanego rodzaju trzebieży lub rębni.

Określenie odpowiedniego składu gatunkowego nowo zakładanych upraw dla siedlisk przyrodniczych oraz docelowych składów gatunkowych w dojrzałych drzewostanach determinuje zarówno utrzymanie siedliska, jak i, w wymiarze długoterminowym, poprawę jego stanu. Porównanie obu zapisów daje możliwość

wyciągnięcia wniosków o sposobie prowadzenia drzewostanu dla osiągnięcia określonego celu. Przykładem jest, wymieniane już wcześniej, siedlisko 9190 (kwaśne dąbrowy), które może być powiązane z różnymi typami siedliskowymi lasu od BMśw do Lśw. Zaprojektowane składy gatunkowe upraw mogą znacznie się różnić od składu gatunkowego dojrzałego drzewostanu. Przykładowo, w planie urządzenia lasu dla Nadleśnictwa Włoszakowice [*Plan 2015, Operat 2015*] po pełnej analizie historii drzewostanów oraz gruntownym rozpoznaniu siedliskowym indywidualnie projektowano składy dla poszczególnych typów siedliskowych lasu. W przypadku boru mieszanego świeżego (BMśw) z typem drzewostanu So-Db orientacyjny skład gatunkowy upraw został zapisany w następujący sposób: Dbb 50, So 40, Brz i in. 10, natomiast orientacyjny docelowy skład gatunkowy drzewostanu określono jako: Dbb 70, So 20, Brz i in. 10. Oznacza to, że sosna w młodości ma stanowić gatunek osłony dla hodowanego dębu, a w dojrzałym drzewostanie – znaczący gatunek domieszkowy. Inaczej zaprojektowano te składy dla żyźniejszego typu siedliskowego (LMśw) z typem drzewostanu Db. Po przeanalizowaniu sytuacji w skali lokalnej przyjęto, że najbardziej właściwy, orientacyjny skład gatunkowy upraw będzie miał postać: Dbb, Dbs 60, So 30, Brz i in. 10, a orientacyjny docelowy skład gatunkowy drzewostanu – Dbb, Dbs 90, So i in. 10. W tym wypadku sosna w początkowych etapach rozwoju drzewostanu ma być gatunkiem osłonowym dla dębu, po czym w dojrzałym drzewostanie, wraz z innymi komponentami, będzie jedynie gatunkiem domieszkowym.

Zapisy zawarte w projekcie planu urządzenia lasu nie zawierają wskazówek dotyczących czynności gospodarczych, które mogą znacząco negatywnie wpłynąć na środowisko lub obszary Natura 2000, w tym w szczególności na realizację celów ochrony tych obiektów. Niektóre zapisy planu, w razie ich urzeczywistnienia, stanowią jednak potencjalny czynnik zagrożenia, choć o niewielkim nasileniu i zasięgu. Często o tym, czy wpływ planu będzie negatywny, czy pozytywny na cenne elementy środowiska, decyduje sposób wykonania zaprojektowanych w nim działań i dlatego bardzo ważne jest określenie odpowiednich sposobów hodowli drzewostanów (trzebieże, np. trzebież przekształceniowa) oraz adekwatnego postępowania rębego w dojrzałych drzewostanach (stosowanie różnych rodzajów rębni dostosowanych do specyfiki siedlisk przyrodniczych). Projektowanie określonych rębni na siedliskach przyrodniczych związane jest przede wszystkim ze stanem tych siedlisk, ogólną kondycją drzewostanu, a także innymi elementami decydującymi o konieczności zastosowania takich, a nie innych rozwiązań. Preferowanie jednego rodzaju rębni, np. rębni IV, dla wszystkich siedlisk przyrodniczych, o czym się słyży jako o wymogu formalnym, bez względu na ich stan, wielkość i ukształtowanie powierzchni wydzielania, wydaje się nieuzasadnione, a nawet błędne.

13.5. Podsumowanie

Współczesność wyznacza lasom i leśnictwu nowe zadania i funkcje, związane między innymi z koniecznością otwarcia się na udział w podejmowaniu decyzji organizacji pozarządowych, niezawodowych i społeczności lokalnych oraz innych uczestników życia publicznego i użytkowników lasu [Rykowski 2006]. Dlatego problematyka ochrony i planowania urządzeniowo-hodowlanego na leśnych siedliskach przyrodniczych w warunkach zrównoważonej gospodarki leśnej jest dziś szeroko omawiana i żywo dyskutowana zarówno w środowisku zawodowym leśników, jak i poza nim. Odejście w Polsce od typowo surowcowej gospodarki leśnej i jej ewolucja w kierunku ekologicznym jest faktem. Nie oznacza to jednak rezygnacji z produkcyjnych funkcji lasu, lecz skłania do coraz bardziej harmonijnego ich usytuowania pośród innych oczekiwań społecznych, jakie las powinien spełniać. Wdrażanie europejskiej sieci obszarów chronionych Natura 2000 w naszym kraju wyraźnie ujawniło i przyspieszyło ten proces. Świadczą o tym zmiany, jakie w ostatnim czasie zostały wprowadzone do tak ważnych dla leśnictwa instrumentów gospodarowania, jak: instrukcja zarządzania lasu, zasady hodowli lasu i instrukcja ochrony lasu.

W niniejszej pracy poruszono zaledwie kilka praktycznych zagadnień związanych z diagnostyką siedlisk przyrodniczych i planowaniem urządzeniowym na obszarach Natura 2000. Stwierdzono m.in., że dwa aspekty postrzegania tej samej rzeczywistości przyrodniczej – fitosocjologiczny i typologiczny dobrze się uzupełniają, chociaż w swej istocie służą zasadniczo innym celom poznawczym i praktycznym. Nie wydaje się, by istniało w tej chwili racjonalne uzasadnienie dla przeprowadzenia korekt w systemie klasyfikacji siedlisk leśnych celem jej zbliżenia do podziału leśnych siedlisk przyrodniczych. Terminologia i metody wypracowane w fitosocjologii są i będą najbardziej odpowiednim narzędziem służącym identyfikacji i charakterystyce tych siedlisk, a jej bogaty dorobek, np. w zakresie ekologii czy synantropizacji zbiorowisk – zasadniczym elementem wiedzy stosowanej w ochronie przyrody na obszarach sieci Natura 2000.

Opisany w drugiej części *Instrukcji zarządzania lasu* [Instrukcja 2012] zakres prac siedliskowych i fitosocjologicznych należy uznać za wyczerpujący i satysfakcjonujący, niezależnie od dostrzeżonych w niej braków czy nieścisłości, jakie niewątpliwie zostaną wyeliminowane w kolejnych wersjach wydawniczych. Oczekiwanie od tego typu instrukcji jednoznacznych rozstrzygnięć we wszystkich sytuacjach, gdy rodzą się jakiegokolwiek wątpliwości wykonawców opracowań urządzeniowych, zapewne nigdy nie będzie w pełni zaspokojone, zwłaszcza że często wynikają one z niespodziewanej różnorodności i przemian rzeczywistości przyrodniczej oraz z postępu naukowej wiedzy.

Zasugerowano, by na obszarach siedliskowych Natura 2000 na terenie Lasów Państwowych, wykonywać pełną inwentaryzację siedliskową wraz z opracowaniem

uszczegółowionych, uwzględniających warunki lokalne, kluczy do rozpoznawania siedlisk (TSL), jak również pełną inwentaryzację fitosocjologiczną z weryfikacją wyróżnionych wcześniej siedlisk przyrodniczych. Za podstawowy punkt wyjścia do każdego prawidłowo projektowanego zabiegu hodowlanego uznano rzetelną informację o stanie siedlisk przyrodniczych na obszarze Natura 2000, ich powiązaniach ze zbiorowiskami roślinnymi i typami siedliskowymi lasu. Przypomniano także, że stosowanie określonych rębni na siedliskach przyrodniczych związane jest przede wszystkim ze stanem tych siedlisk, ogólną kondycją drzewostanu, a także innymi elementami decydującymi o konieczności przyjęcia zindywidualizowanych rozwiązań. Negatywnie oceniono dążenia do nadmiernego schematyzmu w działaniach o charakterze ochronnym, np. preferowanie jednego rodzaju rębni dla wszystkich siedlisk przyrodniczych, bez względu na stan zbiorowisk i lokalne uwarunkowania ich zmienności oraz dynamiki.

Literatura

- Bańkowski J., Cieśla A., Czerepko J., Czepińska-Kamińska D., Kliczkowska A., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Mąkosa K., Sikorska E., Zielony R., 2004, *Siedliskowe podstawy hodowli lasu*, załącznik do *Zasad hodowli lasu*, Ośrodek Rozwojowo-Wdrożeniowy Lasów Państwowych w Bedoniu, Warszawa.
- Biały K., Brożek S., Chojnicki J., Czepińska-Kamińska D., Januszek K., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Okołowicz M., Sienkiewicz A., Skiba S., Wójcik J., Zielony R., 2000, *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Cierlik G., Makomaska-Juchniewicz M., Perzanowska J., Mróz W., 2014, *Stan ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków w Polsce w latach 2007–2012*, „Biuletyn Monitoringu Przyrody”, nr 12, s. 1–127.
- Czerepko J., 2004, *Ostoje siedliskowe Natura 2000 a typologia leśna w Polsce*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 4, s. 187–192.
- Danielewicz W., Pawlaczyk P., 2006, *Rola dębów w strukturze i funkcjonowaniu fitocenozy*, s. 474–564, w: W. Bugała (red.) *Dęby – Quercus robur L., Quercus petraea (Matt.) Liebl.*, Nasze Drzewa Leśne 11, Instytut Dendrologii, Kórnik.
- Danielewicz W., Szwed W., Kiciński P., 2012, *Znaczenie lasów i ich podział z punktu widzenia leśnictwa*, w: W. Matuszkiewicz, P. Sikorski, W. Szwed, M. Wierzba (red.) *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*, s. 63–73, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Danielewicz W., 2014, *Ochrona siedlisk przyrodniczych i gatunków w lasach: dynamika, restytucja/rewitalizacja/rehabilitacja czy zachowanie status quo?* Narodowy Program Leśny, Panel Ekspertów „Ochrona”. http://www.npl.ibles.pl/sites/default/files/referat/referat_w.danielewicz_0.pdf (data dostępu 24.07.2014).
- Herbich J. (red.), 2004, *Bory i lasy. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Instrukcja urządzania lasu. Część II. Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych*, 2012, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Interpretation Manual of European Union Habitats, EUR 28*, 2013, European Commission DG Environment, Nature ENV B.3.
- Kącki Z., Stefańska-Krzaczek E., 2009, *Fitosocjologiczna charakterystyka leśnych siedlisk przyrodniczych Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 w Nadleśnictwie Oleśnica Śląska*, „Acta Botanica Silesiaca”, nr 4, s. 15–42.

- Matuszkiewicz J.M., 2001, *Zespoły leśne Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., 2007, *Ogólne kierunki zmian w zbiorowiskach leśnych Polski, ich przyczyny oraz prognoza przyszłych kierunków rozwojowych*, w: J.M. Matuszkiewicz (red.) *Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski*, Warszawa, PAN, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania im. S. Leszczyckiego, Monografie nr 8, s. 555–816.
- Matuszkiewicz W., 1978, *Fitosocjologiczne podstawy typologii lasów Polski*, Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, nr 558, s. 3–39.
- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Danielewicz W., Kiciński P., Wierzba M., 2012, *Przegląd zespołów występujących w Polsce: 136–497*, w: W. Matuszkiewicz, P. Sikorski, W. Szwed, M. Wierzba (red.) *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Metodyka inwentaryzacji leśnych siedlisk przyrodniczych Natura 2000 w Lasach Państwowych*, 2007, Załącznik nr 1 do Decyzji nr 5 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 30 stycznia 2007 roku w sprawie metody inwentaryzacji siedlisk i roślin.
- Mról W. (red.), 2012a, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część pierwsza*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Mról W. (red.) 2012b, *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część trzecia*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Operat siedliskowy Nadleśnictwa Włoszakowice*, 2015, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Poznaniu.
- Pawlaczyk P., 2004, *Możliwości rozpoznawania siedlisk przyrodniczych Natura 2000 na podstawie danych opisu taksacyjnego lasu*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 4, s. 181–186.
- Pawlaczyk P., 2012, *9190 – Kwaśne dąbrowy (Quercetea robori-petraeae)*, s. 272–291, w: W. Mróz (red.) *Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część trzecia*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Pawlaczyk P., Herbich J., Holeksa J., Szwaagrzyk J., Świerkosz K., 2003, *Rozpoznawanie siedlisk przyrodniczych na podstawie danych opisu taksacyjnego lasu*, Ministerstwo Środowiska, Warszawa.
- Pielech R., Malicki M., 2014, *Relacje między typem siedliskowym lasu a zbiorowiskiem roślinnym w warunkach górskich*, „Sylwan”, nr 158 (9), s. 675–683.
- Plan urządzenia lasu Nadleśnictwa Włoszakowice na okres 01.01.2015–31.12.2024*, 2015, Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział w Poznaniu.
- Rykowski K., 2006, *O leśnictwie trwałym i zrównoważonym. W poszukiwaniu definicji i miar*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Sikorska E., 1996, *Siedliska leśne. Cz. I. Siedliska obszarów nizinnych*, Akademia Rolnicza im. H. Kołłątaja, Kraków.
- Sikorska E., Lasota J., 2007, *Typologiczny system klasyfikacji siedlisk leśnych a fitosocjologiczna ocena siedlisk*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej nr 9 (2/3), s. 44–51.
- Sokołowski A.W., Kliczkowska A., Grzyb M., 1997, *Określenie jednostek fitosocjologicznych wchodzących w zakres siedliskowych typów lasu*, Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, ser. B, nr 32, s. 1–55.
- Zaręba R., 1988, *Fitosocjologia i typologia leśna*, Wydawnictwo SGGW-AR, Warszawa.

Summary

Protection and silviculture management plans for forest habitats in terms of sustainable forest management

Silviculture management plans for forest habitats are new issue after implementation of the European network of protected areas and the adoption of ecoforestry in Poland. It can be easily seen in recently introduced and important instruments for

forestry, such as: *Instruction on Forest Management Planning, Silviculture Manual, Instruction on Forest Protection*.

In this paper we address the following issues related to forest management planning:

- Diagnosis of forest habitat types in areas designated as Natura 2000;
- Habitat and phytosociological work described in *Instruction on Forest Management Planning 2012 (Part II. Manual for Distinguishing and Mapping Habitat Types and plant communities in the State Forests)*;
- Silviculture planning and management of Natura 2000 habitats – guidelines for gaugers.

Phytosociological and typological aspects of the same reality complement each other well, although in essence they serve fundamentally different (cognitive and practical) purposes. There is no need for carrying out adjustments in the classification of forest habitats that would aim it closer to the division of natural habitats. Terminology and methods developed in phytosociology are and will be the most appropriate tool for the identification and characterization of these habitats, and its rich legacy, for example in ecology or communities synanthropisation – an essential element of applied knowledge in conservation of Natura 2000 sites.

Described in the second part of the *Instruction on Forest Management Planning (2012)* scope of habitat and phytosociological work should be considered as exhaustive and satisfying, regardless of perceived deficiencies in it or inaccuracies that undoubtedly will be eliminated in future versions of publications. The expectations of this type of instruction for clear decisions in all situations where any doubt arise probably will never be satisfied, especially that they often result from unexpected diversity, natural reality changes and the progress of scientific knowledge.

