

# Monitoring siedlisk przyrodniczych



Przewodnik metodyczny  
Część piąta: siedliska leśne

# **Monitoring siedlisk przyrodniczych**

**Przewodnik metodyczny  
Część piąta: siedliska leśne**

Fot. 1. Grąd zimny w Puszczy Białowieskiej (fot. A. Haidt)



INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

# Monitoring siedlisk przyrodniczych

Przewodnik metodyczny  
Część piąta: siedliska leśne

Autorzy:

Radosław Gawryś, Adam Cieśla, Olena Hrynyk, Kateryna Lipińska,  
Julia Sochacka, Michał Wróbel – Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym

Konsultacje:

Marek Jabłoński – Instytut Badawczy Leśnictwa w Sękocinie Starym

**BIBLIOTEKA MONITORINGU ŚRODOWISKA**

Warszawa 2025

Koordinacja projektu ze strony Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska  
Iwona Müller, Ścibor Szymaniak



© Copyright by Główny Inspektorat Ochrony Środowiska



Sfinansowano ze środków  
Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Recenzenci: Janusz Czerepko, Władysław Danielewicz

Skład: Agata Mościcka

Korekta: Joanna Szewczykiewicz

Zdjęcie na okładce: Grąd w Białawieskim Parku Narodowym (fot. R. Gawryś)

Ryciny mikrosiedlisk drzewnych: Severyn Hrynyk

Zalecany sposób cytowania

*Gawryś R., Cieśla A., Hrynyk O., Lipińska K., Sochacka J., M. Wróbel. 2025. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część V: siedliska leśne. GIOŚ, Warszawa.*

## Przedmowa

Skuteczna ochrona przyrody wymaga rzetelnej wiedzy o jej stanie, kierunkach oraz dynamice zachodzących zmian. Planowanie efektywnych działań ochronnych – w tym wskazywanie konkretnych zabiegów ochrony czynnej – jest możliwe jedynie w oparciu o systematyczną ocenę i monitoring stanu zachowania środowiska przyrodniczego oraz czynników, które na niego wpływają.

Potrzeba prowadzenia monitoringu przyrody została uznana na poziomie międzynarodowym – w Konwencji o różnorodności biologicznej, europejskim – w Dyrektywie siedliskowej, a także krajowym – w ustawie o ochronie przyrody.

W Polsce obowiązek prowadzenia monitoringu przyrody realizowany jest przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, zgodnie z ustawą z dnia 20 lipca 1991 r. o Inspekcji Ochrony Środowiska oraz ustawą z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody.

Dla zapewnienia rzetelności i porównywalności wyników monitoringu przyrody niezbędne było opracowanie spójnych metodyk określających jednolite zasady prowadzenia badań i oceny ich wyników. W latach 2006–2008 Główny Inspektorat Ochrony Środowiska zlecił Instytutowi Ochrony Przyrody Polskiej Akademii Nauk – przy udziale specjalistów z różnych ośrodków naukowych – przeprowadzenie ogólnopolskiego monitoringu wybranych gatunków i siedlisk przyrodniczych oraz opracowanie metodyk, które umożliwiły pozyskanie informacji niezbędnych do oceny ich stanu ochrony i przygotowania sprawozdań wymaganych na podstawie art. 17 Dyrektywy siedliskowej. Efektem tych prac było wydanie w 2010 roku pierwszych podręczników metodycznych, które zapoczątkowały systemowe podejście do monitoringu przyrody w Polsce. W kolejnych latach metodyki były stopniowo rozszerzane i udoskonalane, obejmując nowe grupy siedlisk i gatunków oraz uwzględniając rozwój wiedzy i doświadczenia zdobyte w trakcie realizacji kolejnych cykli monitoringu.

Niniejszy przewodnik został poświęcony siedliskom przyrodniczym o charakterze leśnym. Opracowano go w oparciu o doświadczenia z dotychczasowych cykli monitoringu oraz najnowsze wytyczne Komisji Europejskiej dotyczące metod oceny siedlisk przyrodniczych. W zaproponowanej metodyce wprowadzono rozwiązania mające na celu m.in. ujednoczenie sposobu zbierania danych w ramach wyżej wymienionej grupy siedlisk, zwiększenie obiektywności oceny stanu ochrony oraz zintegrowanie sieci stanowisk monitoringu siedlisk leśnych z prowadzonym równolegle monitoringiem stanu lasu. Opracowanie jest efektem współpracy Instytutu Badawczego Leśnictwa i Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, przy wsparciu ekspertów i recenzentów z wiodących ośrodków naukowych.

Wierzę, że opracowany przewodnik będzie praktycznym wsparciem w planowaniu i prowadzeniu monitoringu przyrodniczego – zarówno w skali kraju, jak i w obszarach chronionych. Pozwoli także na rzetelną ocenę stanu ochrony siedlisk leśnych i właściwe zaplanowanie działań ochronnych, w szczególności na obszarach Natura 2000.

**Hanna Kończal**  
Główny Inspektor Ochrony Środowiska

# Spis treści

Przedmowa.....	5
1. Podstawa prawna i cel monitoringu .....	8
2. Uzasadnienie potrzeby zmian w systemie monitoringu .....	9
3. Przedmiot monitoringu .....	12
4. Ogólna koncepcja monitoringu .....	13
5. Sieć monitoringu .....	15
5.1. Areal i kształt powierzchni próbnej.....	15
5.2. Wiarygodność danych a liczba powierzchni próbnych.....	15
5.2.1. Założenia.....	15
5.2.2. Wstępne określenie minimalnej liczebności próby .....	17
5.2.3. Określenie wielkości populacji.....	18
5.2.4. Minimalna liczebność próby dla dużych populacji .....	19
5.2.5. Minimalna liczebność próby dla małych populacji .....	19
5.3. Projektowanie sieci w obszarze Natura 2000 .....	21
5.4. Projektowanie sieci w regionie biogeograficznym .....	21
6. Prace terenowe .....	23
6.1. Termin badań .....	23
6.2. Lokalizowanie w terenie powierzchni próbnych .....	24
6.3. Weryfikacja obecności siedliska na powierzchni próbnej.....	24
6.4. Opis powierzchni monitoringowej.....	26
6.4.1. Określenie udziału siedliska na powierzchni próbnej.....	28
6.4.2. Położenie topograficzne.....	28
6.4.3. Wystawa terenu .....	29
6.4.4. Nachylenie terenu.....	29
6.5. Trwałe oznaczenie powierzchni.....	29
6.6. Zdjęcie fitosocjologiczne.....	30
6.6.1. Pokrycie warstw .....	31
6.6.2. Spis gatunków .....	33
6.6.3. Uszkodzenia gleby .....	35
6.7. Zliczanie mikrosiedlisk .....	36
6.7.1. Pomiar pierśnic.....	37
6.7.2. Typy mikrosiedlisk drzewnych .....	38
6.8. Pomiar martwego drewna .....	43
6.8.1. Kody drzew .....	44
6.8.2. Stopnie rozkładu drewna.....	46
6.9. Oddziaływania.....	46
6.10. Kontrola prac terenowych.....	47
7. Ocena stanu ochrony .....	48
7.1. Struktura i funkcje.....	48

7.1.1. Wskaźniki .....	50
7.1.2. Ocena prawdopodobieństwa wystąpienia właściwego stanu siedliska na stanowisku .....	58
7.1.3. Ocena parametru struktura i funkcje .....	58
7.2. Powierzchnia siedliska .....	63
7.3. Zasięg siedliska .....	63
7.4. Perspektywy ochrony .....	63
7.4.1. Ocena wpływu oddziaływań.....	64
7.4.2. Ocena przyszłych trendów.....	64
7.4.3. Ocena perspektyw ochrony pozostałych parametrów .....	65
7.4.4. Ocena parametru perspektywy ochrony .....	65
8. Ocena ogólna stanu ochrony .....	66
Literatura .....	67
Załącznik nr 1: Opis metody wyboru gatunków typowych.....	70
Metodyka budowy list gatunków typowych .....	72
Procedura wyboru typowych gatunków .....	74
Lista gatunków typowych.....	74
Waloryzacja .....	81
Załącznik nr 2: Ustalenie wartości warunku drugiego dla właściwego stanu ochrony w badanym obszarze .....	83
Załącznik nr 3: Formularze terenowe z przykładem wypełnienia .....	86
Załącznik nr 4: Opis siedlisk.....	92
2180 Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich .....	93
9110 Kwaśne buczyny.....	94
9130 Żyzne buczyny .....	95
9140 Górskie jaworzyny ziołoroślowe.....	96
9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe .....	97
9160 Grąd subatlantycki.....	98
9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny.....	99
9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach .....	100
9190 Kwaśne dąbrowy.....	101
91D0 Bory i lasy bagienne .....	102
91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe .....	103
91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe .....	104
91I0 Ciepłolubne dąbrowy .....	105
91P0 Jodłowy bór świętokrzyski.....	106
91Q0 Górskie reliktowe lasy sosnowe .....	107
91T0 Śródładowy bór chrobotkowy.....	108
9410 Górskie bory świerkowe .....	109
9420 Górski bór limbowo-świerkowy .....	110
91XX Olsy.....	111





# 1. Podstawa prawna i cel monitoringu

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywy Siedliskowej) ma na celu (art. 2) przyczynienie się do zapewnienia różnorodności biologicznej poprzez ochronę siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Zobowiązuje ona do podejmowania środków mających na celu zachowanie lub odtworzenie, we właściwym stanie ochrony, siedlisk przyrodniczych oraz gatunków dzikiej fauny i flory ważnych dla Wspólnoty. Podejmowane środki powinny uwzględniać wymogi gospodarcze, społeczne i kulturowe oraz cechy regionalne i lokalne. Powołuje ona sieć Natura 2000 (art. 3) oraz zobowiązuje Państwa Członkowskie Unii Europejskiej (UE) do prowadzenia monitoringu nad stanem ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków z załącznika I, II, IV i V, ze szczególnym uwzględnieniem typów siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu priorytetowym (art. 11). Przyjęcie Dyrektywy Siedliskowej zobowiązało kraje członkowskie do składania co 6 lat sprawozdania z wdrażania postanowień tejże dyrektywy (art. 17), w tym do składania raportów, dotyczących stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków, opracowywanych na podstawie prowadzonego monitoringu. Formę raportu ustala Komitet (organ wspierający Komisję składający się z przedstawicieli Państw Członkowskich, któremu przewodniczy przedstawiciel Komisji – Art. 20) po dyskusji i konsultacjach w Grupie Ekspertów ds. Dyrektywy Ptasiej i Siedliskowej (NADEG – Expert Group on the Birds and Habitats Directives). Ma to na celu standaryzację i harmonizację treści sprawozdań w Państwach Członkowskich, aby umożliwić agregację danych krajowych w celu sporządzenia sprawozdania na poziomie UE. Według Dyrektywy Siedliskowej (art. 1e) stan ochrony siedliska przyrodniczego oznacza sumę oddziaływań na siedlisko przyrodnicze oraz na jego typowe gatunki, które mogą mieć wpływ na jego długofalowe naturalne rozmieszczenie, strukturę i funkcje oraz na długoterminowe przetrwanie jego typowych gatunków w obrębie terytorium [...].

Art. 112 ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody umieszcza monitoring przyrody w Państwowym Monitoringu Środowiska (PMŚ). Zgodnie z ustawą monitoring przyrody polega na obserwacji i ocenie stanu oraz zachodzących zmian w składnikach różnorodności biologicznej i krajobrazowej, w tym typów siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania UE, ze szczególnym uwzględnieniem typów siedlisk przyrodniczych i gatunków o znaczeniu priorytetowym, a także na ocenie skuteczności stosowanych metod ochrony przyrody.

By spełnić wymienione wyżej ustawowe cele, zarówno na poziomie krajowym jak i dowolnego mniejszego obszaru, niezbędne jest monitorowanie poszczególnych „składników” siedlisk przyrodniczych (cech siedliska). Dane gromadzone w ramach monitoringu powinny pozwolić na wykrycie zachodzących zmian nie tylko w stanie ochrony siedliska przyrodniczego, ale również zmian w ramach badanych cech tego siedliska. Wymaga to nie tylko znajomości oceny stanu ochrony siedliska w ramach danego wskaźnika, ale przede wszystkim wiedzy o zmianach wartości badanej cechy siedliska w ramach tego wskaźnika, najlepiej wyrażonej w skali ilościowej.

Ponieważ format raportu o stanie siedlisk przyrodniczych, który mają złożyć Państwa Członkowskie, nie jest stały, a jest ustalany każdorazowo na potrzeby danego okresu sprawozdawczego to wymagany przez Komisję Europejską (KE) zakres i jakość danych mogą różnić się (i różnią się) w kolejnych okresach sprawozdawczych. Jest to tym samym przesłanką do tego, by krajowy system monitoringu siedlisk przyrodniczych był wystarczająco elastyczny względem nieznanych oczekiwań w nadchodzących okresach sprawozdawczych. By móc sprostać temu wyzwaniu monitoring powinien priorytetowo traktować pozyskiwanie danych środowiskowych oraz archiwizowanie ich w nieprzetworzonej formie, by możliwe było wyprowadzanie oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego według jak najszerszego wachlarza potencjalnych metod. Tym samym ocena stanu ochrony powinna być końcowym etapem procesu monitorowania siedliska, a etap ten powinien być możliwy w całości do powtórzenia w przyszłości przy zastosowywaniu innych progów waloryzacji badanych cech i sposobów ich agregacji. Do konieczności zmian progów waloryzacji i sposobu agregacji danych może dojść w wyniku obowiązku wdrożenia zaleceń KE lub w wyniku poprawy stanu wiedzy na temat procesów zachodzących w poszczególnych typach siedlisk przyrodniczych.



## 2. Uzasadnienie potrzeby zmian w systemie monitoringu

Podstawowym założeniem monitoringu mającego za zadanie dostarczać wiarygodnych danych o badanym przedmiocie jest jego porównywalność w zakresie zbioru danych. W 2025 roku Polska przedkłada KE trzeci z kolei raport o stanie siedlisk przyrodniczych. Cykl raportowania jest sześćioletni, co wynika z zapisów Dyrektywy Siedliskowej. Aktualnie monitoring leśnych siedlisk przyrodniczych prowadzony jest na podstawie metodyk opublikowanych w podręcznikach metodycznych wydanych przez GIOŚ w latach 2010-2015 (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015). A zatem wynika z tego, że pierwszy cykl monitoringu, a często nawet i drugi, realizowany był na podstawie innej metodyki niż ta obowiązująca w trzecim cyklu monitoringu. Obowiązujące dotychczas metodyki były modyfikowane poprzez kolejne erraty. Koncepcja monitoringu siedlisk przyrodniczych wciąż się rozwija, a definicję poszczególnych siedlisk przyrodniczych nie są precyzyjne, podobnie gatunków typowych, jak i samej struktury i funkcji siedliska. W momencie tworzenia dotychczas obowiązujących metodyk ich autorzy borykali się z problemem niewystarczającego zdefiniowania przedmiotu monitoringu, co następnie potęgowało niepewność co do wyboru właściwego zestawu cech siedliska (wskaźników) mających podlegać badaniom w ramach monitoringu. To w połączeniu z brakiem danych referencyjnych sprawiło, że progi waloryzacji wskaźników mogły być tylko ustalone w oparciu o intuicję i oczekiwania ukształtowane na podstawie często już nieaktualnych danych literaturowych. Należy zaznaczyć, że dotychczasowe metodyki monitoringu siedlisk leśnych zawierają szerokie spektrum wskaźników parametru struktura i funkcje (Gawryś i in. 2021), a zakres badanych cech w ramach wskaźników oraz wartości progowe poszczególnych wskaźników były opiniowane przez wykonawców prac monitoringowych i zamieszczane w wynikach monitoringu, publikowanych na stronie internetowej GIOŚ. Ostatnie 15 lat, w dużej mierze dzięki danym zbieranym w ramach monitoringu PMS pozwala spojrzeć krytycznie na ten aspekt.

Poważnym problemem w czasie planowania systemu monitoringu prowadzonego od 2006 roku był brak dokładnych informacji o lokalizacji poszczególnych płatów siedlisk przyrodniczych w efekcie czego stanowiska monitoringowe były rozmieszczone w sposób subiektywny na podstawie danych literaturowych (często nieaktualnych) z zakresu występowania jednostek fitosocjologicznych. W miarę postępu prac nad kartografią zespołów roślinnych i siedlisk przyrodniczych, w kolejnych cyklach monitoringu starano się uzupełniać sieć monitoringu, czego naturalnym następstwem była wątpliwość, co do porównywalności wyników pomiędzy cyklami. Mimo większej liczby powierzchni monitoringowych, sieć z powodu subiektywizmu ich wyboru wciąż nie dostarcza danych o stanie siedliska, które można uznać za reprezentatywne. W ostatnich 15 latach nastąpił postęp pod tym względem, choć wciąż nie spełnia on oczekiwań stawianych przez KE wobec krajów członkowskich. Nie mniej jednak dokładność danych na temat rozmieszczenia siedlisk zwiększyła się na tyle, że możliwe jest rozmieszczenie powierzchni monitoringowych w sposób obiektywny, umożliwiający analizę statystyczną pozyskiwanych danych.

Między innymi z powodów wymienionych powyżej, dotychczasowe metodyki wymagały jedynie gromadzenia informacji o wartości oceny danego wskaźnika, a nie wartości danej cechy określanej na stanowiskach, np. miąższości martwego drewna. Obligowały one eksperta lokalnego do wykonania oceny poszczególnych wskaźników na stanowisku monitoringowym. Następnie wartości oceny wskaźników były wykorzystywane na dalszych etapach agregacji danych. Prowadziło to do utraty cennych danych źródłowych, dających możliwość analiz statystycznych, w tym chociażby oceny trendu zmian wartości badanej cechy.

Dotychczasowe metodyki mają zastosowanie zarówno na poziomie powierzchni monitoringowej, obszaru Natura 2000 jak i regionu biogeograficznego. Na każdym z tych poziomów ocena stanu ochrony jest wynikiem agregacji ocen wskaźników uzyskiwanych bezpośrednio na powierzchni próbnej. Takie podejście w ograniczeniu zbierania danych do samych ocen nie pozwala na kompleksowe poznanie zakresu i zmienności badanych cech, a przez to na dalszy rozwój monitoringu i doskonalenie waloryzacji wskaźników, która w dużym stopniu została ustalona w sposób ekspercki. Na konieczność uwzględnienia w ocenie stanu ochrony częstości występowania i zmienności badanych cech siedliska zwraca uwagę również KE w wytycznych do monitoringu (DG Environment 2023). A ponieważ zmienność cechy jest zależna od skali, w której jest mierzona, konsekwencją uwzględnienia tej zmienności może być odrębny sposób oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego na poziomie powierzchni monitoringowej, obszaru Natura 2000 i regionu biogeograficznego.



Monitoring powinien przede wszystkim spełniać cele dla jakich został powołany. A określane są one przez KE i zmieniają się w pewnym zakresie z każdym cyklem raportowania. Przede wszystkim dlatego też poziom krajowy monitoringu powinien dostosowywać się do stawianych wobec niego wymagań przez KE. Obecnie wymagane jest raportowanie oceny stanu ochrony siedlisk opartej o 4 parametry (powierzchnia siedliska, zasięg siedliska, struktura i funkcje oraz perspektywy ochrony). W konsekwencji wprowadzanych zmian dane do oceny parametru powierzchnia siedliska i zasięg siedliska muszą być pozyskiwane z innych źródeł niż monitoring PMŚ. Obecne metodyki nie uwzględniają w ogóle parametru zasięg siedliska. Parametr powierzchnia siedliska, choć uwzględniony w krajowych metodykach, nie odpowiada wymaganiom KE. Podobnie jest z parametrem perspektywy ochrony. Do oceny tego parametru nie służą oceny przypisywane stanowiskom w ramach krajowych metodyk, a jedynie odnotowane na stanowisku oddziaływania. Również samej oceny ogólnej stanu ochrony siedliska przyrodniczego, określanej na stanowisku, nie można wykorzystać na potrzeby raportowania do KE. Jest ona wypracowana na podstawie zaleceń KE, a nie krajowych metodyk. Na potrzeby raportowania nie ma konieczności poznania w jakim stanie ochrony jest dany płat siedliska przyrodniczego lub jaki jest udział ocen na powierzchniach monitoringowych, ale konieczna jest natomiast znajomość jaka powierzchnia siedliska jest w „dobrym” i „nie dobrym” stanie ochrony (DG Environment 2023), a o tym nie można wnioskować na podstawie sieci monitoringowej pobranej w sposób subiektywny. W związku z powyższym, dotychczasowa krajowa koncepcja oceny stanu ochrony siedlisk leśnych uległa dezaktualizacji.

Choć Dyrektywa Siedliskowa nie zawiera wprost obowiązku spełnienia wymogu porównywalności raportowanych danych pomiędzy krajami członkowskimi, to śmiało można postawić hipotezę, że oczekują tego państwa członkowskie oraz sama Komisja Europejska. Zwłaszcza w kontekście wdrożenia Nature Restoration Law (NRL). A jak pokazała ekspertyza opracowana na zlecenie GIOŚ (Gawryś i in. 2021) metodyki oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych wybranych krajów UE dostarczają różnych wyników na tych samych stanowiskach, a przyczyną tego jest nie tylko różny zestaw badanych wskaźników i przyjęte wartości progowe służące do waloryzacji wskaźników, a przede wszystkim różne sposoby agregacji danych. Dlatego też KE podjęła kroki w celu wypracowania jednakowych standardów monitoringu, które powinny uwzględniać krajowe systemy monitoringu. Wytyczne do monitoringu siedlisk leśnych zostały przedstawione w opracowaniu Lloret i in. 2025 powstałym w ramach projektu zleconego przez KE „Guidelines for assessing and monitoring the condition of Annex I habitat types of the Directive 92/43/EC” (Contract nr. 09.0201/2022/883379/SER/ENV.D.3). Zbieżność w czasie tych działań umożliwiła zawarcie w niniejszej koncepcji monitoringu leśnych siedlisk przyrodniczych wytycznych KE. Dzięki czemu realizowany według niej monitoring będzie dostarczał danych spełniających oczekiwania Komisji, jak też pozwoli na porównanie otrzymanych wyników z innymi krajami UE, o ile kraje te zaimplementują w swój system monitoringu przedstawione wytyczne.