It was suggested that a full inventory of habitats in areas of Natura 2000 in the State Forests should be performed, additionally taking into account local conditions, key to identify forest habitats, as well as full phytosociological inventory and verification of previously distinguished habitats. As the starting point for each correctly designed silvicultural operation information about the state of habitats in the Natura 2000 area, their relationships with plant communities and habitat types forest should be available. It was also recalled that the application of certain forest cuttings on natural habitats is primarily associated with the state of these habitats, the overall condition of the stand, as well as other factors which determine the need for customized solutions. The pursuit of excessive stereotyping in the protective actions (eg. to prefer one kind of forest cutting in all habitats, regardless of the status of communities and local conditions, their variability and dynamics) was negatively rated.

14 Problemy inwentaryzacji typologicznej, fitosocjologicznej oraz siedlisk przyrodniczych w ramach prac urzędowania lasu

14.1. Wstęp

Transformacja systemu gospodarczego w Polsce w końcu XX w., stosowanie w leśnictwie, coraz szerzej, rozwiązań zgodnych z zasadami trwałego i zrównoważonego rozwoju oraz wdrażanie Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 są powodem zwiększenia zakresu zadań realizowanych przez osoby i instytucje zajmujące się urzędowaniem lasu. Zjawisko to zaistniało już na przełomie XX i XXI w. i stało się szczególnie odczuwalne w pierwszej dekadzie XXI w. Firmy wykonujące prace urzędzeniowe, poza planami urzędowania lasu dla nadleśnictw oraz dokumentacjami siedliskowymi (operatami glebowo-siedliskowymi), zaczęły opracowywać plany ochrony parków narodowych i rezerwatów przyrody, a także rozpoczęły realizację zadań związanych z wdrażaniem Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000, w tym zadań związanych z inwentaryzacją gatunków i siedlisk przyrodniczych oraz z wykonywaniem planów zadań ochronnych dla obszarów Natura 2000. Biuro Urzędowania Lasu i Geodezji Leśnej (BULiGL), największa z tych firm, wykonuje ponadto prace na potrzeby monitoringu lasów i wielkoobszarowej inwentaryzacji stanu lasów [BULiGL 2010] oraz prowadzi portal internetowy Bank Danych o Lasach**.

Wprowadzenie w naszym kraju zadań związanych z wyznaczaniem obszarów Natura 2000 [Ustawa 2004] sprawiło, że siedliska leśne stały się przedmiotem dużego zainteresowania. Poza prowadzonym już od ponad 60 lat ich rozpoznaniem typologicznym, na terenach leśnych rozpoczęto również kartowanie zespołów roślinnych oraz siedlisk przyrodniczych [IUL, II 2012].

Wraz z podjęciem przez osoby i instytucje zajmujące się urzędowaniem lasu nowych zadań pojawiło się wiele problemów metodycznych i technicznych doty-

* Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Zakład Urzędowania Lasu; ul. Nowoursynowska 159, 02-776 Warszawa; e-mail: roman.zielony@wl.sggw.pl; także: Biuro Urzędowania Lasu i Geodezji Leśnej, Zarząd; ul. Leśników 21, Sękocin Stary, 05-090 Raszyn; roman.zielony@zarzad.buligl.pl

** www.bdl.lasy.gov.pl

czących prac glebowo-siedliskowych, fitosocjologicznych oraz prac wykonywanych na potrzeby ochrony przyrody. Wśród nich znajdują się zagadnienia o istotnym znaczeniu dla jakości prac wykonywanych zarówno obecnie, jak i w przyszłości. Dotyczą one diagnozowania i kartowania: typów siedliskowych lasu, zespołów i zbiorowisk roślinnych oraz siedlisk przyrodniczych w Polsce; niektóre spośród tych zagadnień są przedmiotem rozważań w tym opracowaniu.

14.2. Stan rozpoznania siedlisk leśnych

Od lat 50. XX w. w polskich lasach stosowana jest ekologiczna metoda rozpoznawania i kartowania siedlisk, zwana także metodą IBL, uwzględniająca warunki geologiczne, glebowe, klimat lokalny oraz roślinność runa i drzewostanu [IUL 1957; Mroczkiewicz, Trampler i in. 1964; IUL 1971]. Przez ponad 60 lat stosowania metoda ta była systematycznie doskonalona [IUL, III 1981; Mąkosa i in. 1994; IUL, II 2003; IUL, II 2012]. Niezmienne jednak pozostały główne założenia metodyczne tej metody oraz podstawowa jednostka diagnozowania i kartowania – typ siedliskowy lasu. Dzięki konsekwentnemu stosowaniu jednej metody wszystkie powierzchnie zalesione w naszym kraju mają jednolicie określony typ siedliskowy lasu, bez względu na formę własności i zarządcę (tab. 14.1).

Dostępne obecnie dane o siedliskach leśnych (typach siedliskowych lasu) są jednak zróżnicowane pod względem jakości i aktualności. Najpełniejsze informacje dotyczą terenów w zarządzie Lasów Państwowych (zał. 14.1), a najmniej kompletne – lasów będących własnością prywatną (zał. 14.2).

Dla wszystkich nadleśnictw Lasów Państwowych wykonane zostały dokumentacje siedliskowe zawierające mapy glebowo-siedliskowe (bądź mapy gleb i mapy siedlisk) oraz elaboraty siedliskowe, gdzie zamieszczona jest szeroka charakterystyka gleb oraz siedliskowych typów lasu, a także przedstawione są propozycje w zakresie planowania hodowlanego (typy drzewostanów, wcześniej gospodarcze typy drzewostanów). Dokumentacje takie opracowują drużyny gleboznawczo-siedliskowe złożone z pracowników o dużej wiedzy z takich dziedzin jak: geologia, gleboznawstwo, fitosocjologia; zazwyczaj wysokiej klasy specjalistów. Siedliska kartowane są w granicach naturalnych płątów, a informacja dla każdego płątu zawiera następujące dane: typ siedliskowy lasu oraz jego wariant uwilgotnienia i stan, a także podtyp gleby, utwór geologiczny i gatunek gleby (ryc. 14.1).

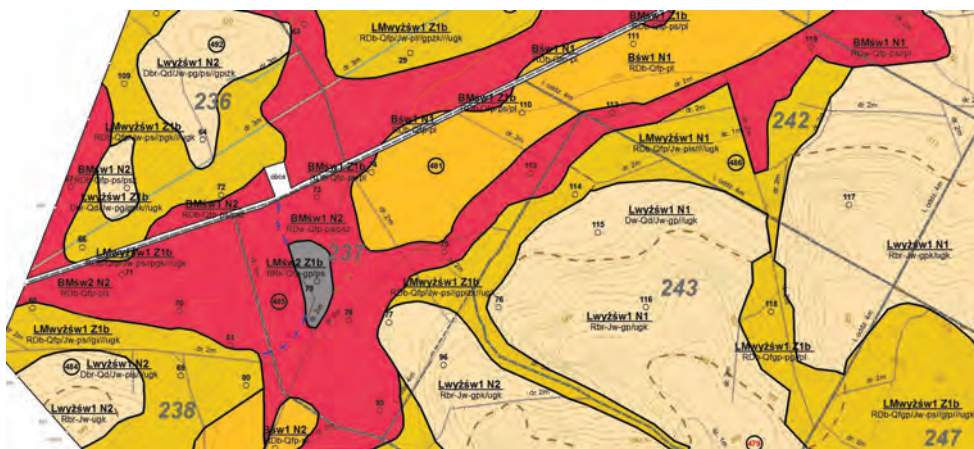
Najnowsze opracowania zawierają także informacje o typie lasu lub typie drzewostanu [IUL, II 2003; IUL, II 2012].

Dla lasów prywatnych dokumentacje siedliskowe nie są wykonywane. W ich przypadku dysponujemy tylko informacją o typie siedliskowym lasu ustalonym podczas prac urzędniowych (taksacji drzewostanu) i określanym dla wyłączeń

Tabela 14.1. Grupy żyznościowe siedlisk leśnych w Polsce, stan na 31 grudnia 2013 r.
Table 14.1. Forest site types fertility groups in Poland

Forma własności i zarządzania	Razem	Siedliska terenów										
		nizinnych				wyżynnych			górkich			
		grupa żyznościowa siedlisk										
		bory	bory mieszane	lasy mieszane	lasy	bory mieszane	lasy mieszane	lasy	bory	bory mieszane	lasy mieszane	lasy
powierzchnia [tys. ha]												
Lasy Państwowe	7079	1502	2026	1703	984	26	110	234	12	33	125	326
Lasy prywatne	1724	421	510	283	167	25	22	108	4	9	57	118
Pozostałe	360	35	60	73	55	1	5	23	7	6	29	66
Ogółem	9164	1958	2596	2059	1206	52	137	365	23	48	211	509
		7819				554			791			
powierzchnia [%]												
Lasy Państwowe	100,0	21,2	28,6	24,1	13,9	0,4	1,6	3,3	0,2	0,5	1,8	4,6
Lasy prywatne	100,0	24,4	29,6	16,4	9,7	1,5	1,3	6,2	0,2	0,5	3,3	6,8
Pozostałe	100,0	9,7	16,7	20,3	15,3	0,2	1,4	6,5	1,9	1,7	8,0	18,3
Ogółem	100,0	21,4	28,3	22,5	13,2	0,6	1,5	4,0	0,2	0,5	2,3	5,6
		85,3				6,0			8,6			

Źródło / Source: *Leśnictwo 2013*, GUS



Ryc. 14.1. Fragment mapy glebowo-siedliskowej
Fig. 14.1. Fragment of soil and forest site map

Tabela 14.2. Grupy żyznościowe siedlisk w Lasach Państwowych w latach 1968–2010
Table 14.2. Forest site types fertility groups in the State Forests in 1968–2010

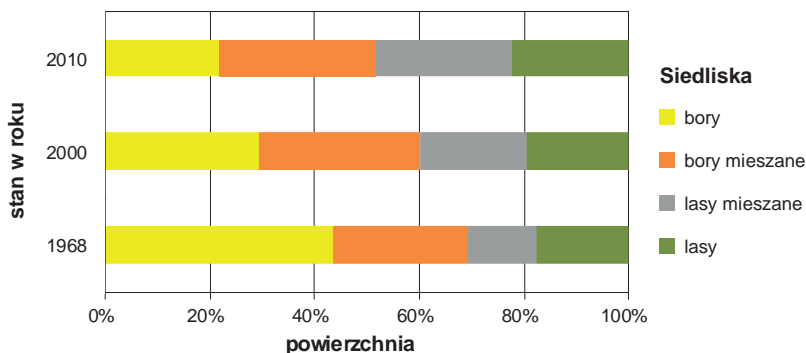
Grupa żyznościowa siedlisk	Powierzchnia w roku					
	1968		2000		2010	
	[tys. ha]	[%]	[tys. ha]	[%]	[tys. ha]	[%]
Bory	2810,7	43,5	2017,9	29,0	1537,0	21,7
Bory mieszane	1664,5	25,7	2127,1	30,6	2108,1	29,8
Lasy mieszane	852,5	13,2	1442,0	20,7	1849,0	26,1
Lasy	1138,0	17,6	1366,1	19,6	1578,3	22,3
Ogółem	6465,7	100,0	6953,1	100,0	7072,4	100,0

Źródło / Source: Rozważka 1997; BULiGL2001; BULiGL 2011

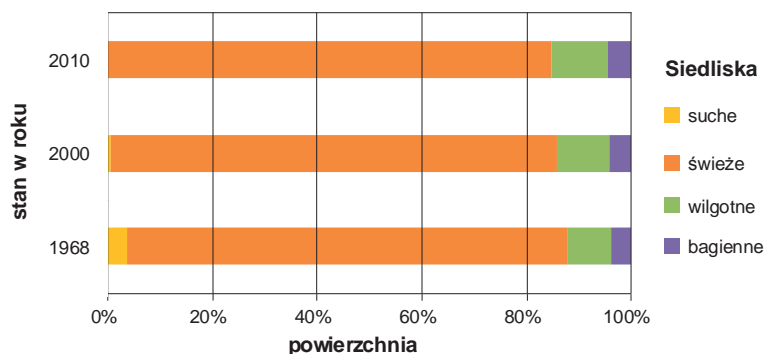
Tabela 14.3. Grupy wilgotnościowe siedlisk w Lasach Państwowych w latach 1968–2010
Table 14.3. Forest site humidity groups in the State Forests in 1968–2010

Grupa wilgotnościowa siedlisk	Powierzchnia w roku					
	1968		2000		2010	
	[tys. ha]	[%]	[tys. ha]	[%]	[tys. ha]	[%]
Suche	260,0	4,0	51,8	0,7	17,3	0,2
Świeże	5435,7	84,1	5923,1	85,2	5989,1	84,7
Wilgotne	535,0	8,3	699,4	10,1	748,5	10,6
Bagienne	235,0	3,6	278,8	4,0	317,0	4,5
Ogółem	6465,7	100,0	6953,1	100,0	7072,0	100,0

Źródło / Source: Rozważka 1997, BULiGL 2001, BULiGL 2011

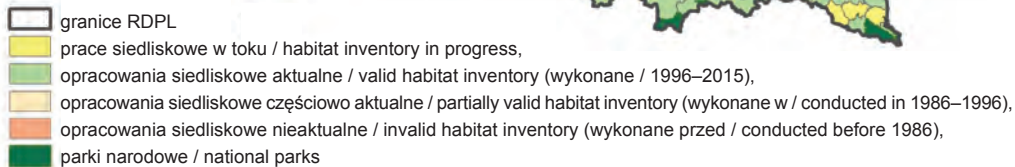
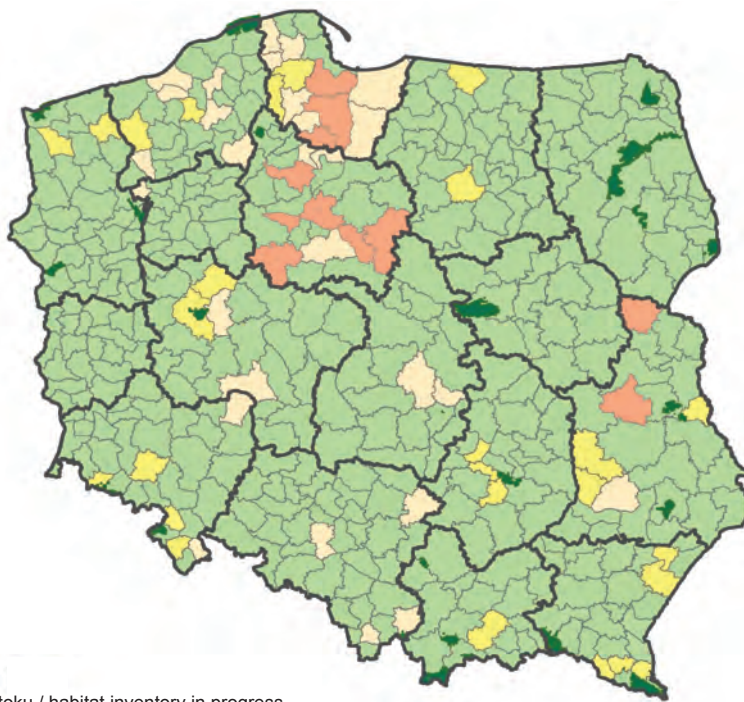


Ryc. 14.2. Grupy żyznościowe siedlisk w Lasach Państwowych w latach 1968–2010
Fig. 14.2. Forest site types fertility groups in the State Forests in 1968–2010



Ryc. 14.3. Grupy wilgotnościowe siedlisk w Lasach Państwowych w latach 1968–2010

Fig. 14.3. Forest site humidity groups in the State Forests in 1968–2010



Ryc. 14.4. Opracowania siedliskowe dla nadleśnictw wykonane przez BULiGL

Fig. 14.4. Forest habitat studies for the forest districts conducted by BULiGL (Bureau of Forest Management and Geodesy)