Na koniec trudno nie wspomnieć o konieczności wprowadzenia zmian, które wynikają z doświadczeń nabytych w ramach realizacji monitoringu według dotychczasowych metodyk. Podstawowym problemem jest wielkość i kształt powierzchni próbnej, którą jest transekt o powierzchni od 20 do 40 arów. Nie jest on trwale oznaczony w terenie, przez co nie ma pewności czy obserwacje powtórzone dokładnie w tym samym miejscu i na tym samym areale, a przez to niemożliwe jest wnioskowanie o zmianach zachodzących na konkretnym stanowisku. Przekłada się to na niepewność, co do porównywalności wyników w kolejnych cyklach monitoringu (Verheyen i in. 2018). Wielkość powierzchni, jak i jej powtarzalna lokalizacja to fundamentalne zasady w obserwacjach monitoringowych, np. inwentaryzacji wielkoobszarowej będącej podstawą określania zmian w zasobach leśnych (Tomppo i in. 2010).

Stosunkowo duży areal transektu, powoduje, że wykonywanie pełnego zakresu obserwacji i pomiarów jest bardzo pracochłonne, często w praktyce wręcz niemożliwe do wykonania przez jedną osobę, a przede wszystkim obarczone dużym błędem pierwszego rodzaju, choćby w zakresie stwierdzenia występowania pojedynczych osobników gatunków roślin. Akceptując taki stan rzeczy, jesteśmy jednocześnie zmuszeni przyjąć, że tak otrzymywane wyniki obarczone są błędem o nieznannej wielkości. Bywa, że w płatach siedliska pozostających z natury rzeczy w mozaice z innymi typami, np. łęgi (91E0 i 91F0) i grądy (9160 i 9170), jedliny (91P0) z buczynami (9110, 9130), wyznaczony transekt obejmuje nie tylko jedno siedlisko przyrodnicze, ale też często roślinność nie będącą siedliskiem przyrodniczym (np. bory suche 91T0 z borami świeżymi – np. *Peucedano-Pinetum*, *Leucobryo-Pinetum*). Jeśli transekt ograniczymy pod względem powierzchni, aby mógł reprezentować płat danego siedliska przyrodniczego, to otrzymamy wyniki z powierzchni mniejszej niż wymagana w założeniach. Ponieważ wraz ze zmianą wielkości powierzchni próbnej zmienia się prawdopodobieństwo



wystąpienia na niej badanej cechy siedliska, skutkuje to tym, że prawdopodobieństwo wystąpienia danej cechy pomiędzy powierzchniami jest nierówne, a bezpośrednie zastosowanie w waloryzacji badanych cech wartości progowych opracowanych dla konkretnej powierzchni np. 40 arów jest nieuzasadnione. Dlatego zważywszy na powyższe, pomiary i obserwacje powinny być wykonywane na mniejszej powierzchni o znanych granicach i trwale oznaczonej w terenie. Wielkość powierzchni próbnej powinna być dostosowana do stopnia szczegółowości obserwacji i możliwości percepcyjnych wykonawcy, zarówno w kontekście określenia granic powierzchni, jak też rzetelnego wykonania prac. Powinna ona również w jak największym stopniu być dostosowana do naturalnej wielkości płatów niektórych siedlisk przyrodniczych, często zajmujących zaledwie kilka arów. W tym przypadku zbyt duży areal powierzchni próbnej powoduje, że reprezentuje ona nie tylko siedlisko przyrodnicze, ale i jego otoczenie.

Ważnym aspektem jest również ograniczenie pracochłonności, zarówno na powierzchni próbnej, co jednocześnie poprawia jakość zbieranych danych, jak i poziomie regionu biogeograficznego. Obecnie liczba powierzchni próbnych jest ze statystycznego punktu widzenia często wystarczająca i pozwala wnioskować o obserwowanych zmianach z ogólnie przyjętym przedziałem ufności na poziomie 95% i marginesem błędów nie przekraczającym 10%, a w wielu przypadkach jest ona dużo większa od wymaganej. Jednakże jeśli powierzchnie te nie zostały rozmieszczone w sposób losowy to nie można mówić o błędzie statystycznym, czy też przedziale ufności analizowanej cechy. Dlatego też zmiana sposobu rozmieszczenia powierzchni próbnych pozwoli na poprawę jakości danych bez zmiany liczby powierzchni próbnych oraz na ich analizę statystyczną. Ograniczenie arealu powierzchni próbnej i jej trwałe oznaczenie skutkować będzie poprawą jakości danych. Niniejsza metodyka ogranicza liczbę obserwacji i zwalnia obserwatora z obowiązku oceny wskaźników i parametrów na powierzchni próbnej. Praca obserwatora sprowadza się w gruncie rzeczy do wykonania zdjęcia fitosocjologicznego, pomiaru martwego drewna i zliczenia mikrosiedlisk drzewnych na powierzchni dziesięciokrotnie mniejszej niż dotychczas. Zmniejszeniu uległa również liczba wykonywanych na stanowisku monitoringowych zdjęć fitosocjologicznych z 3 do 1. Zdjęcia te były dotychczas wykonywane, ale informacje w nich zawarte nie były w praktyce wykorzystywane do oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego. W kontekście ograniczenia pracochłonności, należy również wspomnieć o możliwości wykorzystania danych z innych źródeł, jak chociażby Wielkoobszarowa Inwentaryzacja Stanu Lasu (WISL) czy Bank Danych o Lasach (BDL) w celu ograniczenia pracochłonności na etapie planowania sieci powierzchni próbnych, jak i pozyskiwania danych monitoringowych. Możliwość wykorzystania reprezentatywnych i sprawdzonych danych WISL jest również ważną przesłanką do wprowadzenia zmian w systemie monitoringu leśnych siedlisk przyrodniczych.



### 3. Przedmiot monitoringu

Przedmiotem monitoringu jest typ siedliska przyrodniczego na określonym obszarze. Ocena stanu ochrony siedliska przyrodniczego na potrzeby raportu do KE wykonywana jest w skali regionu biogeograficznego, w którym występuje dane siedlisko w danym Państwie Członkowskim. Metodyka może zostać również wykorzystana do oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego w granicach obszaru Natura 2000.

Niniejsza metodyka przeznaczona jest do zastosowania w ocenie stanu ochrony 17 typów leśnych siedlisk przyrodniczych (9110, 9130, 9140, 9150, 9160, 9170, 9180, 9190, 91D0, 91E0, 91F0, 91I0, 91P0, 91Q0, 91T0, 9410, 9420), siedliska 2180 (Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich) zaliczonego do grupy siedlisk morskich i nadmorskich oraz olsów (91XX) niebędących siedliskiem przyrodniczym. Krótka charakterystyka poszczególnych typów siedlisk znajduje się w Załączniku nr 4, natomiast ich szczegółowy opis w opracowaniach: Herbich 2004a, Herbich 2004b, Mróz 2010, Mróz 2012a, Mróz 2012b, Mróz 2015, Korzeniak i in. 2025.

Typ siedliska przyrodniczego jest jednostką klasyfikacyjną nierzeczywistą, abstrakcyjną. Podobnie, jak zespoły roślinne będące jego identyfikatorami, istnieje on tylko i wyłącznie w wymiarze teoretycznym. Typ siedliska nie odpowiada żadnemu konkretnemu płatowi w terenie. Jest pojęciem uogólnionym, utworzonym na podstawie rzeczywistych płatów zbiorowisk roślinnych poprzez identyfikację wspólnych, kluczowych cech, z pominięciem szczegółów i cech indywidualnych. Rzeczywiste płaty roślinności mogą zatem być klasyfikowane do poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych poprzez ocenę ich podobieństwa do opisanego wzorca. W konsekwencji czego indywidualne wyobrażenia danego typu siedliska przyrodniczego, zwłaszcza leśnego, mogą znacznie odbiegać od siebie i być bardziej zróżnicowane niż wyobrażenia na temat konkretnego przedmiotu, rośliny czy zwierzęcia. Wyłącznie na podstawie informacji, że w danym miejscu występuje „typ siedliska 9160” nie jest możliwe podanie rzędu wielkości tego płatu, jego kształtu, składu gatunkowego, wieku itp. Z tego też powodu zaklasyfikowanie konkretnego płatu roślinności do jakiegoś typu może być w niektórych przypadkach nieoczywiste i obarczone subiektywizmem. Ponadto granice płatu roślinności będącego w danym typie są często naturalnie nieostre. Oceniając stan siedlisk przyrodniczych należy być świadomym indywidualnej zmienności pojedynczych płatów siedliska oraz nie oczekiwać występowania w każdym płacie wszystkich elementów typowych dla danego siedliska.



## 4. Ogólna koncepcja monitoringu

W ramach monitoringu wyróżniono trzy etapy prac. **Etap pierwszy** obejmuje projektowanie, a w kolejnym cyklu monitoringu, aktualizację sieci monitoringowej. Swym zakresem obejmuje on przygotowanie aktualnych danych przestrzennych, rozpoznanie zasobów siedliska, określenie oczekiwań względem wiarygodności statystycznej planowanych do pozyskania danych, określenie minimalnej liczebności próby i rozmieszczenie powierzchni monitoringu (por. Rozdział 5).

**Etap drugi** obejmuje zbiór danych na powierzchniach monitoringu (Tab. 1). Zakończeniem tego etapu jest budowa i przekazanie zamawiającemu bazy zebranych na powierzchniach monitoringowych danych oraz kontrola jakości wykonanych prac przed ich odebraniem.

Tabela 1. Zakres zadań i czynności w ramach etapu 2 prac monitoringowych

Zadanie	Czynność	Opis w rozdziale:
Prace terenowe	Lokalizacja powierzchni próbnych	6.2
	Weryfikacja obecności siedliska	6.3
	Opis powierzchni monitoringowej	6.4
	Trwałe oznaczenie powierzchni w terenie	6.5
	Wykonanie zdjęcia fitosocjologicznego	6.6
	Zliczanie mikrosiedlisk drzewnych	6.7
	Pomiar martwego drewna	6.8
	Odnotowanie oddziaływań	6.9
Budowa bazy danych	Utworzenie bazy zawierającej zebrane na powierzchniach monitoringowych dane	6.4 i 6.5-6.9
Kontrola jakości prac	Kontrola prac terenowych	6.10

**Etap trzeci** obejmują z kolei analizę zebranych danych mającą na celu określenie ogólnego stanu ochrony monitorowanych siedlisk przyrodniczych poprzez waloryzację uzyskanych wartości zmiennych środowiskowych w ramach poszczególnych wskaźników i parametrów (por. Rozdział 7).

Poprzez rozdzielenie tych etapów uzyskujemy bazę danych środowiskowych, na podstawie której możemy dokonać oceny stanu siedliska przyrodniczego w dowolnym terminie i z użyciem różnych zestawów wskaźników i parametrów oraz różnych wartości progowych.

Na poziomie obszaru Natura 2000 prace dotyczące wszystkich etapów mogą być wykonywane w ramach jednego zlecenia. Natomiast nie ma takiej konieczności w przypadku prac na poziomie regionu biogeograficznego. Etap drugi polegający na zbieraniu danych w poszczególnych typach siedlisk przyrodniczych może być samodzielnym zadaniem realizowanym stopniowo w przeciągu 6 lat cyklu monitoringowego. Natomiast etap polegający na waloryzacji zgromadzonych danych i przygotowaniu raportu o stanie siedlisk przyrodniczych może stanowić odrębne zlecenie, wykonane po zakończeniu całości prac monitoringowych.

Państwa Członkowskie UE zobowiązane są, w ramach Dyrektywy Siedliskowej, do składania raportu KE o stanie ochrony siedlisk przyrodniczych co 6 lat. W tym okresie powinny zostać wykonane prace na stanowiskach monitoringowych przynajmniej raz w obrębie każdego typu siedliska przyrodniczego wymagającego złożenia



raportu do KE w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym. Prace terenowe w obrębie każdego siedliska powinny być zrealizowane w okresie nie dłuższym niż dwa kolejne lata, przy czym zaleca się, aby – o ile to możliwe – całość prac wykonano w jednym roku kalendarzowym.

Odstęp czasu wyrażony w latach, jaki upłynął od rozpoczęcia prac terenowych w obrębie danego siedliska przyrodniczego na poziomie regionu biogeograficznego powinien być równy z odchyleniem do 1 roku w kolejnych cyklach monitoringu.

Powyżej sformułowane zalecenia dla regionu biogeograficznego należy potraktować jedynie jako wskazówki do określenia częstotliwości obserwacji na poziomie obszaru Natura 2000, od których możliwe są odstępstwa podyktowane lokalną specyfiką siedlisk, uwarunkowaniami prawnymi, dostępnością środków itp.



## 5. Sieć monitoringu

*Rozdział dotyczy projektowania sieci monitoringu zarówno na poziomie regionu biogeograficznego jak i obszaru Natura 2000*

System monitoringu musi bazować na aktualnych danych, na podstawie których będzie możliwa nie tylko ocena stanu ochrony siedliska przyrodniczego, ale także ocena jego elementów składowych wyrażonych wskaźnikami i parametrami.

Kompletna inwentaryzacja zasobów siedliska przyrodniczego dostarcza najdokładniejszych danych o jego stanie ochrony, jak i zajmowanej powierzchni. W praktyce, przez wzgląd na czasochłonność prac, uwzględnienie wszystkich płatów siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym jest możliwe tylko w przypadku typów siedlisk charakteryzujących się stosunkowo niewielkim arealem (91Q0 – górskie reliktywne lasy sosnowe, 9420 – górski bór limbowo-świerkowy). W przypadku siedlisk o dużym areale byłoby to niezwykle czasochłonne, a uzyskane wyniki nie odbiegałyby od tych zebranych na podstawie prawidłowo pobranej próby statystycznej ponad zakładany poziom niepewności. Statystyczny pobór próby, będący podstawą metody statystycznej, wymaga, by powierzchnie próbne były rozmieszczone w sposób losowy, czyli zapewniający takie samo prawdopodobieństwo zaliczenia do próby każdemu elementowi populacji. Jest to podstawowe założenie stosowania wnioskowania statystycznego. Tym samym niespełnienie tego założenia i rezygnacja z losowego poboru próby wyklucza możliwość stosowania rachunku prawdopodobieństwa i klasycznego wnioskowania statystycznego. W takiej sytuacji nie ma możliwości poznania błędu pomiędzy wartością statystyk z próby, a prawdziwą wartością szacowanego parametru populacji. W konsekwencji czego nie można stwierdzić czy otrzymane wyniki i sformułowane wnioski dotyczą całej populacji. Metoda opierająca się na danych zebranych z powierzchni lokalizowanych na podstawie opinii eksperta jest najbardziej kontrowersyjna przez wzgląd na jej subiektywność. Dane zebrane na powierzchniach wyznaczonych w ten sposób nie powinny być analizowane statystycznie, ponieważ nie wiadomo w jakim stopniu reprezentują rzeczywiste zasoby siedliska (Kershaw 1973, Mueller-Dombois i Ellenberg 1974, Diekmann i in. 2007).

Mając na uwadze powyższe, najlepszym rozwiązaniem pozyskiwania aktualnych i reprezentatywnych danych o stanie siedlisk przyrodniczych jest sieć powierzchni monitoringu oparta o statystyczny pobór próby, podobnie jak sieć inwentaryzacji leśnych (Tomppo i in. 2010), czy monitoringu lasów w Europie (Canullo i in. 2020).

### 5.1. Areal i kształt powierzchni próbnej

Prace monitoringowe należy prowadzić na powierzchniach kołowych o areale 400 m<sup>2</sup> i promieniu 11,28 m. Powierzchnie o takim samym areale wykorzystywane są m.in. do inwentaryzacji żywych drzew i krzewów w ramach Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu (WISL) – Jabłoński i in. (2020). Areal ten spełnia założenia Europejskiej Sieci Monitoringu Lasów ICP-Forests odnośnie monitoringu różnorodności biologicznej (Canullo i in. 2020). Powierzchnie o tym samym areale były wykorzystywane w ramach projektu demonstracyjnego BioSoil Forest Biodiversity (Czerepko i in. 2008) oraz w ramach inwentaryzacji Puszczy Białowieskiej (Matuszkiewicz i Tabor 2023) i lasów podkarpacia (Grodzki i in. 2018). Obserwacje powinny być prowadzone tylko i wyłącznie w granicach powierzchni próbnej o stałym areale – 400 m<sup>2</sup>.

### 5.2. Wiarygodność danych a liczba powierzchni próbnych

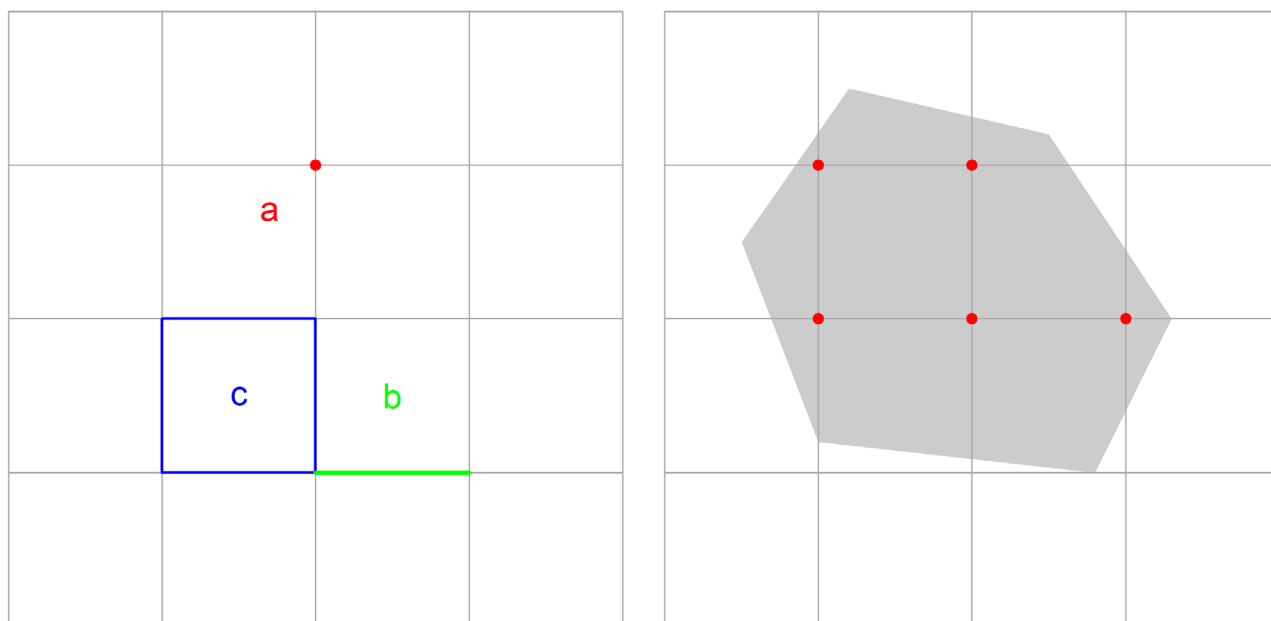
#### 5.2.1. Założenia

Przed przystąpieniem do wyznaczenia sieci monitoringowej konieczne jest zdefiniowanie czym jest w przypadku siedlisk przyrodniczych populacja i z jakich elementów się ona składa. Populacją w tym przypadku jest cały areal siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym na terenie kraju lub w granicach obszaru Natura 2000.





To co jest pojedynczym elementem populacji, czyli jednostką statystyczną, jest kwestią nieoczywistą. W pierwszej kolejności na myśl przychodzi jednorodny płat roślinności w myśl koncepcji Braun-Blanqueta (1964). Jednakże tak zdefiniowane elementy populacji zazwyczaj różnią się nawet rzędem wielkości pod względem areалу, przez co informacje charakteryzujące płaty siedliska o różnej wielkości różnią się poziomem uogólnienia. W praktyce zachowanie tej samej szczegółowości obserwacji pomiędzy skrajnie różnymi pod względem areалу płatami okazałoby się niemożliwe. W przypadku występowania płatów siedliska o zbliżonej powierzchni mogłaby to być liczba płatów tego siedliska. Jednakże jest to sytuacja raczej rzadko spotykana. Dlatego też za podstawowy element populacji należy uznać znormalizowany pod względem powierzchni fragment siedliska (por. Distiller-Dombois i Ellenberg 1974). Areal tego fragmentu powinien być na tyle duży, aby w jak największym stopniu reprezentował bogactwo gatunkowe zbiorowisk leśnych. Odległość pomiędzy powierzchniami powinna być jednocześnie na tyle duża by warunki panujące na jednej powierzchni nie wpływały bezpośrednio na wyniki z sąsiedniej powierzchni na przykład poprzez ocienienie powierzchni sąsiedniej, dostępność nasion itp. Dlatego też szerokość buforu powinna być nie mniejsza niż wysokość dojrzałego drzewostanu, czyli około 30 m (por. DGLP 2012). Warunek zachowania regularnych odstępów pomiędzy powierzchniami spełnia siatka kwadratów (Ryc. 1). Ten sposób zapewnia równe prawdopodobieństwo dostania się do próby każdej jednostce statystycznej (Cochran 1963). Powierzchnie próbne w takim przypadku lokalizowane są w punktach, w których linie pionowe siatki przecinają się z jej liniami poziomymi. Uwzględniając bufor pomiędzy powierzchniami, odpowiadający jednej wysokości drzewostanu i rozmieszczając powierzchnie próbne na planie regularnej siatki kwadratów, najmniejszy odstęp pomiędzy środkami powierzchni próbnych powinien wynosić 52,56 m (11,28 m + 30 m + 11,28 m). W celu zintegrowania monitoringu siedlisk przyrodniczych z prowadzonym równolegle monitoringiem stanu lasu, zasadne jest oparcie sieci monitoringu siedlisk przyrodniczych o układ powierzchni WISL będącej częścią sieci powierzchni obserwacyjnych ICP Forest o zasięgu europejskim. Współrzędne tej sieci podano w Official Journal of the European Communities Nr. L 161/1 z dnia 22 czerwca 1987 r. Powierzchnie WISL rozmieszczone są przy użyciu siatki kwadratów o boku 4 km (Jabłoński i in. 2020), która zagnieżdżona jest w sieci ICP Forest mającej boki kwadratów o długości 16 km. Zagęszczając sieć WISL poprzez stopniowe zmniejszanie o połowę długość jej boków (najpierw do 2 km, następnie do 1 km itd.) możemy uzyskać odcinek długości 62,5 m. Odcinek ten spełnia warunek minimalnego odstępu między środkami powierzchni próbnych i jest jednocześnie najkrótszym odcinkiem, którego wielokrotność wpisuje się w sieć WISL.