Źródło / Source: dane Zarządu BULiGL

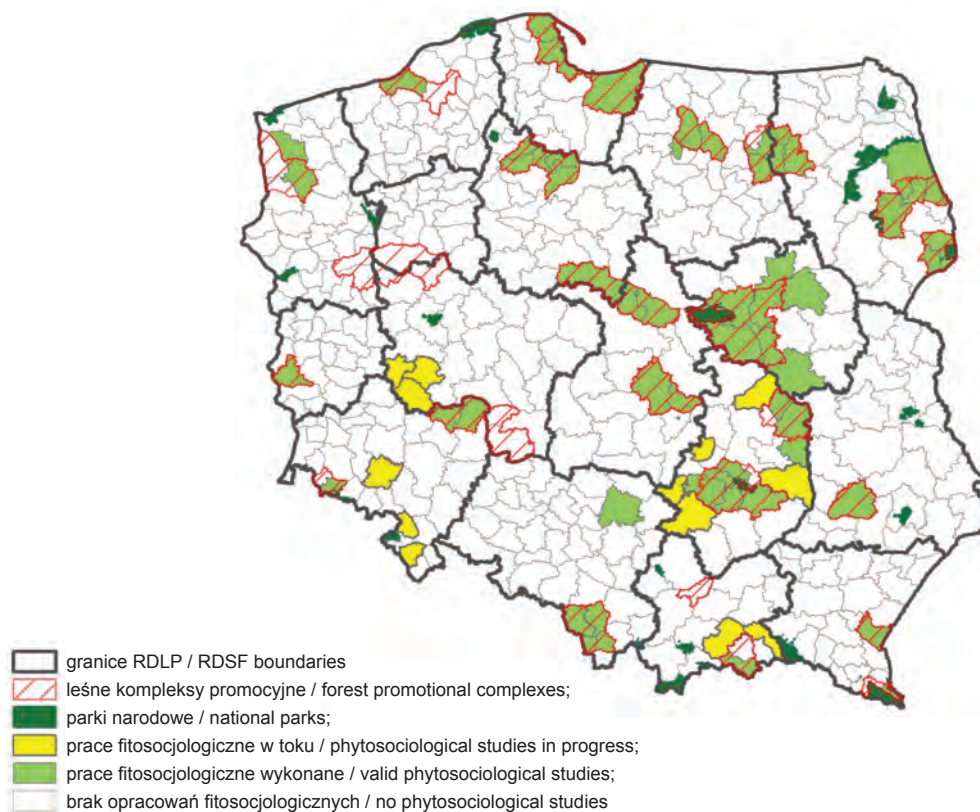
drzewostanowych (czyli nie w granicach naturalnego płatu siedliskowego). Diagnozy tej dokonują osoby wykonujące opisy taksacyjne drzewostanów, nieposiadające zazwyczaj tak szerokiej wiedzy z zakresu typologii leśnej jak siedliskoznawcy.

Wykonywane przez ponad 60 lat prace siedliskowe pozwoliły zgromadzić ogromną wiedzę o naszych lasach; na jej podstawie można m.in. określać zmiany, jakie w nich zachodzą, oraz je oceniać. Przykładowo, na podstawie tych danych można przeanalizować, jak w latach 1968–2010 w Lasach Państwowych zmieniła się powierzchnia i udział procentowy grup żyznościowych oraz wilgotnościowych siedlisk (tab. 14.2, tab. 14.3 oraz ryc. 14.2, ryc. 14.3).

Zakres i aktualność prac siedliskowych wykonanych i wykonywanych przez BULiGL dla nadleśnictw Lasów Państwowych obrazuje ryc. 14.4.

14.3. Zakres opracowań fitosocjologicznych wykonywanych przez BULiGL

BULiGL rozpoczęło wykonywanie opracowań fitosocjologicznych w szerszym zakresie w końcu lat 90. ubiegłego wieku. Początkowo były to opracowania dla parków narodowych i nadleśnictw wchodzących w skład leśnych kompleksów promocyjnych (LKP). Obecnie są to dokumentacje wykonywane także dla innych nadleśnictw LP. Ich wynikiem są opracowania składające się z trzech części: dokumentacyjnej (zdjęcia fitosocjologiczne i fotograficzne), kartograficznej (mapy roślinności rzeczywistej i potencjalnej) oraz opisowej (charakterystyka obiektu z wyróżnionymi jednostkami zespołów i zbiorowisk roślinnych). Często powstają one przy udziale fitosocjologów, zazwyczaj pracowników instytucji naukowych, którzy pełnią rolę konsultantów i opiniodawców, a czasami – w szczególności w przypadku zbiorowisk nieleśnych – są także wykonawcami prac. Dokumentacje fitosocjologiczne dla LKP wykonywano początkowo na podstawie *Założeń metodycznych prac glebowo-siedliskowych i fitosocjologicznych w Leśnych Kompleksach Promocyjnych* zatwierdzonych przez podsekretarza stanu w Ministerstwie Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa, prof. A. Szujeckiego – głównego inicjatora tworzenia LKP w Polsce [*Założenia* 1995]. Obecnie dokumentacje te sporządza się także na podstawie zapisów *Instrukcji wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych* [IUL, II 2012]. Zrealizowane opracowania odzwierciedlają specyfikę przyrodniczą obiektu, różnią się zakresem wykonanych prac oraz szczegółami przyjętej metodyki, m.in. częściowo odmiennym podejściem do kartowania podstawowej jednostki (zespołu, podzespołu, zbiorowiska) i listy jednostek, przy czym najczęściej są to jednostki zgodne z klasyfikacjami podawanymi przez W. Matuszkiewicza [2001, 2008] oraz J.M. Matuszkiewicza [2001]. Ogólną informację o terenach objętych pracami fi-



Ryc. 14.5. Opracowania fitosocjologiczne dla nadleśnictw wykonane przez BULiGL

Fig. 14.5. Phytosociological studies for the forest district conducted by BULiGL (Bureau of Forest Management and Geodesy)

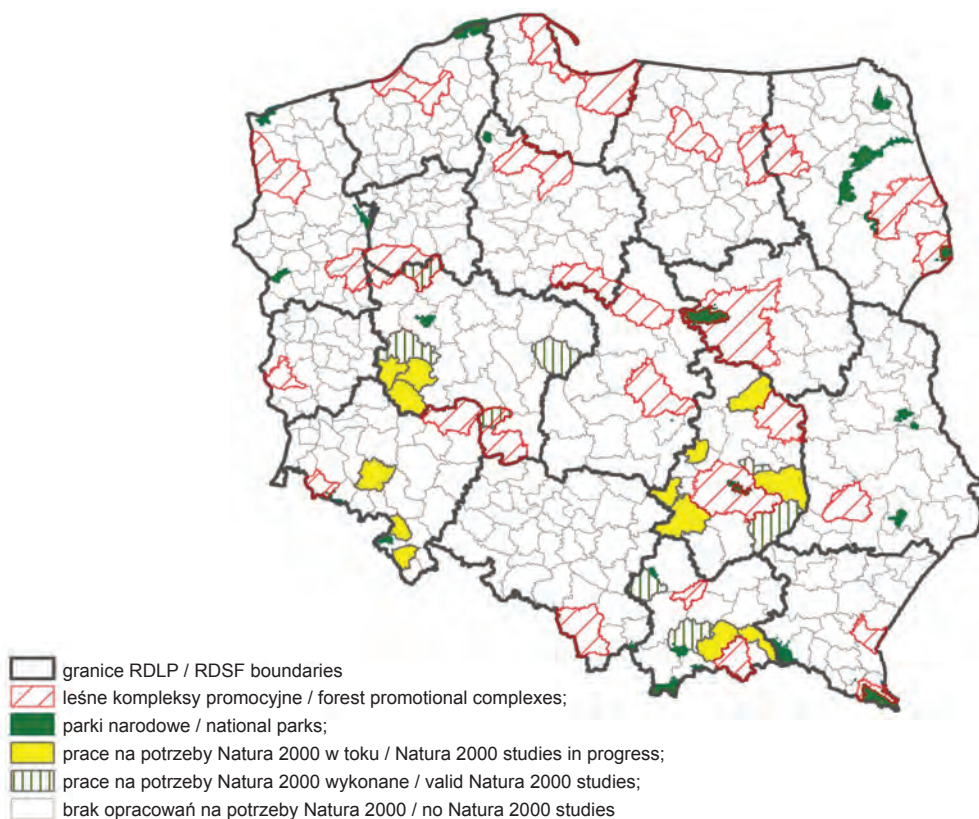
Źródło / Source: dane Zarządu BULiGL

tosocjologicznymi, wykonanymi i wykonywanymi przez BULiGL dla nadleśnictw Lasów Państwowych, przedstawia ryc. 14.5.

14.4. Zakres prac na potrzeby Natura 2000 wykonywanych przez BULiGL

Prace na potrzeby wdrażania w Polsce Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 BULiGL zaczęło wykonywać w połowie I dekady XXI w. Początkowo były to opracowania dla Ministerstwa Środowiska oraz dla dyrekcji generalnej i dyrekcji regionalnych ochrony środowiska (GDOŚ, RDOŚ). Dotyczyły one inwentaryzacji gatunków oraz siedlisk przyrodniczych [Opracowanie 2004]. Obecnie są to plany

zadań ochronnych (PZO) dla obszarów Natura 2000 oraz weryfikacja i kartowanie siedlisk przyrodniczych. Opracowania BULiGL na potrzeby Natura 2000 powstają często przy udziale fitosocjologów oraz ornitologów zatrudnionych jako konsultanci lub wykonawcy określonych zadań [Gdańsk 2008; Antonin 2014; Kudypy 2014; Limanowa 2014; Turek 2014; Sudety 2014; Chmielewski i Stelmach 2009]. Wspomniane opracowania wykonywane są na podstawie wytycznych zawartych w podręczniku metodycznym [Herbich 2004], w rozporządzeniach Ministra Środowiska [*Rozporządzenie 2005*; *Rozporządzenie 2010*], w *Instrukcji wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych* [IUL, II 2012] oraz na podstawie ustaleń ze zleceniodawcą prac, którym są regionalne dyrekcje Lasów Państwowych (RDLP), rzadziej regionalne dyrekcje ochrony środowiska (RDOŚ). Opracowania te składają się z trzech



Ryc. 14.6. Opracowania na potrzeby Natura 2000 wykonane przez BULiGL

Fig. 14.6. Natura 2000 studies conducted by BULiGL (Bureau of Forest Management and Geodesy)

Źródło / Source: dane Zarządu BULiGL

części: dokumentacyjnej (zdjęcia fitosocjologiczne i fotograficzne), kartograficznej (mapy roślinności rzeczywistej i potencjalnej oraz mapy siedlisk przyrodniczych, na których podane są stanowiska gatunków objętych ochroną) oraz opisowej (zawierającej charakterystykę obiektu z wyróżnionymi siedliskami przyrodniczymi i odpowiadającymi im jednostkami fitosocjologicznymi, a także wykaz gatunków podlegających ochronie gatunkowej, w tym tzw. gatunków naturowych). Uwzględniają one specyfikę przyrodniczą obiektu oraz cechują się lokalnymi uwarunkowaniami określonymi najczęściej przez RDOŚ, w tym odmiennym podejściem do szczegółów kartowania płatów siedlisk przyrodniczych. Ogólną informację o zakresie prac dotyczących siedlisk przyrodniczych i gatunków Natura 2000 wykonanych i wykonywanych przez BULiGL dla nadleśnictw Lasów Państwowych* przedstawia ryc. 14.6.

14.5. Wybrane problemy diagnozowania typów siedliskowych lasu

W diagnozowaniu siedlisk (typów siedliskowych lasu) oraz wykonywaniu dokumentacji siedliskowych w okresie ostatnich czterdziestu lat najważniejsze zmiany nastąpiły w technologii prac oraz w jakości i zakresie opracowań kartograficznych i tekstowych. Zrezygnowano z ręcznego wykonywania map, powszechne stało się opracowywanie map numerycznych; sporządzona dokumentacja dostępna jest na różnych poziomach zarządzania, w tym na poziomie pojedynczego leśnictwa**. W zakresie metodyki zmiany były mniejsze*** i dotyczyły głównie określania stanu siedliska [IUL, II 2003] oraz wprowadzenia ograniczonego obowiązku określania siedliskowego indeksu glebowego (SIG) [IUL, II 2012]. Wprowadzone w roku 2003 r. kryteria oceny stanu siedliska uwzględniają m.in. skutki spowodowane zmianami warunków wodnych oraz obejmują także tereny zdegradowane i po rekultywacji [IUL, II 2003]. Obliczanie siedliskowego indeksu glebowego ma z kolei sprawić, że diagnozy typologiczne będą bardziej obiektywne [Brożek 2007; Brożek i in. 2007; IUL, II 2012].

Wymienione działania nie rozwiązały wszystkich problemów, które zgłaszają głównie taksatorzy siedliskoznawcy, w tym problemów związanych z oceną stanu typu siedliskowego lasu (stanu siedliska), a wynikających w szczególności z nie

* W końcu 2013 r. obszary Natura 2000 zajmowały na terenie zarządzanym przez LP 2880 tys. ha (38,1% pow. LP), w tym 131 obszarów ptasich (OSO), zajmujących 2205 tys. ha (29,1%) oraz 726 o znaczeniu dla Wspólnoty (OZW) o łącznej powierzchni 1640 tys. ha (21,7%) [*Lasy Państwowe w liczbach* 2014].

** Wcześniej dokumentacja siedliskowa, zazwyczaj w jednym egzemplarzu, dostępna była tylko w siedzibie nadleśnictwa.

*** Uwaga nie dotyczy zmian w systematyce i klasyfikacji typów i podtypów gleb [Klasyfikacja 2000] oraz zmian określania składu mechanicznego utworów mineralnych.

zawsze pełnych i jasnych zapisów obowiązującej *Instrukcji urządzania lasu* [IUL, II 2003; IUL, II 2012]. Pytania i propozycje taksatorów są następujące:

- Czy stan siedliska Z1a należy wyróżniać także na zalesionych łąkach i pastwiskach oraz na obszarach, gdzie las powstał samoistnie, tj. tam, gdzie rośnie pierwsze pokolenie lasu?
- Czy stan siedliska Z1a należy wyróżniać na obszarach z drugim i kolejnym pokoleniem lasu na terenach użytkowanych w przeszłości rolniczo, gdzie wyraźnie widać poziom płużny, pomimo że w roślinności runa oraz w drzewostanie nie widać cech porolności?
- Doprecyzowania wymaga zagadnienie diagnozowania typu siedliskowego lasu i stanu siedliska na terenach trwale osuszonych (byłych torfowisk?), gdzie woda gruntowa przez cały rok jest poniżej 2–3 m, a roślinność runa jest typowa dla siedlisk wilgotnych bądź świeżych. Problem ten jest szczególnie ważny w sytuacji, gdy kartowany płat siedliska znajduje się w otoczeniu wskazującym, że w dającej się przewidzieć przyszłości nie będzie to teren podmokły lub zabagniony. Pojawiają się propozycje, by płaty byłych siedlisk bagiennych diagnozować jako siedliska wilgotne. Wiąże się z tym problem, jakie powinny być dla takich płatów wskazówki w zakresie planowania hodowlanego.
- W celu pełniejszego wykorzystania SIG do końcowej diagnozy typu siedliskowego lasu (TSL) postuluje się, by wskaźnik ten określać nie tylko dla wybranych typologicznych powierzchni wzorcowych, lecz także na powierzchniach reprezentujących płaty siedlisk na pograniczu między dwoma grupami troficznymi (np. LMśw/BMśw), a także wykonanych na terenach zmienionych, gdzie siedliskoznawcy mają szczególnie dużo wątpliwości, do której grupy troficznej zaliczyć dany płat siedliskowy.
- Należy rozważyć weryfikację i rozszerzenie kryteriów oceny stanu siedlisk wilgotnych oraz bagiennych. Obecnie stan siedlisk oceniany jest z reguły w granicach wyłączenia siedliskowego (płat siedliskowego). Pojawiła się propozycja, by ocena taka odbywała się w szerszych granicach – uroczyska, bez względu na sposób użytkowania gruntu i jego formę własności, a także szeroko uwzględniała zmiany stosunków wodnych w glebie w przeszłości oraz zmiany spodziewane. W ocenie tej powinno się uwzględniać występowanie i stan techniczny rowów melioracyjnych (odwadniających), zwracając uwagę, czy są one drożne, miejscami lub na dłuższych odcinkach zasypane bądź zniszczone, a także na skutki wykonanych w ostatnich latach prac związanych z małą retencją [Zabrocka-Kostrubiec 2008].
- Powszechny jest pogląd, że celem prac siedliskowych jest pełne zdiagnozowanie i skartowanie typów siedliskowych opracowywanego obiektu zgodnie z obowiązującymi wytycznymi i ustaleniami. Powstaje jednak pytanie, jak szerokie (dokładne) powinny być zawarte w dokumentacji siedliskowej wytyczne w zakresie

planowania hodowlanego? Praktyka wykazuje, że oczekiwania RDLP (zleceniodawców prac) są zróżnicowane; część dyrekcji oczekuje szczegółowego składu odnowieniowego dla każdego typu siedliskowego*, część zaś tylko ogólnych wskazań. Właściwe wydaje się rozwiązanie, by siedliskoznawcy podawali tylko orientacyjne typy drzewostanów z uwzględnieniem typu siedliskowego lasu oraz jego rodzaju glebowego. Planowanie hodowlane jest zadaniem, które wykonuje się w trakcie sporządzania projektu planu urządzenia lasu nadleśnictwa. Wykonawcy takiego planu mogą i powinni wykorzystywać informacje znajdujące się w dokumentacji siedliskowej nadleśnictwa, w rozdziale poświęconym roli lasotwórczej gatunków.

14.6. Niektóre problemy kartowania zbiorowisk roślinnych oraz siedlisk przyrodniczych**

Z chwilą rozpoczęcia na terenie Lasów Państwowych kartowania zbiorowisk roślinnych oraz siedlisk przyrodniczych pojawiło się dużo problemów metodycznych (głównie diagnostycznych) i organizacyjnych; wybrane z nich przedstawione są poniżej***.

– Dwa zespoły borów świeżych *Peucedano-Pinetum (P-P)* i *Leucobryo-Pinetum (L-P)* są uznawane za zespoły wikaryzujące, a ich zróżnicowanie regionalne w skali kraju wyraża się wyłącznie składem gatunkowym runa i warstwy mszystej [Matuszkiewicz J.M. 2001; Matuszkiewicz W. i in. 2012]. Praktyka dowodzi, że są obszary, gdzie jednoznaczna diagnoza fitosocjologiczna wymienionych zespołów jest trudna, szczególnie na terenie środkowej Polski, na pograniczu podawanego zasięgu *P-P* i *L-P*****; zatem zapewne należy uznać za nieporozumienie wyróżnianie zarówno jednego, jak i drugiego zespołu na obszarze jednego oddziału (ok. 25 ha). Jeżeli nawet na tak małym terenie są pewne różnice w runie i warstwie mszystej, to warto się zastanowić, czy są one na tyle istotne, by wyróżniać dwa zespoły. Zróżnicowanie takie może być przedmiotem zainteresowania naukowców, natomiast dla praktyki leśnej, dla której głównym przedmiotem i celem działań jest drzewostan, nie ma ono znaczenia.

* Określonego dla każdego płatu siedliskowego; są przypadki wykonywania takich map w ramach prac siedliskowych.

** Prezentowane opinie przygotowano na podstawie: 1) danych znajdujących się w opracowaniach [Gdańsk 2008; Antonin 2014; Kudypy 2014; Łągów 2012; Limanowa 2014; Sudety 2014; Turek 2014; Zwierzyńiec 2013] wymienionych w wykazie literatury; 2) rozmów z taksatorami wykonującymi prace siedliskowe, fitosocjologiczne i „naturalowe” w latach 2010–2015 na terenie wielu nadleśnictw; 3) wniosków z udziału w różnych naradach z udziałem pracowników BULiGL, LP, GDOŚ, RDOŚ; a także 4) dyskusji z naukowcami kartującymi siedliska przyrodnicze.

*** Celowo nie są wymienione dokumentacje (nadleśnictwa), w których wystąpił omawiany problem, bowiem publikacja dotyczy problemu, a nie jest recenzją konkretnego opracowania wykonanego przez BULiGL.

**** *P-P* oraz *L-P* nie są siedliskami przyrodniczymi.

- Zespół świetlistej dąbrowy *Potentillo albae-Quercetum* (Pa-Q), w przeszłości opisywany jako naturalny, w końcu XX w. uznany został za zoo antropogeniczny [Jakubowska-Gabara 1993]; jest on zróżnicowany siedliskowo. Wyróżniany jest na terenach określanych w typologii leśnej najczęściej jako typy siedliskowe lasu: lasy mieszane świeże bądź lasy świeże, a rzadziej także jako bory mieszane świeże lub miejscami silnie świeże warianty wymienionych typów siedliskowych lasu. Różnorodność (zmiennność) *Potentillo albae-Quercetum* zależy w pierwszej kolejności od warunków geologiczno-glebowych, a następnie od prowadzonej gospodarki leśnej* (w tym rodzaju i intensywności zabiegów hodowlanych), wyrazem czego są budowa pionowa drzewostanu i skład gatunkowy poszczególnych jego warstw. Płaty Pa-Q wykazywane są w drzewostanach najstarszych. Młode drzewostany, gdzie w przeszłości były lub w przyszłości mogą być świetliste dąbrowy, w publikacjach fitosocjologicznych z reguły były i są pomijane, a w dokumentacjach wykonanych w ostatnich latach na zlecenia Lasów Państwowych uznawane są za leśne zbiorowiska zastępcze. W licznych publikowanych pracach fitosocjologicznych zawarte są opinie o cenności przyrodniczej płatów świetlistych dąbrów, szczególnie podkreślane jest bogactwo gatunkowe tego zespołu; brak zazwyczaj jest odniesień, jak w takich płatach gospodarować, jak je chronić. W ramach prac wykonywanych na potrzeby Lasów Państwowych fitosocjologów, przynajmniej ta ich część, która uznaje, że w lasach gospodarczych z płatami świetlistych dąbrów należy gospodarować (zmieniać pokolenie lasu), unikają formułowania wskazań hodowlanych, stwierdzając, że są oni w stanie określić obecny zespół, a płaty *Potentillo albae-Quercetum*, w których jest prowadzone użytkowanie, gdzie nastąpi zmiana pokolenia lasu, za 100–120 lat być może nie wszystkie będą świetlistymi dąbrowami i zależy to nie tylko od naturalnych procesów przyrodniczych, lecz również od tego, jak będzie gospodarował leśnik, od hodowli lasu. Warto by jednak było znać zdanie fitosocjologów na ten temat.

- Zmiennność grądów, buczyn, dąbrów i łęgów jest w Polsce powszechnie znana; opisano ją w licznych pracach fitosocjologicznych. Zróżnicowanie to wyraża się w składzie gatunkowym runa oraz warstw podszytów i drzewostanu. Praktyka dowodzi, że w wielu miejscach odróżnienie grądu od buczyny jest trudne lub wręcz niemożliwe, ponieważ w kartowanym płacie występują gatunki obu zespołów. Tak sator zgodnie z obowiązującymi przepisami [IUL, II 2012] zobowiązany jest jednak taki płat uznać za grąd lub buczynę, nie może z reguły wykazać zbiorowiska przejściowego. Decyzja, jaką podejmuje, jest zazwyczaj dyskusyjna. Jej skutki są mało istotne, jeśli jest to kartowanie jednostek fitosocjologicznych na potrzeby gospodarki leśnej, lecz mogą być znaczące, gdy jest to kartowanie na potrzeby weryfikacji siedlisk przyrodniczych. Dobrych wytycznych w tym zakresie, którymi powinien

* W przyszłości także innych form gospodarki - wypasów, grabienia ściółki.

kierować się taksator, brak, a podejście konsultantów i ekspertów bywa bardzo różne. Taksatorzy swoją diagnozę (nazwę jednostki, jaką wyróżniają) łatwo przedstawiają w płatach z drzewostanami starszych klas wieku, z dobrze wykształconymi warstwami runa, krzewów i drzewostanu. W przypadku drzewostanów młodszych klas wieku, jednowiekowych, składających się z jednego gatunku (dębu lub buka), a także w starych drzewostanach bez runa i warstwy krzewów lub w bukowych z silnie rozwiniętą warstwą młodego pokolenia bukowego wielu taksatorów, w tym głównie fitosocjologów, odstępuje od określenia zespołu leśnego i poprzestaje na określeniu zbiorowiska zastępczego – czasami bez próby jego nazwania.

– W przypadku łągów, które często występują wąskimi pasami, problemem najważniejszym w ich diagnozowaniu i kartowaniu jest wielkość, w tym szczególnie szerokość płatu, jaki powinien być kartowany. Dotychczasowe doświadczenia są różne, z reguły zależą od indywidualnych zapatrywań ekspertów fitosocjologów lub urzędników RDOŚ, którzy w większości dopiero zaczynają poznawać problematykę i specyfikę siedlisk przyrodniczych. W typologii leśnej kartowany jest z reguły obszar o wielkości 0,5–1,0 ha, w szczególności 0,25 ha; przyjmuje się, że nie powinien on być zbyt wąski. Powstaje pytanie, czy dla potrzeb gospodarczych należy kartować płyty szerokości 5–10 m czy też o powierzchni kilkunastu metrów kwadratowych lub kilku arów, a może wystarczy o tym tylko wspomnieć w części opisowej dokumentacji.

W trakcie trwającej weryfikacji i identyfikacji płatów leśnych siedlisk przyrodniczych zdarzają się różne sytuacje:

- w dużym płacie borów świeżych z drzewostanami 40–60-letnich sośnin II bonitacji, gdzie stwierdzono, w miejscu o mniejszym zwarcie warstwy drzew, występowanie kilkuarowego płatu, w którym występują liczniej chrobotki, należy wydzielić już siedlisko „naturowe” – tak uważają niektórzy pracownicy RDOŚ;
- diagnoza zespołu roślinnego i siedliska przyrodniczego po wykonaniu prac fitosocjologicznych **powinna być taka sama**, jaka wynikała z powszechnej inwentaryzacji siedlisk przyrodniczych wykonanej w Lasach Państwowych w 2007 r. – tak uznają niektórzy urzędnicy RDOŚ i argumentują, że nie będą zmieniać informacji przesłanych do Komisji Europejskiej;
- po pracach wykonanych przez specjalistów z BULiGL następują korekty areалу siedlisk przyrodniczych oraz zmiany w stosownych dokumentach.

Na liście siedlisk przyrodniczych znajduje się wyżynny jodłowy bór mieszany – kod Natura 2000 **91PO**, siedlisko zgłoszone przez Polskę [Makomaska-Juchniewicz i Twarek 2003], identyfikowane z zespołem roślinnym *Abietetum polonicum*, występującym na ograniczonym obszarze Polski [Matuszkiewicz J.M. 2001; Matuszkiewicz W. i in. 2012], na starszych utworach geologicznych. Praktyka dowodzi, że dla potrzeb Natura 2000 siedlisko to jest identyfikowane z drzewostanami jodłowymi bądź z jodłą, często z jeżyną, rosnącymi na różnych typach siedliskowych lasów nizinnych, wyżynnych i podgórszych: bór mieszany świeży, bór mieszany wilgotny,

las mieszany świeży, las mieszany wilgotny, las świeży oraz las wilgotny; w różnych regionach kraju, licznie poza wskazywanym obszarem występowania *Abietetum polonicum* [Matuszkiewicz J.M. 2001; Matuszkiewicz W. i in. 2012]. Pod względem fitosocjologicznym najczęściej takie płaty powinny być określane jako grądy z jodłą lub bory mieszane z jodłą. Dowolność wyróżniania omawianego siedliska przyrodniczego mająca potwierdzenie w standardowych formularzach danych (SDF) wielu obszarów Natura 2000 jest zadziwiająca.

14.7. Podsumowanie i wnioski

Rozpoczęcie na terenach leśnych kartowania zespołów roślinnych oraz siedlisk przyrodniczych sprawia, że dla coraz większej powierzchni lasów mamy szereg nowych informacji, lasy są lepiej poznane. Zebrane dane posłużyły także do przygotowania i opublikowania kolejnych ciekawych prac o zależnościach między jednostkami typologicznymi i siedliskowymi oraz o relacjach między typami siedliskowymi lasu i siedliskami przyrodniczymi [Czerepko 2004a; Danielewicz i in. 2012; Kącki i Stefańska-Krzaczek 2009; Stefańska-Krzaczek 2013; Pielech i Malicki 2014]. Podejmowane są także próby opisu sposobu ochrony siedlisk przyrodniczych i zasad prowadzenia w nich gospodarki leśnej [Czerepko 2004b; Rutkowski 2009; 2012]. Dla wielu płatów siedlisk mamy potrójną diagnozę; są określone: typ siedliskowy lasu, zespół bądź zbiorowisko roślinne oraz siedlisko przyrodnicze. Każda z tych diagnoz jest wykonywana w innym celu, na inne potrzeby. Można stwierdzić, że w wyniku tak szerokich i różnorodnych działań warunki siedliskowe w lasach są dobrze rozpoznane, a dostępna wiedza pozwala efektywniej w nich gospodarować, solidniej nimi zarządzać, skuteczniej je chronić. Rzeczywistość jest jednak bardziej prozaiczna, pomimo że **dla określonego płatu coraz częściej mamy trzy diagnozy**: typologiczną, fitosocjologiczną i „naturową”, to wartość tych informacji jest bardzo różna, a dla większości pracowników nadleśnictw znaczenie ma głównie tylko diagnoza typologiczna, która ma przełożenie w planowaniu hodowlano-urządzeniowym, w działaniach hodowli i urządzania lasu. Wynika to nie tylko z przyzwyczajenia leśników do korzystania z informacji dostępnych w opracowaniach siedliskowych zapisanych w planie urządzania lasu nadleśnictwa*, ale głównie z ograniczonych możliwości wykorzystania wyników opracowań fitosocjologicznych oraz wykonanych na potrzeby ochrony przyrody, w których informacje o płatach z drzewostanami najmłodszych i średnich klas wieku oraz uznanymi za leśne zbiorowiska zastępcze, są zbyt ogólne i nienadające się do wykorzystania przez praktykę leśną.

* Plan ten jest podstawowym dokumentem obowiązującym gospodarza lasu, na podstawie zawartych w nim zapisów prowadzona jest gospodarka leśna [Ustawa 1991].

Przedstawione problemy diagnozowania i kartowania typów siedliskowych lasu, zbiorowisk roślinnych w lasach oraz siedlisk przyrodniczych Natura 2000 skłaniają do wielu pytań oraz formułowania wniosków na przyszłość, wśród których są następujące:

1. Najważniejsze zadanie z zakresu prac typologicznych, które należy zrealizować, to wykonanie pełnych prac siedliskowych na terenach lasów prywatnych, dla których obecne informacje o typach siedliskowych są niewystarczające. Zadanie to będzie można zrealizować po zapewnieniu na nie środków finansowych. Prace należałoby wykonać w stosunkowo krótkim czasie, np. w ciągu 10 lat, co zapewniłoby jednolitość uzyskanych wyników. Powinni być do tego zaangażowani wykwalifikowani siedliskoznawcy. Dla porównywalności wyników na poziomie kraju zasadne jest, by prace takie zostały wykonane według metodyki stosowanej w Lasach Państwowych.