**Ryc 1. Z lewej strony schemat siatki kwadratów, a – węzeł siatki (miejsce przecięcia się linii siatki), b – bok siatki (odległość między sąsiednimi węzłami siatki), c – pole siatki (przestrzeń ograniczona 4 odcinkami siatki). Z prawej strony wskazane węzły siatki (czerwone punkty) do prac terenowych po nałożeniu siatki na płat siedliska przyrodniczego pomniejszonego o bufor szerokości 15 m (szary poligon)**



Zatem przy użyciu sieci o boku 62,5 m jedna powierzchnia monitoringowa wraz z buforem zajmowałaby obszar w przybliżeniu równy 0,3906 ha ( $62,5 \text{ m} \times 62,5 \text{ m} = 3906,25 \text{ m}^2 \sim 0,3906 \text{ ha}$ ), a cała populacja miałaby wielkość równą powierzchni siedliska przyrodniczego w obszarze wyrażonej w hektarach i podzielonej przez 0,3906 ha. Populacją jest dalej ten sam areał siedliska, ale wyrażony w innej jednostce równej areałowi jednej powierzchni próbnej i jej strefy buforowej, będącej pojedynczym elementem populacji (jednostką statyczną).

### 5.2.2. Wstępne określenie minimalnej liczebności próby

W przypadku zastosowania metody statystycznej pobierana próba według zaleceń do monitoringu siedlisk leśnych opracowanych przez Lloret i in. 2025 na zlecenie KE w ramach projektu „Guidelines for assessing and monitoring the condition of Annex I habitat types of the Directive 92/43/EC” (Contract nr. 09.0201/2022/883379/SER/ENV.D.3) powinna uwzględniać następujące aspekty:

1. Heterogeniczność siedliska. Stanowiska monitoringowe powinny reprezentować w pełni naturalne zróżnicowanie danego typu siedliska przyrodniczego względem gradientów środowiskowych (żywność, wysokość nad poziomem morza itp.), jak i względem wpływu działalności człowieka, włączając w sieć monitoringową również płaty siedlisk położone poza obszarami Natura 2000.
2. Zróżnicowanie przestrzenne siedliska. Stanowiska monitoringowe powinny być rozmieszczone, tak by można było uchwycić różnice regionalne.
3. Wiarygodność analiz statystycznych. Liczebność próby powinna pozwolić na stwierdzenie zmian stanu siedliska z określonym poziomem ufności.

Spełnienie pierwszych dwóch punktów umożliwia wykorzystanie metody statystycznej poboru próby. By planowana sieć monitoringowa spełniała założenie wiarygodności statystycznej tj. minimalizowała błędy a jednocześnie reprezentowała populację konieczne jest określenie oczekiwanej precyzji otrzymywanych wyników. Wymaga to określenia poziomu ufności (współczynnika ufności) oraz dopuszczalnego marginesu błędów. Współczynnik ufności informuje nas z jakim prawdopodobieństwem badany parametr populacji (rzeczywista wielkość badanej cechy) mieści się w uzyskanym przedziale ufności (najczęściej przyjmowany poziom ufności w badaniach przyrodniczych wynosi 95%). Natomiast margines błędów jest miarą zakresu, w którym szacowany parametr populacji będzie się zawierał (na przykład  $\pm 10\%$  od uzyskanej średniej). Przedział określony wartością marginesu błędów powyżej i poniżej oszacowania parametru populacji nazywany jest przedziałem ufności. Wzrost wiarygodności statystycznej związany jest ze wzrostem liczebności próby. Zakładając arbitralnie (ważąc wymaganą czasochłonność na zebranie danych oraz jej wpływ na poprawę jakości wnioskowania) wartość poziomu ufności (95%) i marginesu błędów (10%) możliwe jest (po spełnieniu dodatkowych warunków) obliczenie minimalnej liczebności próby. Zastosowanie w badaniu tak określonej liczebności próby pozwoli założyć, że dowolna liczba z przedziału  $\pm 10\%$  od otrzymanej wartości średniej nie różni się od rzeczywistej średniej dla populacji z prawdopodobieństwem 95%, a tym samym w 5% przypadków średnia z populacji położona jest poza zakładanym przedziałem ufności (por. Łomnicki 2006).

Ponieważ zmienność badanych cech w ramach monitoringu wciąż jest niewystarczająco poznana (m.in. w wyniku braku danych zebranych przy użyciu metody statystycznej), do obliczenia minimalnej liczebności próby należy użyć wzoru Cochra (Cochran 1963). Dla dużych populacji przyjmuje on postać:

$$n_o = \frac{Z^2 \times p \times (1 - p)}{E^2}$$

gdzie:

$n_o$  – wielkość próby dla dużych populacji

$Z$  – wartość statystyki  $Z$  dla obranego poziomu ufności (dla 95% jest to 1,96)

$p$  – szacowana proporcja populacji (należy użyć  $p = 0,5$ , jeśli jest nieznana, aby zmaksymalizować zmienność)

$E$  – margines błędów lub dopuszczalna różnica między średnią z próby a średnią z populacji (wartość z zakresu 0-1)



Dla najczęściej przyjmowanego w badaniach przyrodniczych progu ufności na poziomie 95% i 10% marginesu błędu, minimalna liczebność próby dla dużych populacji wynosi 96 powierzchni próbnych (Tab. 2). Liczba ta powinna być poddana ewentualnej korekcie po określeniu wielkości populacji (Rozdział 5.2.3). W przypadkach uzasadnionych względami praktycznymi możliwe jest obranie innych wartości progu ufności i marginesu błędu.

Tabela 2. Minimalna liczebność próby dla **dużych populacji** obliczona na podstawie wzoru Cochra na podstawie wzoru Cochra dla różnych wartości statystyki Z oraz marginesu błędu przy szacowanej proporcji populacji  $p = 0,5$

Margines błędu (E)	Poziom ufności / wartość statystyki Z									
	0,9	0,91	0,92	0,93	0,94	0,95	0,96	0,97	0,98	0,99
	1,6449	1,6954	1,7507	1,8119	1,8808	1,9599	2,0537	2,1701	2,3263	2,5758
0,01	6764	7186	7662	8207	8844	9603	10544	11773	13529	16587
0,02	1691	1796	1916	2052	2211	2401	2636	2943	3382	4147
0,03	752	798	851	912	983	1067	1172	1308	1503	1843
0,04	423	449	479	513	553	600	659	736	846	1037
0,05	271	287	306	328	354	384	422	471	541	663
0,06	188	200	213	228	246	267	293	327	376	461
0,07	138	147	156	167	180	196	215	240	276	339
0,08	106	112	120	128	138	150	165	184	211	259
0,09	84	89	95	101	109	119	130	145	167	205
0,10	68	72	77	82	88	96	105	118	135	166
0,11	56	59	63	68	73	79	87	97	112	137
0,12	47	50	53	57	61	67	73	82	94	115
0,13	40	43	45	49	52	57	62	70	80	98
0,14	35	37	39	42	45	49	54	60	69	85
0,15	30	32	34	36	39	43	47	52	60	74
0,16	26	28	30	32	35	38	41	46	53	65
0,17	23	25	27	28	31	33	36	41	47	57
0,18	21	22	24	25	27	30	33	36	42	51
0,19	19	20	21	23	24	27	29	33	37	46
0,20	17	18	19	21	22	24	26	29	34	41
0,21	15	16	17	19	20	22	24	27	31	38
0,22	14	15	16	17	18	20	22	24	28	34
0,23	13	14	14	16	17	18	20	22	26	31
0,24	12	12	13	14	15	17	18	20	23	29
0,25	11	11	12	13	14	15	17	19	22	27

### 5.2.3. Określenie wielkości populacji

Po ustaleniu rozmiaru wielkości jednostki statystycznej możemy określić wielkość (liczebność) populacji. W tym celu należy podzielić areał danego typu siedliska wyrażony w hektarach przez powierzchnię pojedynczego elementu populacji (0,3906 ha).



Na poziomie regionu biogeograficznego za wielkość powierzchni siedliska można przyjąć areał siedliska podany w ostatnim raporcie do KE. W przypadku podania w raporcie przedziału dla wartości powierzchni siedliska w obliczeniach należy wykorzystać dolny zakres przedziału.

W przypadku obszarów Natura 2000 za powierzchnie siedliska można uznać sumę powierzchni skartowanych płatów danego typu siedliska przyrodniczego w granicach tego obszaru. Do tego celu należy wykorzystać aktualne i niebudzące wątpliwości dane przestrzenne.

W praktyce wyznacznikiem wielkości populacji będzie dokładność rozpoznania powierzchni siedliska, a więc wielkości populacji. Populacje powinny być uznawane za duże jeśli nie ma pewności lub w praktyce nie jest możliwe skartowanie wszystkich płatów siedliska w których **aktualnie** ono występuje. Populacja mała charakteryzuje się tym, że udział niezbędnej liczebności próby przekracza 5% liczebności tej populacji (PQStat Software 2023).

**W celu sprawdzenia czy mamy do czynienia z małą populacją należy podzielić odczytaną z Tabeli 2 minimalną liczebność próby dla wybranego progno ufnosci i marginesu błędu, a następnie podzielić ją przez liczebność populacji i pomnożyć przez 100.** Jeśli otrzymana wartość jest większa od 5 należy uznać, że mamy do czynienia z małą populacją.

W przypadku przyjęcia progno ufnosci na poziomie 95% i 10% marginesu błędu co daje (na podstawie odczytu z Tabeli 2) minimalną liczebność próby na poziomie 96 powierzchni próbnych, populacja danego typu siedliska przyrodniczego będzie uznawana za małą jeśli jej areał nie jest większy niż 750 hektarów czyli 7,5 km<sup>2</sup>. Areał 750 ha jest równoznaczny z liczebnością populacji na poziomie 1920 jednostek statystycznych o areale 0,3906 ha, a zatem populacje o liczebności mniejszej niż 1921 jednostek statystycznych powinny być uznawane za małe. Powyższe wielkości progno są takie same zarówno dla obszaru Natura 2000 jak i regionu biogeograficznego.

#### 5.2.4. Minimalna liczebność próby dla dużych populacji

W przypadku typów siedlisk zaliczonych na badanym obszarze Natura 2000 / regionie biogeograficznym do dużych populacji, czyli takich siedlisk, których areał w badanym obszarze / regionie przekracza 7,5 km<sup>2</sup> (1920 jednostek statystycznych o areale 0,3906 ha – patrz założenia w rozdziale 5.2.1) minimalną liczebność próby należy odczytać z Tabeli 2 uwzględniając przyjęty poziom ufnosci i margines błędu. **Dla najczęściej przyjmowanego w badaniach przyrodniczych poziomu ufnosci 95% oraz marginesu błędu 10%, minimalna liczebność próby w przypadku dużych populacji wynosi 96 powierzchni próbnych.**

#### 5.2.5. Minimalna liczebność próby dla małych populacji

W przypadku typów siedlisk zaliczonych na badanym obszarze Natura 2000 / regionie biogeograficznym do małych populacji, czyli takich siedlisk, których areał w badanym obszarze / regionie nie przekracza 7,5 km<sup>2</sup> (1920 jednostek statystycznych o areale 0,3906 ha – patrz założenia w rozdziale 5.2.1) minimalną liczebność próby należy odczytać z Tabeli 3 uwzględniając przyjęty poziom ufnosci i margines błędu, a następnie skorygować odczytaną wartość według wzoru dla populacji skończonej:

$$n_{adj} = \frac{n_o}{1 + \frac{n_o - 1}{N}}$$

gdzie:

$n_{adj}$  – wielkość próby po korekcie dla małych populacji skończonych

$n_o$  – wielkość próby dla dużych populacji (wartość przed korektą)

$N$  – wielkość populacji



Tabela 3. Skorygowana wartość minimalnej liczebności próby ( $N_{adj}$ ) dla różnych liczebności małych populacji ( $N$ ) i minimalnej liczebności próby przed korektą ( $N_0$ ) wynoszącej 96 powierzchni

$N$	$n_{adj}$	$N$	$n_{adj}$	$N$	$n_{adj}$	$N$	$n_{adj}$
1	1	35	26	69	41	146-151	59
2	2	36	27	70	41	152-158	60
3	3	37	27	71	42	159-165	61
4	4	38	28	72	42	166-173	62
5	5	39	28	73	42	174-181	63
6	6	40	29	74	43	182-190	64
7	7	41	29	75	43	191-199	65
8	8	42	30	76	43	200-209	66
9	9	43	30	77	43	210-219	67
10	10	44	31	78	44	220-230	68
11	10	45	31	79	44	231-242	69
12	11	46	32	80	44	243-255	70
13	12	47	32	81	45	256-269	71
14	13	48	33	82	45	270-285	72
15	14	49	33	83	45	286-301	73
16	14	50	34	84	46	302-319	74
17	15	51	34	85	46	320-339	75
18	16	52	34	86	46	340-360	76
19	16	53	35	87	46	361-385	77
20	17	54	35	88	47	386-411	78
21	18	55	36	89	47	412-441	79
22	19	56	36	90	47	442-475	80
23	19	57	36	91	47	476-513	81
24	20	58	37	92-95	48	514-556	82
25	20	59	37	96-99	49	557-606	83
26	21	60	38	100-103	50	607-665	84
27	22	61	38	104-107	51	666-734	85
28	22	62	38	108-112	52	735-817	86
29	23	63	39	113-117	53	818-918	87
30	24	64	39	118-122	54	919-1045	88
31	24	65	39	123-127	55	1046-1207	89
32	25	66	40	128-133	56	1208-1425	90
33	25	67	40	134-138	57	1426-1729	91
34	26	68	41	139-145	58	1730-1920	92



### 5.3. Projektowanie sieci w obszarze Natura 2000

Powierzchnie próbne w obszarach Natura 2000 powinny być typowane przy użyciu warstwy przestrzennej zawierającej aktualne rozmieszczenie płatów siedliska w obszarze i siatek kwadratów o długości boku 2 km, 1 km, 500 m, 250 m, 125 m lub 62,5 m (por. Ryc 1). Na zewnętrzne granice płatów siedliska przyrodniczego należy założyć po wewnętrznej stronie płatu bufor szerokości 15 m, by zminimalizować ryzyko lokalizacji powierzchni w strefach przejścia pomiędzy siedliskami.

Sieć monitoringowa powinna być jednorodna dla wszystkich obszarów Natura 2000. Dlatego też we wszystkich obszarach Natura 2000 powinna być stosowana regularna siatka kwadratów udostępniana przez GIOŚ. Rozdzielczość siatki należy dobrać w taki sposób, aby liczba powierzchni próbnych wskazanych przez węzły siatki przekraczała o 50% minimalną wymaganą liczebność próby, z wyjątkiem siatki o boku 62,5 m.

Procedurę należy rozpocząć od siatki o boku 2 km, a w przypadku braku wystarczającej liczby powierzchni próbnych – stosować kolejno siatki o boku 1 km, 500 m, 125 m i 62,5 m. Jeżeli zastosowanie siatki o boku 62,5 m nie pozwala na osiągnięcie wymaganej liczebności próby, powierzchnie próbne należy wyznaczać w centralnej części płatów siedliska znajdujących się w obrębie kwadratów siatki (62,5 × 62,5 m), zachowując odległość co najmniej 62,5 m między powierzchniami.

Każdej z wytypowanych powierzchni powinien zostać przypisany losowo numer (losowanie bez zwracania przy użyciu generatora liczb losowych). Do prac monitoringowych należy wyznaczyć te powierzchnie, których numer nadany w trakcie losowania jest mniejszy bądź równy od określonej liczebności próby dla danego siedliska w obszarze Natura 2000. Pozostałe powierzchnie stanowią pulę powierzchni rezerwowych. W przypadku stwierdzenia braku siedliska przyrodniczego na wyznaczonej do monitoringu powierzchni, należy ją zastąpić poprzez dobranie w jej miejsce powierzchni rezerwowej. Kolejność dobierania powierzchni rezerwowych powinna być zgodna z rosnącą kolejnością numerów nadanych powierzchniom w trakcie losowania.

W przypadku lokalizowania powierzchni próbnych w polach sieci kwadratów o boku 62,5 m, dopuszcza się uwzględnienie poza kolejnością dotychczasowych stanowisk monitoringowych jeśli takie istnieją w danym obszarze Natura 2000.

Ponieważ areał siedliska i rozmieszczenie płatów siedliska może ulec zmianie pomiędzy cyklami monitoringu, to w kolejnym cyklu monitoringu należy ponownie, w oparciu o aktualne dane, wyznaczyć minimalną liczebność próby i ponownie wytypować rozmieszczenie powierzchni próbnych. Do monitoringu należy wyznaczyć w pierwszej kolejności powierzchnie pozytywnie zweryfikowane i monitorowane w poprzednim cyklu zgodnie z ich kolejnością na podstawie numeru losowo nadanego w poprzednim cyklu. Jeżeli areał siedliska ulegnie zmniejszeniu możliwe jest, że nie będzie potrzeby monitorowania wszystkich powierzchni z poprzedniego cyklu (nie będą monitorowane powierzchnie począwszy od powierzchni z najwyższym numerem w poprzednim cyklu). Jeżeli areał siedliska zwiększy się, najprawdopodobniej próba ulegnie również zwiększeniu. W tym celu pozostałym powierzchniom, które nie były monitorowane w poprzednim cyklu należy przypisać losowo wygenerowany numer (losowanie bez zwracania), zaczynając numerację od wartości większej o 1 od największego numeru powierzchni spośród powierzchni monitorowanych w poprzednim cyklu. Do prac monitoringowych należy wyznaczyć te powierzchnie, których aktualnie losowo wygenerowany numer jest mniejszy bądź równy od minimalnej liczebności próby obliczonej dla danego siedliska w Obszarze Natura 2000. Pozostałe powierzchnie stanowią pulę powierzchni rezerwowych. W przypadku stwierdzenia braku siedliska przyrodniczego na wyznaczonej do monitoringu powierzchni, powinna być ona zastąpiona przez powierzchnię z najmniejszym numerem nadanym w trakcie losowania spośród powierzchni będących w puli powierzchni rezerwowych.

### 5.4. Projektowanie sieci w regionie biogeograficznym

W skali regionu biogeograficznego punktem wyjścia do założenia sieci monitoringowej stanu ochrony siedlisk przyrodniczych powinno być zaadaptowanie do tego celu sieci monitoringowej WISL. Przemawia za tym argument, że dane zbierane na powierzchniach WISL pozwalają na wstępną identyfikację siedliska przyrodniczego. Ponadto znaczna część danych rejestrowanych w ramach WISL może zostać użyta do oceny stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych. Przed przystąpieniem do prac w ramach monitoringu leśnych siedlisk



przyrodniczych należy zweryfikować wszystkie powierzchnie WISL pod kątem występowania na nich siedliska przyrodniczego w oparciu o dostępne dane kartograficzne, czy też lustrację terenową, która mogłaby zostać wykonana w ramach prac WISL, czy też jako odrębne zadanie. Pomocne przy weryfikacji siedlisk w punktach WISL mogą być bazy danych zawierające informacje o siedliskach przyrodniczych lub cechach taksacyjnych drzewostanów, które wskazują na dany typ siedliska. Obejmują one m.in. dane zgromadzone w ramach WISL, dane BDL, warstwy zespołów roślinnych opracowane w ramach planowania urządzeniowego. Sposób weryfikacji występowania danego typu siedliska przyrodniczego powinien być opisany w raporcie z monitoringu tak by możliwe było ponowne przeprowadzenie weryfikacji w ten sam sposób.

Boki siatki kwadratów WISL mają długość 4 km, a w jej węzłach zlokalizowany jest środek traktu, w skład którego wchodzi 5 powierzchni kołowych o areale 4 arów każda (Jabłoński i in. 2020). Podczas typowania powierzchni wchodzących w skład sieci monitoringowej w pierwszej kolejności należy wziąć pod uwagę środki traktów, czyli powierzchnie oznaczone numerem 3. Jeżeli liczba powierzchni WISL reprezentujących dane siedlisko przyrodnicze jest niewystarczająca do spełnienia warunku minimalnej liczebności próby, należy stopniowo poszerzać analizowany zbiór potencjalnych powierzchni o kolejne powierzchnie z traktów. Kolejność włączania powierzchni powinna być następująca: 1, 5, 2, 4. Po każdym etapie należy sprawdzić, czy liczba wytypowanych powierzchni jest wystarczająca. Jeśli tak — nie należy dodawać kolejnych powierzchni z traktów.

Jeżeli po uwzględnieniu wszystkich powierzchni w trakcie, uzyskana liczba potencjalnych powierzchni reprezentujących dany typ siedliska przyrodniczego byłaby zbyt niska, należy postąpić do wyznaczenia lokalizacji powierzchni próbnych dostępnymi danymi o aktualnym rozmieszczeniu płatów danego typu siedliska przyrodniczego w regionie biogeograficznym.

Na zewnętrzne granice płatów siedliska przyrodniczego należy założyć po wewnętrznej stronie płatu bufor szerokości 15 m, by zminimalizować ryzyko lokalizacji powierzchni w strefach przejścia pomiędzy siedliskami. Odległość między węzłami siatki należy stopniowo zmniejszać: z 4 km do 2 km, a następnie do 1 km, 500 m, 250 m, 125 m i 62,5 m. Należy wybrać siatkę o najdłuższym boku, która umożliwi (z wyjątkiem siatki 62,5 m) wytypowanie liczby powierzchni próbnych większej o 50% od wymaganej minimalnej liczebności próby. Jeśli siatka 62,5 m nie zapewni odpowiedniej liczby powierzchni, należy lokalizować je w centralnej części płatów siedliska w obrębie pół siatki (62,5 × 62,5 m), zachowując minimalny odstęp 62,5 m pomiędzy środkami powierzchni próbnych. Ponieważ sieci o boku długości 2 km i mniejszym zagnieżdżone są w sieci WISL, możliwe jest wykorzystanie danych WISL dla części powierzchni.