2. Ważnym problemem jest uszczegółowienie zasad określania stanu siedliska. Na podstawie dotychczasowych doświadczeń praktyki kartowania siedlisk, a także informacji zawartych w opracowaniach zamieszczonych w tej publikacji (autorstwa Sewerniaka, Januszka i Błońskiej, Olszowskiej oraz Orczewskiej) konieczne jest nowe podejście do diagnozowania stanu siedliska na gruntach porolnych. Za siedlisko porolne należy uznawać tereny z pierwszym pokoleniem lasu na gruntach byłych terenów rolniczych (ornych), łąk i pastwisk, a także trwałych nieużytków. W przypadku drugiego pokolenia informację taką wystarczy zamieścić w części opisowej dokumentacji siedliskowej.

3. Opracowania fitosocjologiczne dla nadleśnictw wykonywane przez BULiGL są zróżnicowane, co wynika z niedoskonałości stosowanej instrukcji [IUL, II 2012], trudności identyfikacji zespołów roślinnych na obszarach uznanych za obrzeża areału ich występowania, oczekiwań zleceniodawcy oraz podejścia konsultantów i wykonawców. Różnice wyrażają się głównie w częściowo odmiennych założeniach metodycznych odnośnie przyjętej klasyfikacji i listy wyróżnionych jednostek fitosocjologicznych oraz nazewnictwa zbiorowisk zastępczych. Różne jest także podejście do minimalnej powierzchni kartowanego płatu. Osoby wykonujące prace fitosocjologiczne zwracają się z prośbami o uszczegółowienie odpowiednich zapisów instrukcji [IUL, II 2012].

Wielu taksatorów uważa, że w opracowaniach wykonywanych dla nadleśnictw Lasów Państwowych powinna obowiązywać jedna zamknięta lista zespołów leśnych oraz że szczegółowe zasady ich kartowania powinny być jednolite. Wyrażane jest również zdanie, by była to lista otwarta, umożliwiająca uwzględnianie regionalnej odrębności poszczególnych części kraju. Konieczne jest także uszczegółowienie kryteriów diagnozowania i kartowania jednostek niższego rzędu wyróżnianych w ramach zespołów roślinnych (podzespołu, wariantu żyźnościowego lub wilgotnościowego, odmiany lub postaci). Proponuje się, by, z uwagi na regionalną specyfikę przyrodniczą Polski, występowanie zespołów wikaryzujących na obszarach, gdzie

trudno jednoznacznie określić zespół roślinny z powodu występowania w kartowanym płacie gatunków dwóch jednostek taksomicznych (np. buczyn i grądów), dopuścić wykazywanie jednostek przejściowych. Pod tym kątem powinny być zweryfikowane założenia metodyczne kartowania oraz słowniki (listy) zbiorowisk i zespołów zamieszczone w *Instrukcji* [IUL, II 2012].

4. Doświadczenia wynikające z wykonanych opracowań fitosocjologicznych i „naturowych” upoważniają do następujących stwierdzeń:

- Diagnozowanie i kartowanie zespołów roślinnych oraz siedlisk przyrodniczych odbywa się według ogólnych kryteriów, które są niejednokrotnie modyfikowane przez wykonawcę prac na wniosek konsultantów naukowych. Modyfikacje te zazwyczaj wynikają nie tylko ze specyfiki (odmienności) terenu, lecz także z doświadczenia taksatorów i konsultantów.
- Wyniki kartowania fitosocjologicznego na terenie lasów gospodarczych trudno uznać za w pełni zadowalające, bowiem tylko dla części powierzchni kartowanego obiektu (nadleśnictwa, obrębu, obszaru Natura 2000) są prawidłowo określone zespoły i zbiorowiska leśne. Znaczne obszary – głównie obszary z drzewostanami I-III klasy wieku – uznawane są za tereny występowania leśnych zbiorowisk zastępczych bardzo ogólnie nazwanych (np. zbiorowisko *Pinus-Rubus* lub *Pinus-Pleurozium schreberi*). Diagnoza taka nic nie wnosi do poznania zbiorowisk roślinnych i siedlisk przyrodniczych; nie daje także szans, by podjąć próby opisanie zasad ich ochrony bądź zagospodarowania.
- W ograniczonym stopniu należy doceniać i wykorzystywać mapy roślinności potencjalnej, szczególnie dla obszarów obecnie porośniętych przez drzewostany I-III klasy oraz terenów, gdzie wykazano leśne zbiorowiska zastępcze w drzewostanach starszych klas wieku. Ostrożność ta wynika z braku wspólnego podejścia fitosocjologii i hodowli lasu do zagadnień przyszłości naszych lasów. Fitosocjologowie (przynajmniej część) nie chcą zajmować się zagadnieniami hodowli lasu, uznając, że przyszłość danego płatu zależy nie tylko od warunków przyrodniczych, ale również w istotny sposób od polityki leśnej – sposobów zagospodarowania, jakie zastosuje leśnik. Z kolei większość leśników hodowców (w tym przedstawiciele RDLP i nauki) oraz pracujących w terenie nie jest zainteresowana tym, by do ich zadań należały także zagadnienia kształtowania składu gatunkowego runa.

5. Taksatorzy wykonujący opracowania fitosocjologiczne powinni w szerszym zakresie wykorzystywać dane typologiczne, szczególnie przy kartowaniu obszarów z drzewostanami najmłodszych i średnich klas wieku. Stosowana obecnie w praktyce metoda typologiczna uwzględniająca zmienność regionalną lasów oraz rodzaj glebowy i wariant uwilgotnienia typu siedliskowego lasu, a także funkcje lasu, daje wystarczające podstawy (naukowe i gospodarcze), by na konkretnych obszarach (nadleśnictw) istniejące, łatwo dostępne informacje o siedlisku posłużyły do iden-

tyfikacji zespołów roślinnych, do odróżnienia grądów od buczyn lub określenia roślinności potencjalnej. W opracowaniach takich powinny być także odważniej przedstawiane wynikające z przesłanek fitosocjologicznych propozycje dla gospodarki leśnej, dla hodowli lasu.

6. Zasadne jest, by w pracach fitosocjologicznych i typologicznych był stosowany jeden wzór formularza do zbioru materiałów terenowych (zał. 14.3). Umożliwi to szersze wykorzystanie zebranych materiałów. Zgromadzone dane będą mogły być wykorzystane dla potrzeb typologii leśnej, fitosocjologii bądź dla celów ochrony siedlisk przyrodniczych. Obecnie stosowane wzory takie postępowanie uniemożliwiają, ponieważ dane o roślinach, szczególnie w warstwach drzewostanu i krzewów, zbierane w trakcie fitosocjologicznych prac terenowych są zapisywane odmiennie niż w pracach siedliskowych.

7. Wskazana jest zmiana sposobu opracowywania danych florystycznych zebranych z powierzchni typologicznych. Proponuję, by były one opracowywane w tabelach końcowych, podobnie jak dane fitosocjologiczne. Obecne tabele zbiorcze załączane do opracowań typologicznych są zrozumiałe tylko dla bardzo wąskiego grona siedliskoznawców, praktyka leśna z nich nie korzysta. Nie nadają się one do opracowań syntetycznych wykonywanych przez fitosocjologów, a siedliskoznawcy takich na poziomie krainy przyrodniczo-leśnej bądź kraju nie wykonują.

8. Jednolity sposób zbioru danych z powierzchni typologicznych i fitosocjologicznych i podobny sposób ich opracowania powinien być pomocny przy opracowaniu zasad gromadzenia, przetwarzania i udostępniania informacji o siedliskach leśnych i zespołach leśnych w Banku Danych o Lasach (BDL*).

9. Ważnym problemem jest zbyt duża różnorodność wykonywanych opracowań typologicznych i fitosocjologicznych. Z uwagi na fakt, że część z wysoko wyszkolonych taksatorów w niedalekiej przyszłości zakończy karierę zawodową, należy zaplanować szkolenia, które pozwolą utrzymać odpowiednio liczną kadrę taksatorów specjalistów. Postuluje się prowadzenie szkoleń na dwóch poziomach:

- centralny, gdzie omawiano by m.in. regionalne zróżnicowanie przyrodnicze Polski, główne problemy metodyczne i kwestie dotyczące jednolitości opracowań w skali kraju,
- lokalny, na którym doskonalono by znajomość gatunków roślin i omawiano regionalną zmienność siedlisk oraz szaty roślinnej.

10. Zdobyte w ostatnich latach doświadczenia w zakresie kartowania na terenach leśnych zbiorowisk roślinnych i siedlisk przyrodniczych powinny posłużyć do opracowania nowych wersji przewodnika do określania leśnych siedlisk przyrodniczych Natura 2000 oraz instrukcji kartowania siedliskowych typów lasu, zbiorowisk roślinnych i siedlisk przyrodniczych, a także przygotowania całkowicie nowej wersji

* www.bdl.lasy.gov.pl

siedliskowych podstaw hodowli (SPHL), w których m.in. należy koniecznie uwzględnić opisane wyżej problemy diagnozy siedliskowej. W nowej wersji instrukcji m.in. należy zweryfikować nazewnictwo i charakterystykę wymienionych w obowiązującej wersji [IUL, II 2012] form zniekształcenia zbiorowisk roślinnych. Nie wszystkie formy wymienione na str. 64 tej instrukcji są opisane przez Olaczka [1972]. Także ich interpretacja w zbiorowiskach lasów gospodarczych musi być inna, niż jest to czynione obecnie. Przykładowo, płaty siedlisk i zespołów z młodymi drzewostanami to są obszary z młodym pokoleniem lasów; niesłuszne jest uznawanie ich za formę zniekształcenia określaną jako juwenalizacja.

Wyjaśnienia i uszczegółowienia wymagają także inne wytyczne omawianej *Instrukcji*, a w szczególności zapisy na str. 147 odnośnie wskazań dotyczących sposobów restytucji właściwego stanu tych zbiorowisk za pomocą gospodarki leśnej (modyfikacja form i rodzajów rębni, TD, składników gatunkowych upraw itp.). W nowej wersji SPHL charakterystyka typów siedliskowych lasu powinna być oparta na obecnie obowiązującej klasyfikacji gleb leśnych Polski oraz powinna uwzględniać SIG. Pozostaje pytanie, czy i jak szeroka powinna być informacja o zbiorowiskach roślinnych, siedliskach przyrodniczych. Natomiast wytyczne do planowania hodowlanego, a być może i w zakresie ochrony siedlisk przyrodniczych, powinny być opracowane dla grup mezoregionów przyrodniczo-leśnych (obecnie są dla dzielnic, których nie wyróżnia najnowsza wersja regionalizacji przyrodniczo-leśnej) [Zielony i Kliczkowska 2012].

Literatura

Publikacje

- BDL, Bank Danych o Lasach; www.bdl.lasy.gov.pl (data dostępu 5.08.2015 r.).
- Biały K., Brożek S., Chojnicki J., Czepińska-Kamińska D., Januszek K., Kowalkowski A., Krzyżanowski A., Okołowicz M., Sienkiewicz A., Skiba S., Wójcik J., Zielony R., 2000, *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Brożek S., 2007, *Liczbowa wycena „jakości” gleb – narzędzie w diagnostowaniu siedlisk leśnych*, „Sylwan”, nr 2, s. 35–42.
- Brożek S., Zwydak M., Wanic T., Gruba P., Lasota J., 2007, *Kierunki doskonalenia metod rozpoznawania siedlisk leśnych*, „Sylwan”, nr 2, s. 26–34.
- BULiGL, 2001, *Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w Lasach Państwowych na dzień 1 stycznia 2001 r.*, Warszawa.
- BULiGL, 2010, *Wielkoobszarowa inwentaryzacja stanu lasów. Wyniki I cyklu (lata 2005–2009)*, Sękocin Stary, s. 240.
- BULiGL, 2011, *Wyniki aktualizacji stanu powierzchni leśnej i zasobów drzewnych w Lasach Państwowych na dzień 1 stycznia 2011 r.*, Warszawa.
- Chmielewski S., Stelmach R. (red.), 2009, *Ostoje ptaków w Polsce – wyniki inwentaryzacji. Część I.*, BULiGL, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 208.
- Czerepko J., 2004a, *Ostoje siedliskowe Natura 2000 a typologia leśna w Polsce*, „Leśne Prace Badawcze”, nr 4, s. 187–192.

- Czerepko J. 2004b. *Wyróżnianie i ochrona ostoi siedliskowych Natura 2000 a gospodarka leśna*, „Zeszyty Naukowe Komitetu «Człowiek i Środowisko» PAN”, nr 38, s. 149–158.
- Danielewicz W., Szwed W., Kiciński P., 2012, *Znaczenie lasów i ich podział z punktu widzenia leśnictwa*, w: Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M. (red.) *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 63–73.
- Herbich J. (red.) 2004, *Lasy i bory. Poradnik ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny*, t. 5, Ministerstwo Środowiska, Warszawa. s. 344.
- Instrukcja urządzania lasu*, 1957, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Instrukcja urządzania lasu*, 1971 załączniki oraz wzory druków – załącznik nr 2 *Zasady kartowania siedlisk leśnych*, Ministerstwo Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Instrukcja urządzania lasu*, cz. III, *Prace glebowo-siedliskowe*, 1981, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- Instrukcja urządzania lasu*, cz. II, *Instrukcja wyróżniania i kartowania siedlisk leśnych*, 2003, Załącznik do Zarządzenia nr 43 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 18 kwietnia 2003 r., Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Instrukcja urządzania lasu*, cz. II, *Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych*, 2012, Załącznik do Zarządzenia nr 55 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 21 listopada 2011 r., Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.
- Jakubowska-Gabara J., 1993, *Recesja zespołu świetlistej dąbrowy Potentillo albae-Quercetum Libb. 1933 w Polsce*, Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, s. 190.
- Kącki Z., Stefańska-Krzaczek E., 2009. *Fitosocjologiczna charakterystyka leśnych siedlisk przyrodniczych Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 w Nadleśnictwie Oleśnica Śląska*, „Acta Botanica Silesiaca”, nr 4, s. 15–42.
- Lasy Państwowe w liczbach 2014*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, s. 48.
- Leśnictwo 2013. Informacje i opracowania statystyczne*, GUS, Warszawa.
- Makomaska-Juchniewicz M., Tworek S., 2003, *Ekologiczna sieć NATURA 2000. Problem czy szansa*, Instytut Ochrony Przyrody PAN, Kraków, s. 237.
- Matuszkiewicz J.M., 2001, *Zespoły leśne Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 358.
- Matuszkiewicz W., 2001, 2008, *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 537.
- Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M., 2012, *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, s. 518.
- Mroczkiewicz L., Trampler T. (red.) i in., 1964, *Typy siedliskowe lasu w Polsce*, Prace IBL nr 250, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa, s. 489.
- Mąkosa K., Dzierzbicki J., Gromadzki A., Kliczkowska A. i Krzyżanowski J., 1994, *Zasady kartowania siedlisk leśnych*, Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, s. 121.
- Olaczek R., 1972, *Formy antropogeniczne degeneracji leśnych zbiorowisk roślinnych w krajobrazie rolniczym Polski niżowej*, wraz z zał., Wydawnictwo Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź, s. 170.
- Pielech R., Malicki M., 2014, *Relacje między typem siedliskowym lasu a zbiorowiskiem roślinnym w warunkach górskich*, „Sylwan”, nr 158 (9), s. 675–683.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 16 maja 2005 r. w sprawie typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków roślin i zwierząt, wymagających ochrony w formie wyznaczenia obszarów Natura 2000* (Dz.U. Nr 94 poz. 795).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000* (Dz.U. Nr 77 poz. 510).
- Rozwałka Z. (red.), 1997, *Las w liczbach*, Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzczak, Warszawa.
- Rutkowski P., 2009, *Natura 2000 w leśnictwie*, Ministerstwo Środowiska, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 69.