Każdej wytypowanej powierzchni należy przypisać losowo wygenerowany numer (losowanie bez zwracania przy użyciu generatora liczb losowych). Do prac monitoringowych należy wyznaczyć te powierzchnie, których numer nadany w trakcie losowania jest mniejszy bądź równy od minimalnej liczebności próby obliczonej dla danego siedliska w regionie. Pozostałe powierzchnie stanowią pulę powierzchni rezerwowych. W przypadku stwierdzenia braku siedliska przyrodniczego na wyznaczonej do monitoringu powierzchni, należy ją zastąpić poprzez dobranie w jej miejsce powierzchni rezerwowej. Kolejność dobierania powierzchni rezerwowych powinna być z godna z rosnącą kolejnością numerów nadanych powierzchniom w trakcie losowania.

Ponieważ areal siedliska i rozmieszczenie płatów siedliska może ulec zmianie pomiędzy cyklami monitoringu, to w kolejnym cyklu monitoringu należy ponownie, w oparciu o aktualne dane, wyznaczyć minimalną liczebność próby i ponownie wytypować rozmieszczenie powierzchni próbnych. Do monitoringu należy wyznaczyć w pierwszej kolejności powierzchnie pozytywnie zweryfikowane i monitorowane w poprzednim cyklu zgodnie z ich kolejnością na podstawie numeru losowo nadanego w poprzednim cyklu. Jeżeli areal siedliska ulegnie zmniejszeniu możliwe jest, że nie będzie potrzeby monitorowania wszystkich powierzchni z poprzedniego cyklu (nie będą monitorowane powierzchnie począwszy od powierzchni z najwyższym numerem w poprzednim cyklu). Jeżeli areal siedliska zwiększy się, najprawdopodobniej próba ulegnie również zwiększeniu. W tym celu pozostałym powierzchniom, które nie były monitorowane w poprzednim cyklu należy przypisać losowo wygenerowany numer (losowanie bez zwracania) zaczynając numerację od numeru większego o 1 od największego numeru powierzchni monitorowanych w poprzednim cyklu, które nadal reprezentują dany typ siedliska. Do prac monitoringowych należy wyznaczyć te powierzchnie, których aktualnie losowo wygenerowany numer jest mniejszy bądź równy od minimalnej liczebności próby obliczonej dla danego siedliska w regionie. Pozostałe powierzchnie stanowią pulę powierzchni rezerwowych. W przypadku stwierdzenia braku siedliska przyrodniczego na wyznaczonej do monitoringu powierzchni, powinna być ona zastąpiona przez powierzchnię z najmniejszym numerem nadanym w trakcie losowania spośród powierzchni będących w puli powierzchni rezerwowych.



## 6. Prace terenowe

Prace terenowe sprowadzają się zasadniczo do zebrania danych w terenie i zgromadzenia ich w jednej bazie danych według jednolitego standardu danych. Dzięki czemu będą one źródłem informacji o środowisku, które będzie mogło być wykorzystane nie tylko na potrzeby monitoringu siedlisk przyrodniczych. Przechowywanie danych w jednolitym formacie pozwoli na:

- kontrolę jakości prac i uzyskanych danych,
- weryfikację otrzymanych wyników,
- opracowanie wyników w dowolnym czasie i przez dowolny podmiot,
- powtórne wyprowadzenie oceny według innego protokołu w przypadku wystąpienia konieczności zmiany sposobu waloryzacji, która może wyniknąć nie tylko z powodu polepszenia stanu wiedzy ale przede wszystkim ze zmian wytycznych w systemie raportowania, ustalanych dla każdego okresu sprawozdawczego przez Komitet powoływany na mocy art. 20 DS,
- eksport danych i ocenę danego typu siedliska przyrodniczego w szerszej skali z zachowaniem tej samej jakości danych,
- zastosowanie narzędzi statystycznych do oceny trendów zmian badanych zmiennych cech siedliska przyrodniczego.

Wymagane jest prowadzenie obserwacji w terenie przez zespoły dwuosobowe, ze względu na bezpieczeństwo wykonawców, jak i zakres prac przewidzianych do wykonania.

### 6.1. Termin badań

Proponowane terminy badań terenowych leśnych siedlisk przyrodniczych nie różnią się znacząco od tych przedstawionych w przewodnikach metodycznych monitoringu, opublikowanych w latach 2010-2015 (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015), a przedstawia je poniższa tabela (Tab. 4). Zdjęcia fitosocjologiczne w siedliskach lasów liściastych i mieszanych (9110, 9130, 9140, 9150, 9160, 9170, 9180, 91E0, 91F0, 91G0, 91H0, 91I0, 91J0, 91K0, 91L0, 91M0, 91N0, 91O0, 91P0) powinny być wykonane w dwu aspektach: wiosennym (kwiecień-maj), letnim (czerwiec-sierpień). Im żyźniejsze siedlisko, tym termin rozpoczęcia obserwacji w aspekcie wiosennym powinien być wcześniejszy, np. 91E0, 91F0, 9170 i 9160, 9130, 9180. W tych typach siedlisk aspekt w latach z wysokimi temperaturami w okresie wiosennym może rozpocząć się już na początku kwietnia lub nawet w końcu marca, na co należy zwrócić szczególną uwagę przy planowaniu obserwacji. W typach siedlisk 2180, 9190, 91XX również zalecane jest wykonanie zdjęcia fitosocjologicznego w dwóch aspektach w celu wykluczenia pomyłki z innymi typami siedlisk przyrodniczych. Dane zebrane w ramach aspektu wiosennego mają znaczenie przy identyfikacji siedliska, ponieważ możliwe jest wtedy uwzględnienie występowania geofitów wiosennych oraz zmniejszenie ryzyka przeoczenia lub niedoszacowania pokrycia gatunków mszaków i porostów. Ponadto, okres wiosenny przez wzgląd na nierozwinięte w pełni ulistnienie koron drzew ułatwia identyfikację mikrosiedlisk drzewnych.

Tabela. 4. Terminy badań terenowych leśnych siedlisk przyrodniczych

Kod	Początek prac	Koniec prac	Liczba aspektów
2180	1 IV	30 VIII	2
9110	1 IV	31 VIII	2
9130	1 IV	31 VIII	2
9140	1 IV	15 VIII	2
9150	1 IV	15 VIII	2
9160	1 IV	31 VIII	2
9170	1 IV	31 VIII	2





Kod	Początek prac	Koniec prac	Liczba aspektów
9180	1 IV	31 VIII	2
9190	1 IV	31 VIII	2
91D0	1 VI	30 IX	1
91EO	1 IV	31 VIII	2
91FO	1 IV	31 VIII	2
91I0	1 IV	15 VIII	2
91P0	1 IV	31 VIII	2
91Q0	1 VI	31 VIII	1
91T0	1 VI	31 VIII	1
91XX	1 IV	31 VIII	2
9410	15 VI	31 VIII	1
9420	15 VI	31 VIII	1

## 6.2. Lokalizowanie w terenie powierzchni próbnych

Poza powierzchniami lokalizowanymi w polach sieci o boku 62,5 m i powierzchniami WISL, punkt, w którym znajduje się środek powierzchni próbnej powinien być tożsamy z punktem przecięcia się linii siatki tworzących dany węzeł. Punkty węzłowe WISL należy przyjąć na podstawie zastanych oznaczeń w terenie. Wyznaczenia lokalizacji wymagają punkty sieci monitoringu położone poza siecią WISL, a więc punkty wskazane przez węzły sieci o długości boku mniejszej niż 4 km do minimalnej wartości 62,5 m. Dotyczy to siedlisk przyrodniczych w regionie biogeograficznym, w których liczba powierzchni WISL w siatce o długości boku 4 km nie osiągnęła oczekiwanej wartości minimalnej.

Powierzchnie zakładane w ramach sieci monitoringowej na poziomie obszaru Natura 2000 lub regionu biogeograficznego przy użyciu sieci o długości boku mniejszej niż 4 km powinny być lokalizowane w terenie przy użyciu urządzenia GPS z dokładnością położenia poniżej 10 m i stabilizowane w miejscu wskazań urządzenia. Część tak wyznaczonych powierzchni monitoringu leśnych siedlisk przyrodniczych na poziomie obszaru Natura 2000 może pokrywać się z siecią WISL, ponieważ siatki te są zagnieżdżone w sieci WISL oraz ICP Forest. W tym przypadku, w monitoringu siedlisk na poziomie obszaru Natura 2000 należy dla wykorzystywanych powierzchni WISL przyjąć punkty już oznaczone w terenie. Przy lokalizowaniu powierzchni pomocne może być również położenie węzła sieci na podkładzie z ortofotomapy.

## 6.3. Weryfikacja obecności siedliska na powierzchni próbnej

Przed przystąpieniem do stabilizacji powierzchni (wykonania pomiarów na powierzchni WISL) należy zweryfikować obecność danego siedliska przyrodniczego na powierzchni próbnej. Celem weryfikacji jest uwzględnienie w pobranej próbie wyłącznie powierzchni, na których aktualnie dany typ siedliska przyrodniczego występuje w wystarczającym udziale powierzchniowym. Dzięki temu otrzymywane wyniki z powierzchni próbnych charakteryzują stan badanego siedliska przyrodniczego, a nie ewentualny efekt braku badanego siedliska w danej lokalizacji. W celu weryfikacji obecności siedliska należy posłużyć się następującymi wskazówkami:

1. Powierzchnia powinna znajdować się w zasięgu danego siedliska.
2. Wielkość płatu siedliska powinna przekraczać 10 arów (nie dotyczy 9140, 9180, 91Q0, 9420).
3. Jeśli nie jest to 2180, 91D0, 91T0 to nie powinny być to pierwsze pokolenia lasu na gruncie porolnym w wieku do 80 lat (informacje na ten temat można pozyskać w opisie taksacyjnym dostępnym w Banku Danych o Lasach lub porównując dostępne mapy archiwalne).



4. W obrębie powierzchni próbnej powinny znajdować się drzewa o pierśnicy powyżej 70 mm.
5. Identyfikator fitosocjologiczny badanego typu siedliska przyrodniczego zajmuje minimum 50% areалу powierzchni próbnej.
6. Środek powierzchni nie jest zlokalizowany na terenie pozbawionym cech lasu, tj. drodze innej niż gruntowa, nasypie kolejowym, gruncie ornym, łące, pastwisku, sadzie, ogrodzie, wybiegu dla zwierząt, zwierzyńcu, arboretum, szkółce leśnej, plantacji nasiennej, plantacji choinek, plantacji krzewów, linii energetycznej, zbiorniku wodnym naturalnym bądź sztucznym, cmentarzu, parku oraz przestrzeni związanej bezpośrednio z funkcjonowaniem gospodarstw domowych, rolnych i leśnych (podwórza, parki maszyn, parkingi, składnice, miejsca ogniskowe itp.),
7. Udział powierzchni opisanej w punkcie 6 nie przekracza 25% areálu powierzchni próbnej.