- Rutkowski P., 2012, *Stan i perspektywy rozwoju typologii leśnej w Polsce*, Rozprawy Naukowe 436, Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu, s. 246.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu, Kliczkowska A., Zielony R. i in. (red.), Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, s. 263.
- Stefańska-Krzaczek E., 2013, *Bogactwo gatunkowe osuszonych lasów łęgowych w środowisku miejskim Wrocławia*, „Sylvan”, nr 5, s. 366–375.
- Ustawa z dnia 28 września 1991 r. o lasach (Dz.U. 1991 Nr 101 poz. 444 z późn. zm.).
- Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz.U. z 2004 r. Nr 92 poz. 880 z późn. zm.).
- Zabrocka-Kostrubiec U., 2008, *Mała retencja w Lasach Państwowych – stan i perspektywy*, Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej, r.10, z.2(18), s. 55–63.
- Założenia metodyczne prac glebowo-siedliskowych i fitosocjologicznych w Leśnych Kompleksach Promocyjnych*, maszynopis powielony; zatwierdzony do użytku służbowego przez prof. dr hab. A. Szujckiego podsekretarza stanu w MOŚZNiL 30 czerwca 1995 r.
- Zielony R., Kliczkowska A., 2012, *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010*, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa.

Dokumentacja Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej

- Antonin 2014, *Opracowanie fitosocjologiczne wybranych gruntów Nadleśnictwa Antonin*, BULiGL Oddział w Poznaniu (maszynopis).
- Gdańsk 2008, *Charakterystyka roślinności rzeczywistej oraz współczesnej potencjalnej roślinności naturalnej Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Lasy Oliwsko-Darżlubskie”. Nadleśnictwo Gdańsk wg stanu na 01.01.2008*, BULiGL Oddział w Gdyni (maszynopis).
- Kudypy 2014, *Charakterystyka fitosocjologiczna Nadleśnictwa Kudypy*, BULiGL Oddział w Białymstoku (maszynopis).
- Limanowa 2014, *Aktualizacja dokumentacji siedliskowej dla Nadleśnictwa Limanowa wraz z rozpoznaniem i skartowaniem leśnych zespołów roślinnych na obszarach Natura 2000*, BULiGL Oddział w Krakowie (maszynopis).
- Łagów 2012, *Opracowanie fitosocjologiczne dla lasów Nadleśnictwa Łagów*, BULiGL Oddział w Radomiu (maszynopis).
- Opracowanie 2004, *Opracowanie tekstowe oraz graficzne na mapach przeglądowych nadleśnictw, obrazujące lokalizację siedlisk przyrodniczych wymienionych w dyrektywie siedliskowej*, BULiGL (maszynopis).
- Sudety 2014, *Opracowanie fitosocjologiczne dla Leśnego Kompleksu Promocyjnego „Sudety Zachodnie”, stan na dzień 1 stycznia 2014 r.*, BULiGL Oddział w Brzegu (maszynopis).
- Turek 2014, *Opracowanie fitosocjologiczne wybranych gruntów Nadleśnictwa Turek*, BULiGL Oddział w Poznaniu (maszynopis).
- Zwierzyniec 2013, *Aneks do operatu glebowo-siedliskowego Nadleśnictwa Zwierzyniec*, BULiGL Oddział w Lublinie (maszynopis).

Załączniki

Załącznik 14.1. Powierzchnia lasów według typów siedliskowych lasu oraz gatunków panujących
 Kategoria własności: lasy w zarządzie Lasów Państwowych, wg stanu na 01.01.2014 r.

Appendix 14.1. Forest area by habitat type and dominant species. Ownership type: forests managed by the State Forests, as of January 1, 2014

Typ siedliskowy lasu	Gatunek panujący										Razem powierzchnia lasu zalesiona		Ogółem [%]**	
	So	Św	Jd	Bk	Db	Gb	Birz	Oi	Tp	Os	13	14		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
[ha / %]*														
Bs	511,29 4,0	12 035,54 93,2	15,42 0,1			1,47 0,0		345,86 2,7			2,49 0,0	12 400,78 96,0	12 912,07 100,0	0,2
Bśw	36 806,17 2,6	1 369 402,87 96,6	523,60 0,0	11,34 0,0	166,00 0,0	515,85 0,0	1,87 0,0	10 912,91 0,8	55,33 0,0	2,89 0,0	79,62 0,0	1 381 672,28 97,4	1 418 478,45 100,0	20,0
Bw	1 148,34 2,5	42 287,71 92,6	500,35 1,1	6,37 0,0	5,12 0,0	41,27 0,1	140,08 0,3	1 542,45 3,4	140,08 0,3		22,84 0,0	44 546,19 97,5	45 694,53 100,0	0,6
Bb	1 397,50 13,0	7 938,41 73,5	52,32 0,5		0,68 0,0	1,05 0,0		1 332,24 12,4	59,78 0,6		0,35 0,0	9 384,63 87,0	10 782,33 100,0	0,2
BMśw	21 952,61 1,3	1 589 272,78 94,4	14 868,22 0,9	797,88 0,0	4 990,33 0,3	17 912,73 1,1	52,60 0,0	33 245,73 2,0	784,68 0,0	151,01 0,0	389,58 0,0	1 662 465,54 98,7	1 684 418,15 100,0	24,1
BMw	6 014,04 1,9	263 172,18 83,9	11 800,23 3,8	448,80 0,1	522,65 0,2	3 213,17 1,0	6,94 0,0	23 896,92 7,6	4 348,69 1,4	14,97 0,0	304,07 0,1	307 728,62 98,1	313 742,66 100,0	4,4
BMb	2 408,59 5,5	22 235,20 50,6	5 607,67 12,7	11,66 0,0	10,83 0,0	66,14 0,2	0,58 0,0	12 771,53 29,0	843,81 1,9		51,84 0,1	41 599,26 94,5	44 007,85 100,0	0,6
LMśw	7 933,04 0,6	1 003 860,93 75,3	46 044,84 3,4	5 896,63 0,4	58 101,54 4,4	131 435,62 9,8	1 451,99 0,1	74 818,40 5,6	3 473,45 0,3	448,75 0,0	1 803,77 0,1	1 327 335,92 99,4	1 335 268,96 100,0	18,8
LMw	4 584,03 1,7	126 909,56 47,4	17 763,23 6,6	3 981,15 1,5	2 675,16 1,0	26 706,21 10,0	281,88 0,1	44 802,27 16,7	38 901,54 14,5	221,00 0,1	1 114,83 0,4	263 356,83 98,3	267 940,86 100,0	3,8
LMb	3 904,75 7,7	6 482,56 12,7	5 714,95 11,2	3,62 0,0	31,12 0,1	369,53 0,7		20 468,50 40,2	13 804,02 27,1		144,77 0,3	47 019,07 92,3	50 923,82 100,0	0,7
Lśw	3 346,74 0,5	185 738,91 27,0	49 639,35 7,2	3 697,94 0,5	113 446,82 16,5	225 483,48 32,9	9 316,18 1,4	78 708,75 11,4	9 548,34 1,4	1 537,31 0,2	7 082,67 1,0	684 199,75 99,5	687 546,49 100,0	9,7

cd. załącznika 14.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Lw	1 923,36 1,4	12 643,14 9,3	5 782,57 4,2	525,20 0,4	2 415,41 1,8	43 619,74 32,0	1 211,79 0,9	16 737,02 12,3	49 257,55 36,0	526,80 0,4	1 712,31 1,3	134 431,53 98,6	136 354,89 100,0	1,9
LI	1 579,25 4,8	2 937,68 9,0	380,07 1,2		78,99 0,2	19 254,25 58,6	253,28 0,8	813,62 2,5	5 867,94 17,9	1 053,89 3,2	595,53 1,8	31 235,25 95,2	32 814,50 100,0	0,5
OI	8 769,26 7,0	1 371,87 1,1	1 002,01 0,8	0,52 0,0	28,25 0,0	807,04 0,6	2,78 0,0	8 179,47 6,5	105 303,03 83,9	54,43 0,0	88,95 0,1	116 838,35 93,0	125 607,61 100,0	1,8
OIJ	1 394,57 2,5	390,07 0,7	651,39 1,2	3,43 0,0	34,37 0,1	3 309,45 5,9	38,50 0,1	1 982,30 3,5	48 381,44 85,7	137,80 0,2	63,30 0,1	54 992,05 97,5	56 386,62 100,0	0,8
BMwyż	0,60 1,0	50,55 87,1		2,52 4,3				4,42 7,6				57,49 99,0	58,09 100,0	
BMwyżsw	72,98 0,6	11 722,45 89,3	133,73 1,0	133,29 1,0	296,63 2,3	436,81 3,3	0,16 0,0	309,08 2,4	5,30 0,0	2,42 0,0	11,29 0,1	13 051,16 99,4	13 124,14 100,0	0,2
BMwyżw	17,78 0,8	1 985,31 89,6	33,01 1,5	65,71 3,0	0,69 0,0	19,44 0,9		78,68 3,6	4,34 0,2		9,32 0,4	2 197,50 99,2	2 215,28 100,0	
LMwyż	2,44 1,3	49,33 26,9	1,40 0,8	41,05 22,5	16,02 8,8	31,86 17,4	0,30 0,2	35,51 19,4	3,04 1,7		1,75 1,0	180,26 98,7	182,70 100,0	
LMwyżsw	198,80 0,2	41 393,07 46,0	10 113,11 11,3	11 908,76 13,3	5 826,36 6,5	14 285,68 15,9	135,54 0,2	5 205,58 5,8	291,52 0,3	42,11 0,0	471,92 0,5	89 673,65 99,8	89 872,45 100,0	1,3
LMwyżw	92,38 0,5	8 997,36 51,0	1 035,73 5,9	4 128,91 23,4	318,32 1,8	757,59 4,3	14,16 0,1	1 424,71 8,1	819,30 4,6	1,75 0,0	44,76 0,3	17 542,59 99,5	17 634,97 100,0	0,2
Lwyż	0,63 0,8	3,24 4,1	10,85 13,8	15,37 19,6	32,12 41,0	11,15 14,2	0,62 0,8	0,44 0,6	2,58 3,3		1,42 1,8	77,79 99,2	78,42 100,0	
Lwyżsw	627,00 0,3	60 214,36 25,4	9 675,64 4,1	45 976,58 19,4	63 032,61 26,4	39 686,10 16,7	4 867,72 2,1	8 778,47 3,7	2 529,37 1,1	457,16 0,2	1 352,02 0,6	236 570,03 99,7	237 197,03 100,0	3,3
Lwyżw	156,58 1,2	2 868,89 20,3	1 030,59 8,1	1 684,63 13,2	530,40 4,2	3 124,18 24,6	95,42 0,7	1 623,70 12,7	1 759,74 13,8	62,86 0,5	84,96 0,7	12 565,37 98,8	12 741,95 100,0	0,2
LIwyż	81,08 3,9	75,53 3,6	109,33 5,2	42,53 2,0	13,22 0,6	897,34 42,8	19,42 0,9	52,37 2,5	680,53 32,5	32,98 1,6	91,79 4,4	2 015,04 96,1	2 086,12 100,0	
OLIwyż	50,07 6,6	13,53 1,8	17,02 2,2	2,99 0,4		126,75 16,7		8,90 1,2	532,64 70,0	2,35 0,3	6,01 0,8	710,19 93,4	760,26 100,0	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Bcb	52,91 12,4	103,66 24,4	268,83 63,2									372,49 87,6	425,40 100,0	
BGśw	26,64 0,4	154,04 2,2	6 714,38 95,9	7,48 0,1	31,04 0,4	0,99 0,0		25,82 0,4			38,92 0,6	6 972,67 99,6	6 999,31 100,0	0,1
BGw	34,23 6,0	10,65 1,9	520,09 91,8	1,45 0,3								552,19 94,0	566,42 100,0	
BMG			0,30 100,0									0,30 100,0	0,30 100,0	
BMG b	32,62 11,6	78,54 28,0	165,63 59,2		0,63 0,2			1,69 0,6	1,23 0,4			247,72 88,4	280,34 100,0	
BMGśw	83,46 0,2	1 348,47 3,7	31 973,87 88,4	333,27 0,9	1 902,23 5,3	38,88 0,1	0,21 0,0	441,27 1,2	1,48 0,0		54,64 0,2	36 094,32 99,8	36 177,78 100,0	0,5
BMGw	33,55 1,5	185,82 8,2	2 021,56 89,7		2,84 0,1			9,87 0,4	1,53 0,1			2 221,62 98,5	2 255,17 100,0	
BWG	69,45 3,3	17,88 0,9	1 981,38 95,1		5,32 0,3						7,43 0,4	2 012,01 96,7	2 081,46 100,0	
LG	260,85 1,4	549,38 3,0	1 939,94 10,6	4 011,00 21,9	5 300,58 28,9	299,73 1,6	309,31 1,7	56,24 0,3	5 607,37 30,5	0,09 0,0	18,64 0,1	18 092,28 98,6	18 353,13 100,0	0,3
LGśw	1 613,90 0,6	45 867,32 16,6	41 668,56 15,0	64 258,07 23,2	103 312,45 37,3	8 545,28 3,1	1 174,81 0,4	1 548,53 0,6	8 380,87 3,0	2,19 0,0	555,29 0,2	275 313,37 99,4	276 927,27 100,0	3,9
LGw	266,70 3,0	1 325,20 14,7	2 318,86 25,7	1 641,33 18,2	708,99 7,9	990,93 11,0	43,98 0,5	104,75 1,2	1 567,83 17,4	1,58 0,0	38,91 0,4	8 742,36 97,0	9 009,06 100,0	0,1
LIG	248,41 14,1	105,67 6,0	239,96 13,6	115,03 6,5	18,91 1,1	268,68 15,2	4,87 0,3	3,04 0,2	743,12 42,1	0,68 0,0	16,69 0,9	1 516,65 85,9	1 765,06 100,0	
LMG	1,11 1,4	10,99 14,0	4,17 5,3		2,06 2,6	1,80 2,3		56,51 72,3	1,63 2,1			77,16 98,6	78,27 100,0	
LMGśw	258,13 0,2	5 797,54 4,5	83 158,65 65,0	6 203,96 4,8	25 688,55 20,0	4 000,04 3,1	14,88 0,0	2 784,31 2,2	160,94 0,1	7,31 0,0	156,67 0,1	127 972,85 99,8	128 230,98 100,0	1,8
LMGw	26,05 0,8	449,77 13,7	2 171,79 66,1	58,31 1,8	151,21 4,6	120,87 3,7		140,25 4,3	155,00 4,7		8,30 0,3	3 255,50 99,2	3 281,55 100,0	

cd. załącznika 14.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
OlUG	7,35 5,5	5,55 4,2	18,78 14,1			10,85 8,1		1,71 1,3	86,72 64,8		2,62 2,0	126,23 94,5	133,58 100,0	
Ogółem	107 989,24 1,5	4 829 784,51 68,2	357 673,38 5,0	156 016,78 2,2	389 698,45 5,5	546 391,95 7,7	19 299,79 0,3	353 253,82 5,0	304 105,76 4,3	4 762,33 0,1	16 430,27 0,2	6 977 417,04 98,5	7 085 406,28 100,0	

* Udział procentowy liczony w wierszu do powierzchni leśnej ogółem.

** Udział procentowy liczony w kolumnie.

Źródło / Source: www.bdl.lasy.gov.pl

Załącznik 14.2. Powierzchnia lasów według typów siedliskowych lasu oraz gatunków panujących

Kategoria własności: lasy prywatne, wg stanu na 01.01.2014 r.

Appendix 14.2. Forest area by habitat type and dominant species. Ownership type: private forests, as of January 1, 2014

Typ siedliskowy lasu	Powierzchnia lasu niezalesiona		Gatunek panujący													Razem powierzchnia lasna zalesiona		Ogółem [%]**				
	So	Św	Jd	Bk	Db	Gb	Brz	Ol	Tp	Os	[ha / %]*											
											1	2	3	4	5	6	7		8	9	10	11
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15								
Bs	464,31	6 731,62	33,46	2,90	0,21	7,13	0,14	114,79	3,36		2,81	6 896,42	7 360,73	0,4								
	6,3	91,5	0,5	0,0	0,0	0,1	0,0	1,6	0,0		0,0	93,7	100,0									
BsW	17 991,38	439 291,66	641,15	7,85	27,70	896,82	12,89	21 193,45	411,56	47,81	553,70	463 084,69	481 076,07	27,8								
	3,7	91,4	0,1	0,0	0,0	0,2	0,0	4,4	0,1	0,0	0,1	96,3	100,0									
BW	1 239,22	15 764,46	107,56	2,89	0,47	26,75		3 436,10	1 125,64	5,30	188,70	20 657,87	21 897,09	1,3								
	5,7	72,0	0,5	0,0	0,0	0,1		15,7	5,1	0,0	0,9	94,3	100,0									
Bb	654,78	1 786,71	2,89					515,31	28,24	0,10	0,60	2 333,85	2 988,63	0,2								
	21,9	59,9	0,1					17,2	0,9	0,0	0,0	78,1	100,0									
BMśw	15 915,19	358 892,04	4 171,16	653,19	435,44	9 131,46	266,66	42 835,27	1 729,37	220,01	2 642,56	420 977,16	436 892,35	25,1								
	3,6	82,1	1,0	0,1	0,1	2,1	0,1	9,8	0,4	0,1	0,6	96,4	100,0									
BMw	3 002,94	33 224,00	1 290,20	215,87	10,54	759,09	10,78	12 473,79	5 808,46	37,25	947,01	54 776,99	57 779,93	3,3								
	5,2	57,5	2,2	0,4	0,0	1,3	0,0	21,6	10,1	0,1	1,6	94,8	100,0									
BMb	316,08	861,64	143,89			1,21		1 030,43	242,55		4,08	2 283,80	2 599,88	0,1								
	12,2	33,1	5,5			0,0		39,7	9,3		0,2	87,8	100,0									
LMśw	5 021,79	92 266,60	5 449,20	2 910,63	3 855,56	26 403,20	4 346,55	29 281,89	3 481,06	405,28	4 300,99	172 700,96	177 722,75	10,2								
	2,8	51,9	3,1	1,6	2,2	14,9	2,4	16,5	2,0	0,2	2,4	97,2	100,0									

Problemy inwentaryzacji typologicznej, fitosocjologicznej oraz siedlisk przyrodniczych w ramach prac zarządzania lasu

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
LMw	3 176,72 7,2	7 724,34 17,4	1 081,97 2,4	426,23 1,0	64,35 0,1	2 856,91 6,4	151,23 0,3	9 420,88 21,2	19 263,67 41,4	143,03 0,3	1 033,45 2,3	41 166,06 92,8	44 342,78 100,0	2,6
LMb	471,78 10,7	277,44 6,3	140,54 3,2	0,89 0,0	0,17 0,0	19,84 0,5	2,88 0,1	2 511,55 57,1	917,81 20,8	0,52 0,0	58,84 1,3	3 930,48 89,3	4 402,26 100,0	0,3
Lśw	1 898,13 2,1	16 909,70 18,3	3 256,61 3,5	857,09 0,9	11 267,65 12,2	24 982,74 27,1	11 931,94 12,9	12 921,45 14,0	2 849,60 3,1	245,57 0,3	5 171,74 5,6	90 374,09 97,9	92 272,22 100,0	5,3
Lw	1 036,53 5,4	674,82 3,5	272,20 1,4	27,28 0,1	171,67 0,9	3 706,27 19,5	150,28 0,8	2 438,92 12,8	9 728,51 51,2	240,27 1,3	582,93 3,1	17 993,15 94,6	19 029,68 100,0	1,1
LI	304,56 16,4	134,67 7,3	12,97 0,7		4,39 0,2	479,09 25,8	5,93 0,3	43,64 2,4	389,08 21,0	273,38 14,7	207,67 11,2	1 550,82 83,6	1 855,38 100,0	0,1
OI	7 572,53 9,3	428,46 0,5	38,24 0,0	0,45 0,0	1,87 0,0	136,70 0,2	3,00 0,0	6 014,99 7,4	67 281,44 82,2	59,15 0,1	234,03 0,3	74 198,33 90,7	81 770,86 100,0	4,7
OJ	449,94 5,0	40,71 0,5	39,21 0,4	1,25 0,0	3,64 0,0	533,13 6,0	6,11 0,1	308,25 3,4	7 414,18 82,8	26,14 0,3	131,37 1,5	8 503,99 95,0	8 953,93 100,0	0,5
BNWyż			5,03 100,0									5,03 100,0	5,03 100,0	
BNWyżśw	74,20 2,1	3 133,42 89,1	14,04 0,4	13,27 0,4	21,02 0,6	89,66 2,5	10,02 0,3	134,44 3,8	10,68 0,3	3,53 0,1	12,91 0,4	3 442,99 97,9	3 517,19 100,0	0,2
BNWyżw	5,83 1,1	485,39 91,0		11,31 2,1	0,59 0,1	9,94 1,8		12,98 2,4	2,54 0,5		5,26 1,0	538,01 98,9	543,84 100,0	
LMWyż	0,60 7,6	0,05 0,6			0,72 9,1	6,14 78,0	0,23 2,9	0,14 1,8				7,28 92,4	7,88 100,0	
LMWyżśw	245,47 1,4	8 173,45 46,3	493,49 2,8	2 621,39 14,9	1 099,94 6,2	2 753,16 15,6	398,74 2,3	1 233,31 7,0	234,38 1,3	20,83 0,1	369,07 2,1	17 397,76 98,6	17 643,23 100,0	1,0
LMWyżw	46,63 1,3	2 352,45 63,5	101,93 2,8	319,51 8,6	169,94 4,6	219,62 5,9	49,83 1,3	272,74 7,4	141,11 3,8	0,77 0,0	31,24 0,8	3 659,14 98,7	3 705,77 100,0	0,2
Lwyż		15,90 52,0	14,09 46,0					0,22 0,7	0,40 1,3			30,61 100,0	30,61 100,0	
Lwyżśw	2 004,98 2,0	16 939,10 16,5	793,13 0,8	24 607,79 23,9	20 816,05 20,3	13 019,13 12,7	10 040,85 9,8	6 509,08 6,4	5 922,13 5,8	140,39 0,1	1 695,80 1,7	100 483,45 98,0	102 488,43 100,0	5,9

cd. załącznika 14.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Lwyzw	60,80 2,8	150,08 6,8	19,00 0,9	318,99 14,5	68,12 3,1	598,53 27,2	146,78 6,7	108,78 5,0	645,36 29,3	8,57 0,4	72,33 3,3	2 136,54 97,2	2 197,34 100,0	0,1
Lwyz	59,76 8,3	19,31 2,7	4,00 0,6	8,42 1,2	0,35 0,0	186,73 26,0	19,48 2,7	4,70 0,7	299,58 41,6	27,97 3,9	88,26 12,3	658,80 91,7	718,56 100,0	
Olwyz	60,60 6,6	9,20 1,0	0,50 0,1	0,59 0,1	0,25 0,0	133,71 14,5	7,36 0,8	10,17 1,1	627,81 68,3	4,67 0,5	64,61 7,0	858,87 93,4	919,47 100,0	0,1
BGb	290,25 25,5	808,67 71,1	37,70 3,3					0,81 0,1				847,18 74,5	1 137,43 100,0	0,1
BGśw	9,49 3,0	3,50 1,1	125,69 40,3			2,35 0,8		22,90 7,3	147,34 47,3	0,29 0,1	0,19 0,1	302,26 97,0	311,75 100,0	
BGw	0,14 1,6	0,37 4,3	0,21 2,4		0,19 2,2	4,62 53,9	0,61 7,1	0,37 4,3	1,94 22,6	0,14 1,6	0,14 1,6	8,45 98,4	8,59 100,0	
BMGb	34,10 4,0	782,49 91,5	35,66 4,2		0,04 0,0				2,95 0,3			821,14 96,0	855,24 100,0	
BMGśw	51,46 1,1	201,76 4,3	3 836,90 81,5	187,55 4,0	332,55 7,1	44,54 0,9	0,21 0,0	22,04 0,5	0,71 0,0	0,86 0,0	26,00 0,6	4 653,12 98,9	4 704,58 100,0	0,3
BMGw	4,61 0,1	1 659,64 51,9	1 406,80 43,9		52,92 1,7	4,43 0,1		6,20 0,2	0,79 0,0	68,47 2,1	68,47 2,1	3 199,25 99,9	3 203,86 100,0	0,2
BWG	105,96 4,4	144,88 6,1	2 120,86 88,9		1,97 0,1	0,56 0,0		0,41 0,0			11,59 0,5	2 280,27 95,6	2 386,23 100,0	0,1
LG	0,46 0,5	9,01 9,4	4,41 4,6	11,97 12,5	31,77 33,3		0,23 0,2	0,59 0,6	36,98 38,9	0,01 0,0		94,97 99,5	95,43 100,0	
LGśw	1 769,92 1,6	11 066,59 10,1	28 974,38 26,6	34 128,30 31,3	24 489,07 22,5	2 776,66 2,5	1 784,24 1,6	1 704,35 1,6	1 973,30 1,8	4,10 0,0	409,43 0,4	107 310,42 98,4	109 080,34 100,0	6,3
LGw	42,82 0,9	407,14 8,1	1 392,48 27,7	1 248,73 24,8	1 573,07 31,2	146,21 2,9	9,11 0,2	38,71 0,8	157,82 3,1	0,31 0,0	14,58 0,3	4 988,16 99,1	5 030,98 100,0	0,3
LIG	138,46 12,8	26,27 2,4	83,85 7,7	11,79 1,1	1,21 0,1	164,72 15,2	9,15 0,8	10,98 1,0	558,58 51,6	6,60 0,6	73,12 6,7	946,27 87,2	1 084,73 100,0	0,1
LMG	2,09 28,7	2,83 38,9	2,36 32,4									5,19 71,3	7,28 100,0	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
LMGśw	473,51 1,4	2 230,94 6,6	16 981,69 50,5	5 581,31 16,6	6 088,64 18,1	1 112,59 3,3	86,34 0,3	769,69 2,3	126,64 0,4	7,84 0,0	154,76 0,5	33 120,44 98,6	33 593,95 100,0	1,9
LMGw	8,92 0,3	1 222,70 41,4	980,28 33,2	127,37 4,3	500,49 17,0	27,69 0,9	3,80 0,1	28,54 1,0	47,77 1,6	0,05 0,0	4,88 0,2	2 943,57 99,7	2 952,49 100,0	0,2
OUG	13,62 4,9	0,36 0,1	4,08 1,5	1,78 0,6	0,26 0,1	38,09 13,8	1,82 0,7	10,96 4,0	197,45 71,7		7,14 2,6	261,94 95,1	275,56 100,0	
Ogolem	65 020,56 3,7	1 024 864,37 59,0	74 113,81 4,3	74 306,59 4,3	71 072,82 4,1	91 259,42 5,3	29 457,29 1,7	155 443,82 8,9	130 810,79 7,5	1 930,60 0,1	19 170,26 1,1	1 672 429,77 96,3	1 737 450,33 100,0	100,0

* Udział procentowy liczony w wierszu do powierzchni leśnej ogółem.

** Udział procentowy liczony w kolumnie.

Źródło / Source: www.bdl.lasy.gov.pl

Załącznik 14.3. Karta opisu roślinności na powierzchni typologicznej i fitosocjologicznej
Appendix 14.3. Flora description on typological and phytosociological sample plot

Powierzchnia nr

Położenie: oddział, poddz.

Współrzędne: szer.; dł.

OPIS wybranych elementów drzewostanu i runa na powierzchni typologicznej w roku wykonywania prac siedliskowych bądź fitosocjologicznych (*właściwe podkreślić*)

Gatunki panujące oraz współpanujące w warstwie a1

Gatunek 1:; wiek; wysokość; bonitacja; jakość

Gatunek 2:; wiek; wysokość; bonitacja; jakość

Gatunek 3:; wiek; wysokość; bonitacja; jakość

Gatunek panujący w warstwie a2:; wiek; pochodzenie; jakość

Gatunek ważny gospodarczo (podrost) panujący w warstwie b:; wiek; pochodzenie; jakość

Informacje dodatkowe*:

Roślinność **W** = warstwa, **P** = pokrycie, **T** = towarzyskość

Gatunek	W	P	T	Gatunek cd.	W	P	T	Gatunek cd.	W	P	T
Drzewa i krzewy				Runo	c			Mszaki i porosty	d		
<i>Abies alba</i>	a1										
	a2										
	b										
	c										
<i>Pinus sylvestris</i>	a1										
<i>Picea excelsa</i>	a1										
	b										
<i>Quercus robur</i>	a2										
	b										
	c										
<i>Betula pendula</i>	b										
	c										
<i>Populus tremula</i>	c										
.....											
.....											

Pokrycie warstwy w %: a1....., a2....., b....., c....., d.....		
Powierzchnia zdjęcia w m ²		Typ pokrywy runa
Siedliskowy typ lasu wg drzewostanu		Zespół roślinny (zbiorowisko) – aktualne
Siedliskowy typ lasu wg runa		Zespół roślinny potencjalny
Proponowany typ drzewostanu		Informacje dodatkowe
Siedlisko przyrodnicze	KOD stan siedliska	
Wg RDOS, SDF	Wg taksatora	
Diagnoza syntetyczna typ siedliskowy lasu, wariant uwilgotnienia, stan siedliska:		

* Pochodzenie drzewostanu (np. odroślowy), rodzaj gruntu: leśny, porolny, popastwiskowy, zrehabilitowany, była kopalnia piasku, była hałda górnicza, wyrobisko kopalni odkrywkowej, inne...

Summary

Typological, phytosociological and natural habitat inventory problems during forest management plan preparation

The paper presents current state of the forest habitats in Poland, with taking into account forest ownership types and forest management. In the areas managed by the State Forests National Forest Holding (SF) the habitat recognition should be regarded as thorough and well-documented, either in written descriptive form or in a map. All the State Forests' districts have at their disposal specialist studies on the habitat sites, including maps of forest habitat types. In private forests the habitat recognition is at significantly lower level and any specialist habitat research is not conducted in these areas. Since the end of the 20th century, there have been held phytosociological studies in the State Forests areas and also the natural habitats of Natura 2000 are also being mapped at present within the area of SF. The practice shows however, that the solutions adopted in the process of phytocenosis and natural habitats identification and mapping require more detailed procedures and profound changes. The paper presents proposed changes, including a demand to unify the way of describing the phytocenosis on typological surfaces and on the surface of phytosociological records in forest areas (mainly the State Forests) – which will allow wider use of the collected data for comparative studies and syntheses at regional and country levels.



15.1. Wprowadzenie

Zagadnienia diagnozowania, kartowania i zagospodarowania siedlisk leśnych należą do bardzo istotnych w gospodarce leśnej i jako takie są przedmiotem wielu badań naukowych. Sygnalizowane przez praktykę leśną aktualne problemy z tej dziedziny oraz ważniejsze wyniki badań naukowych są dyskutowane m.in. podczas konferencji naukowo-technicznych. W ostatnich dwudziestu latach odbyły się na ten temat następujące ogólnokrajowe konferencje:

„Siedlisko leśne podstawą wielofunkcyjnej gospodarki leśnej”; 22–23 października 1998 r., Jedlnia Letnisko k. Radomia; organizator: Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.

„Gleby i siedliska w naturalnych i zagospodarowanych ekosystemach leśnych Puszczy Białowieskiej”; 4–6 sierpnia 2004 r., Białowieża; organizator: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych.

„Problemy określania stanu siedliska oraz typu lasu. Zasady komputerowego wspomaganie opracowania wyników prac siedliskowych”; 28–29 września 2004 r., Ostrów Mazowiecka; organizator: Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.

„Zadania siedliskoznawstwa dla trwale zrównoważonej gospodarki leśnej i ochrony siedlisk przyrodniczych”; 1–3 czerwca 2005 r., Sulęcyno; organizator: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych.

„Aktualne problemy siedliskoznawstwa leśnego”; 27–29 maja 2009 r., Niepołomice; organizator: Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.

„Leśne siedliska zmienione i zniekształcone”; 12–13 listopada 2014 r., Nagórzyce; organizatorzy: Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych oraz Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej.

Ponadto w ostatnich latach odbyło się też wiele spotkań i szkoleń zorganizowanych przez poszczególne oddziały Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, z reguły w nadleśnictwach, na terenie których wykonywano opracowanie siedliskowe. Taksatorzy siedliskoznawcy prezentowali tam pracownikom nadleśnictw wyniki

wykonanych prac, omawiali je bardziej szczegółowo oraz zapoznawali służby LP z aktualną wiedzą z zakresu typologii leśnej.

Problemy typologii siedlisk leśnych oraz siedliskoznawstwa leśnego, a także zagadnienie miejsca fitosocjologii w pracach typologicznych, jak również problematyka wyróżniania i kartowania siedlisk przyrodniczych Natura 2000 znalazły też ważne miejsce w programie konferencji innych, niż wymienione, oraz były i są tematami wielu publikacji, jakie ukazały się po 2000 r.

15.2. Wnioski z konferencji „Leśne siedliska zmienione i zniekształcone”

Konferencja została zorganizowana przez Dyрекcyję Generalną Lasów Państwowych oraz Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, we współpracy z Wydziałem Leśnym Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie. Otrzymała się w dniach 12–13 listopada 2014 r. w Ośrodku Szkoleniowym Lasów Państwowych w Nagórzycach. Uczestniczyło w niej około stu osób, głównie pracowników Lasów Państwowych oraz Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej. W obradach wzięli udział także przedstawiciele Instytutu Badawczego Leśnictwa, wydziałów leśnych: SGGW w Warszawie, Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu oraz Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, a także Głównego Inspektora Ochrony Środowiska.

Wygłoszono dwanaście zamówionych referatów, w których przedstawiono aktualne problemy klasyfikacji, inwentaryzacji, ochrony oraz zagospodarowania leśnych siedlisk zmienionych i zniekształconych, sposoby zagospodarowania siedlisk mezotroficznych z udziałem drzewostanów dębowych, a także omówiono ważne dla praktyki zagadnienia inwentaryzacji i oceny leśnych siedlisk przyrodniczych Natura 2000. Autorami referatów byli przedstawiciele uniwersyteckich wydziałów leśnych w Krakowie, Poznaniu i Warszawie, Instytutu Badawczego Leśnictwa, Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych oraz Polskiej Akademii Nauk.

Powołano Komisję Wniosków w składzie:

dr inż. Roman Zielony, SGGW w Warszawie/ Zarząd BULiGL – przewodniczący komisji,
mgr inż. Jan Tabor, Dyrekcja Generalna LP Warszawa,
prof. dr hab. Cezary Kabała, Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu,
dr hab. Marcin Pietrzykowski, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie,
mgr inż. Krzysztof Kamiński, RDLP Łódź,
mgr inż. Zbigniew Cykowiak, Oddział BULiGL w Poznaniu.

Na podstawie wygłoszonych referatów oraz przeprowadzonej dyskusji komisja przedstawiła następujące stwierdzenia i wnioski:

1. Do prowadzenia racjonalnej gospodarki leśnej istotna jest informacja dotycząca porolności siedliska. Zgodnie z dotychczasową wiedzą, siedliska, które należy opisywać w trakcie prac urzędniowych jako porolne, to obszary leśne występujące zarówno na gruntach porolnych, jak i na gruntach popastwiskowych i połąkowych w pierwszym i drugim pokoleniu drzewostanu. Aby umożliwić odpowiednie zapisy w dokumentacji urzędniowej, niezbędne są korekty w *Instrukcji urządzania lasu* (cz. I i II), w programie Taksator oraz w słownikach w SILP.

2. Siedliskowy indeks glebowy (SIG) jest obecnie ustalany tylko w płatach siedlisk jednorodnych, dla których stan siedliska jest określany jako naturalny lub zbliżony do naturalnego. Celowe jest szersze stosowanie SIG w praktyce, w tym również w wybranych płatach siedlisk zmienionych i zniekształconych oraz w płatach na pograniczu grup troficznych (np. LMśw/BMśw). Wskazane byłoby również podjęcie przez ośrodki naukowe, przy współpracy z praktyką leśną, uzupełniających prac badawczych z tego zakresu.

3. Areał gruntów zrekułtywowanych zajmowanych przez lasy ciągle wzrasta. Aby pełniej wykorzystywać potencjał siedlisk terenów przemysłowych przekazywanych do zagospodarowania leśnego, wskazane jest:

- przed ich przekazaniem poddanie jednolitej ocenie przydatności wykonanych prac rekułtywacyjnych; do realizacji tego zadania niezbędne jest opracowanie kryteriów oceny efektywności rekułtywacji na potrzeby zagospodarowania leśnego z uwzględnieniem głównych gałęzi przemysłu, które w przeszłości oddziaływały na dane tereny;
- opracowanie dla głównych obiektów pogórnich lokalnych kluczy diagnozy siedlisk zrekułtywowanych opartych na specyficznych wskaźnikach jakości gleb pogórnich, powiązanych z cechami drzewostanów i zbiorowisk roślinnych, które dopiero kształtują się na tych terenach.

4. W celu uzyskania wystarczającej z punktu widzenia praktyki jakości prac siedliskowych niezbędne jest, aby zapisy w umowach dotyczących wykonywania tych prac zapewniały:

- przeprowadzenie prac terenowych z uwzględnieniem pełnego sezonu wegetacyjnego, w szczególności dla siedlisk żywnych – aspektu wiosennego i letniego;
- kartowanie siedlisk leśnych przy zastosowaniu – w przypadkach uzasadnionych zróżnicowaniem siedlisk – drugiego stopnia zagęszczenia powierzchni typologicznych.

5. Z uwagi na zniszczenia, jakie wyrządzają pożary w ekosystemach leśnych, a zatem również w siedliskach leśnych, obszary popożarowe należy uwzględniać w dokumentacji siedliskowej, zarówno w jej części kartograficznej, jak i opisowej.

6. Ze względu na to, że zarówno w pracach typologicznych, jak i fitosocjologicznych sporządza się opis roślinności, celowe jest, aby w obu wymienionych rodzajach opracowań stosować taki sam wzór formularza.

7. Prace fitosocjologiczne w lasach, których celem jest określenie zasięgu występujących zbiorowisk roślinnych, powinny być szerzej wykorzystywane do wyznaczania obszarów występowania siedlisk przyrodniczych, w tym również do tworzenia na ich podstawie wyłączeń taksacyjnych.

8. Ze względu na niejednolite obecnie stosowanie nazw zbiorowisk roślinności konieczne jest zaktualizowanie i ujednoczenie w *Instrukcji urządzania lasu* cz. II oraz w bazie SILP słowników jednostek zbiorowisk roślinności potencjalnej i aktualnej oraz form ich zniekształcenia.

9. Dotychczasowe doświadczenia wskazują, że w praktyce najlepiej sprawdzają się przyjmowane regionalnie zasady zagospodarowania i ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych.

10. Na siedlisko przyrodnicze na obszarze Natura 2000 składa się zazwyczaj wiele płatów drzewostanów w różnych fazach rozwojowych. Dlatego metodyka oceny stanu siedlisk przyrodniczych w lasach gospodarczych powinna uwzględniać występujące fazy rozwojowe, w szczególności w powiązaniu z wiekiem, gatunkami drzew, a także funkcjami lasu.

11. Stosunkowo duże wymagania troficzne zarówno dębu szypułkowego, jak i dębu bezszypułkowego wskazują, że ich rola na siedliskach BMśw powinna być w zasadzie ograniczona do domieszki pielęgnacyjno-biocenotycznej.

12. Na siedliskach borów mieszanych i lasów mieszanych w drzewostanach z udziałem dębów należy częściej niż dotychczas stosować zrębowy sposób zagospodarowania – zamiast preferowanego ostatnio przerębowo-zrębowego (rębniami gniazdowymi IIIa i IIIb) – co jest uzasadnione nie tylko względami gospodarczymi, ale w dużym stopniu również względami przyrodniczymi.

13. Spośród gatunków domieszkowych występujących w lasach coraz większego znaczenia nabierają brzoza i osika. Większą rolę tych gatunków w ekosystemie leśnym należy kształtować poprzez szersze uwzględnienie ich w składach gatunkowych drzewostanów, mając na uwadze nie tylko potencjał przyrodniczy siedlisk, ale również gospodarczą użyteczność tych gatunków.

14. Z uwagi na ważną rolę gospodarczą świerka uzasadnione jest, aby na Pomorzu Zachodnim, na siedliskach, na których stan zdrowotny tego gatunku jest zadowalający i gatunek ten dobrze się odnawia oraz wykazuje dobre cechy wzrostu i rozwoju, był on trwałym składnikiem drzewostanów (z wyjątkiem siedlisk przyrodniczych na obszarach Natura 2000).

15. Coraz pełniejsze rozpoznanie przyrodniczych podstaw gospodarki leśnej oraz obecne cele wielofunkcyjnej gospodarki leśnej uzasadniają potrzebę zaktualizowania *Siedliskowych podstaw hodowli lasu*. Aktualizacja taka powinna uwzględniać

najnowsze opracowania z zakresu geologii, gleboznawstwa i regionalizacji przyrodniczo-leśnej, a zawarte w niej wytyczne do planowania hodowlanego należy przygotowywać dla grup mezoregionów przyrodniczo-leśnych, z uwzględnieniem specyfiki leśnych siedlisk przyrodniczych.

16. Duże znaczenie prac siedliskowych w gospodarce leśnej, a także wzrastające zainteresowanie tą problematyką, wskazuje na potrzebę częstszej wymiany poglądów oraz prezentowania osiągnięć z tej dziedziny. Celowe jest, aby następna konferencja dotycząca siedliskoznawstwa leśnego oraz typologii siedlisk leśnych odbyła się w 2016 r.



Prof. dr hab. Tadeusz Andrzejczyk

Pracownik Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydziału Leśnego, Katedry Hodowli Lasu. Specjalizuje się w hodowli lasu, doskonaleniu metod odnowienia i pielęgnowania lasu, szczególnie w hodowli dębu.

Prof. dr hab. Stanisław Brożek,**Dr inż. Ewa Błońska,****Prof. dr hab. Kazimierz Januszek,****Dr hab. inż. Jarosław Lasota,****Dr inż. Tomasz Wanic,****Dr inż. Maciej Zwydak**

Pracownicy Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, Wydziału Leśnego, Instytutu Ekologii i Hodowli Lasu, Zakładu Gleboznawstwa Leśnego. Specjalizują się w gleboznawstwie leśnym. Twórcy Muzeum Gleb na Uniwersytecie Rolniczym w Krakowie.

Mgr inż. Zbigniew Cykowiak

Pracownik Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, dyrektor Oddziału BULiGL w Poznaniu. Długoletni kierownik pracowni glebowo-siedliskowej.

Prof. dr hab. Władysław Danielewicz

Pracownik Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Wydziału Leśnego. Kierownik Katedry Botaniki Leśnej. Specjalizuje się w fitosocjologii leśnej i dendrologii.

Dr inż. Wojciech Gil

Pracownik Instytutu Badawczego Leśnictwa, adiunkt w Zakładzie Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych. Specjalizuje się w hodowli lasu; główne dziedziny zainteresowań to odnowienia naturalne, więźba sadzenia, zalesienia gruntów porolnych oraz odnawianie lasu na terenach pokłeskowych.

Prof. dr hab. Cezary Kabała

Pracownik Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, Instytutu Nauk o Glebie i Ochrony Środowiska. Specjalizuje się w gleboznawstwie leśnym.

Dr inż. Jan Łukaszewicz

Pracownik Instytutu Badawczego Leśnictwa w Sękocinie Starym, adiunkt w Zakładzie Hodowli Lasu i Genetyki Drzew Leśnych. Specjalizuje się w hodowli lasu.

Mgr inż. Marian Marzec

Pracownik Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, kierownik pracowni gleboznawczo-siedliskowej Oddziału BULiGL w Brzegu. Specjalizuje się w typologii siedlisk leśnych na terenach wyżynnych i górskich.

Prof. dr hab. Jan Marek Matuszkiewicz

Profesor zwyczajny Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN w Warszawie i Wydziału Nauk Przyrodniczych Uniwersytetu Kazimierza Wielkiego w Bydgoszczy. Specjalizuje się w geobotanice, szczególnie w fitosocjologii zbiorowisk leśnych.

Dr Grażyna Olszowska

Pracownik Instytutu Badawczego Leśnictwa, adiunkt w Zakładzie Ekologii Lasu. Specjalizuje się w biochemii gleb i gleboznawstwie.

Dr hab. Anna Orczewska

Pracownik Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach, Wydziału Biologii i Ochrony Środowiska, Katedry Ekologii. Specjalizuje się w botanice i ekologii lasu, szczególnie w dynamice zbiorowisk roślinnych oraz w procesach i mechanizmach kształtujących ich różnorodność biotyczną.

Dr hab. inż. Marcin Pietrzykowski

Profesor Uniwersytetu Rolniczego w Krakowie, pracownik Wydziału Leśnego, adiunkt w Zakładzie Ekologii Lasu i Rekultywacji w Instytucie Ekologii i Hodowli Lasu. Specjalizuje się w ekologii lasu i rekultywacji leśnej.

Dr hab. Paweł Rutkowski

Pracownik Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Wydziału Leśnego. Kierownik Katedry Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu. Specjalizuje się w typologii leśnej, ekologii lasu i gleboznawstwie leśnym.

Dr inż. Piotr Sewerniak

Pracownik Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Toruniu. Gleboznawca i leśnik. Adiunkt w Katedrze Gleboznawstwa i Kształtowania Krajobrazu. Specjalizuje się w gleboznawstwie leśnym i typologii siedlisk leśnych.

Mgr inż. Tadeusz Wagner

Pracownik Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej, dyrektor Oddziału BULiGL w Szczecinku. Specjalizuje się w urządzaniu lasu.

Dr inż. Jacek Zientarski

Pracownik Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu, Wydziału Leśnego, Katedry Siedliskoznawstwa i Ekologii Lasu. Specjalizuje się w hodowli lasu i typologii leśnej.

Dr inż. Roman Zielony

Pracownik Szkoły Głównej Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie, Wydziału Leśnego. Kierownik Zakładu Urządzania Lasu w Katedrze Urządzania Lasu, Geomatyki i Ekonomiki Leśnictwa; także pracownik zarządu Biura Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej w Sękocinie Starym. Specjalizuje się w typologii siedlisk leśnych oraz ochronie przyrody w lasach.