**Fot. 2. Okrajek lasu na gruncie porolnym ze zwartym płatem porostów krzaczkowatych ale o niewielkiej powierzchni (fot. A. Cieśla)**

Przyporządkowanie płatu roślinności do typu siedliska przyrodnicze może być:

- Jednoznaczne – płat siedliska wyraźnie odrębny, dobrze wykształcony i niewątpliwie dający się sklasyfikować.
- Dwuznaczne – płat o cechach pozwalających na jednoczesne przyporządkowanie do dwóch siedlisk przyrodniczych.
- Nieoczywiste – płat o cechach niepozwalających wykluczyć przyporządkowania do więcej niż dwóch typów siedlisk przyrodniczych lub do roślinności niebędącej siedliskiem przyrodniczym.
- Nieuzasadnione – charakterystyczna kombinacja gatunkowa dla jednostki fitosocjologicznej odpowiadającej typowi siedliska przyrodniczego jest reprezentowana w znikomym stopniu przez pojedyncze okazy jednego lub dwóch gatunków, drzewostan nie wskazuje na konkretny typ siedliska przyrodniczego, a runo jest ubogie lub zdominowane przez neofity lub apofity.
- Niemożliwe – płat roślinności jest sklasyfikowany jako zbiorowisko nie będące identyfikatorem fitosocjologicznym żadnego siedliska przyrodniczego lub jest to roślinność wprowadzona sztucznie i pełniąca funkcje wyłącznie produkcyjne.

Przy czym:

- a). Przyporządkowanie powierzchni próbnej do określonego typu siedliska przyrodniczego odbywa się na podstawie roślinności stwierdzonej podczas prac monitoringowych oraz spełnienia przez płat roślinności, w którym powierzchnia ta się znajduje, warunku minimalnego areálu (10 ar za wyjątkiem 9140, 9180, 91Q0, 9420).



- b). Warunki abiotyczne obejmujące w szczególności warunki hydrologiczne i glebowe (TSL), podłoże geologiczne, typ gleby, położenie w krajobrazie, mikroklimat oraz inne istotne elementy abiotyczne mieszczą się w dotychczas rozpoznanej zmienności danego siedliska.
- c). Plantacje i inne grunty gdzie dominuje funkcja produkcyjna lub w ewidencji gruntów widnieją jako użytki inne niż „Ls” nie są siedliskami przyrodniczymi.

Obecność siedliska powinna być zweryfikowana negatywnie w przypadku powierzchni położonych w płatach, gdzie diagnoza siedliska przyrodniczego jest nieuzasadniona lub niemożliwa. Obserwacje powinny być prowadzone wyłącznie w granicach powierzchni próbnej w wyłączeniu fragmentów pozbawionej cech lasu (patrz pkt. 6).

## 6.4. Opis powierzchni monitoringowej

Dla wszystkich powierzchni próbnych, w ramach monitorowanego siedliska przyrodniczego w danym obszarze Natura 2000 lub regionie biogeograficznym, należy sporządzić wspólny dokument źródłowy. Powinien mieć on postać tabeli w wersji elektronicznej. Informacje dotyczące jednej powierzchni próbnej powinny być zapisane w jednym wierszu. Zakres niezbędnych danych w ramach opisu powierzchni monitoringowej przedstawiono w Tabeli 5.

Tabela 5. Zawartość dokumentu źródłowego dotyczącego opisu powierzchni monitoringowej

Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola	Zakres*
1	Numer powierzchni	Liczba (numer nadany węzłowi podczas losowania)	Z i N
2	Długość boków siatki kwadratów	„4 km” lub „2 km” lub „1 km” lub „500 m” lub „250 m” lub „125 m” lub „62,5 m” lub „P” w przypadku lokalizowania powierzchni wewnątrz kwadratów o boku 62,5 m	Z i N
3	Numer węzła z sieci GIOŚ	Kod węzła zgodnie ze słownikiem GIOŚ	Z i N
4	Szerokość geograficzna (X, PUWG 1992)	Wartość w układzie PUWG 1992	Z i N
5	Długość geograficzna (Y, PUWG 1992)	Wartość w układzie PUWG 1992	Z i N
6	Rok monitoringu	Rok, w którym prowadzono prace monitoringowe	Z i N
7	Region biogeograficzny	„ALP” lub „CON”	Z i N
8	Kod obszaru Natura 2000	„Brak” lub kod obszaru zgodnie ze słownikiem GIOŚ	Z i N
9	Imię i nazwisko lidera zespołu prowadzącego prace na stanowisku	Tekst	Z i N
10	Imię i nazwisko członka zespołu prowadzącego prace na stanowisku	Tekst	Z i N
11	Data wykonania prac w aspekcie wiosennym	dd-mm-rrrr lub „Brak”	Z i N
12	Data wykonania prac w aspekcie letnim	dd-mm-rrrr lub „Brak”	Z i N
13	Azymut na punkt domiarowy nr 1	Wartość w pełnych stopniach	Z
14	Azymut na punkt domiarowy nr 2	Wartość w pełnych stopniach	Z
15	Azymut na punkt domiarowy nr 3	Wartość w pełnych stopniach	Z
16	Odległość do punktu domiarowego nr 1	Wartość w cm	Z
17	Odległość do punktu domiarowego nr 2	Wartość w cm	Z
18	Odległość do punktu domiarowego nr 3	Wartość w cm	Z
19	Rodzaj punktu domiarowego nr 1	„Drzewo” lub „Pniak” lub „Inne” – jeśli „Inne” konieczny opis w uwagach do punktu	Z



Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola	Zakres*
20	Rodzaj punktu domiarowego nr 2	„Drzewo” lub „Pniak” lub „Inne” – jeśli „Inne” konieczny opis w uwagach do punktu	Z
21	Rodzaj punktu domiarowego nr 3	„Drzewo” lub „Pniak” lub „Inne” – jeśli „Inne” konieczny opis w uwagach do punktu	Z
22	Uwagi do punktu domiarowego nr 1	Wolny tekst	Z
23	Uwagi do punktu domiarowego nr 2	Wolny tekst	Z
24	Uwagi do punktu domiarowego nr 3	Wolny tekst	Z
25	Typ siedliska przyrodniczego	Kod zgodnie ze słownikiem GIOŚ	Z i N
26	Przyporządkowanie do typu siedliska przyrodniczego	„Jednoznaczne” lub „Dwuznaczne” lub „Nieoczywiste” lub „Nieuzasadnione” lub „Niemożliwe”. Patrz rozdział 6.3	Z i N
27	Aktualne zbiorowisko roślinne dominujące pod względem udziału na powierzchni	Nazwa zgodna ze słownikiem GIOŚ	Z i N
28	Potencjalne zbiorowisko roślinne dominujące pod względem udziału na powierzchni	Nazwa zgodna ze słownikiem GIOŚ. Dla powierzchni założonych (Z) zgodna z identyfikatorem fitosocjologicznym badanego typu siedliska przyrodniczego	Z i N
29	Udział (%) siedliska na powierzchni próbnej	Wartość w % w odstopniowaniu co 10% (0 lub 10 lub 20 itd.) patrz rozdział: Określenie udziału siedliska na powierzchni próbnej	Z i N
30	Czy wielkość płątu siedliska przekracza 10 ar?	„Tak” lub „Nie”	Z i N
31	Czy jest to to pierwsze pokolenia lasu na gruncie porolnym w wieku do 80 lat?	„Tak” lub „Nie” lub „Brak danych”	Z i N
32	Czy w obrębie powierzchni próbnej znajdują się drzewa o pierśnicy powyżej 70 mm?	„Tak” lub „Nie”	Z i N
33	Udział w granicach powierzchni próbnej gruntu pozbawionych cech lasu	Wartość procentowa. Patrz rozdział 6.3	Z i N
34	Położenie topograficzne	Patrz rozdział: położenie topograficzne	Z i N
35	Wystawa terenu	Patrz rozdział: wystawa terenu	Z i N
36	Nachylenie terenu	Patrz rozdział: nachylenie terenu	Z i N
37	Dostępność powierzchni	„Dostępna” lub „Niedostępna z przyczyn antropogenicznych (teren zamknięty, brak zgody właściciela itp.)” lub „Niedostępna z przyczyn naturalnych (teren zalany, po huraganie itp.)”	Z i N
38	Powód rezygnacji z powierzchni	„Brak siedliska” lub „Niewystarczający udział powierzchni siedliska” lub „Brak roślinności drzewiastej o pierśnicy równej bądź większej niż 70 mm” lub „Grunt porolny” lub „Areal siedliska <10ar” lub „Środek powierzchni pozbawiony cech lasu” lub „Udział powierzchni pozbawionej cech lasu >75%”, lub „Nie dotyczy”. Patrz rozdział 6.3	Z i N
39	Błędne (w tym nieaktualne) dane kartograficzne	„Tak” lub „Nie” lub „Nie dotyczy”	N i Z
40	Uwagi	Tekst	Z i N

\* Z – powierzchnia zweryfikowana pozytywnie pod kątem występowania siedliska przyrodniczego, N – powierzchnia zweryfikowana negatywnie pod kątem występowania siedliska przyrodniczego – por. rozdział 6.3. Weryfikacja obecności siedliska na powierzchni próbnej.





*Fot. 3. Powierzchnia monitoringowa ze środkiem na rzadko użytkowanej drodze publicznej (dane z ewidencji gruntów). Po prawej typ siedliska 9160, po lewej grunt porolny – brak siedliska na powierzchni (fot. R. Gawryś)*

#### 6.4.1. Określenie udziału siedliska na powierzchni próbnej

Należy podać w dokumencie źródłowym procentowy udział (z dokładnością do 10%) powierzchni ze zbiorowiskiem leśnym, będącej aktualnie badanym siedliskiem przyrodniczym na powierzchni monitoringowej. Do powierzchni siedliska nie należy wliczać:

- powierzchni niebędącej zbiorowiskiem leśnym, tj. drodze innej niż gruntowa, nasypie kolejowym, gruncie ornym, łące, pastwisku, sadzie, ogrodzie, wybiegu dla zwierząt, zwierzyńcu, arboretum, szkółce leśnej, plantacji nasiennej, plantacji choinek, plantacji krzewów, linii energetycznej, zbiorniku wodnym naturalnym bądź sztucznym, cmentarzu, parku oraz przestrzeni związanych bezpośrednio z funkcjonowaniem gospodarstw domowych, rolnych i leśnych (podwórza, parki maszyn, parkingi, składnice, miejsca ogniskowe itp.), zadrzewieniach liniowych towarzyszących infrastrukturze drogowej i kolejowej.
- powierzchni opisanej w ewidencji gruntów inaczej niż „Ls”

#### 6.4.2. Położenie topograficzne

Należy podać miejsce położenia powierzchni monitoringowej w terenie na podstawie poniższego wykazu przyjętego w Instrukcji Urządzania Lasu 2024 i stosowanego do opisu powierzchni WISL (Jabłoński i in. 2020), jak niżej:

- |                            |                  |                 |
|----------------------------|------------------|-----------------|
| • płaskie,                 | • stok,          | • spłaszczenie, |
| • dolina rzeki,            | • stok dolny,    | • wierzchowina, |
| • zagłębienie,             | • stok środkowy, | • grzbiet.      |
| • zagłębienie bez odpływu, | • stok górny,    |                 |
| • kotlina,                 | • podnóże stoku, |                 |



### 6.4.3. Wystawa terenu

Należy podać kierunek nachylenia powierzchni monitoringowej w postaci skrótu według poniższego wykazu:

- N – północna
- NE – północno-wschodnia
- E – wschodnia
- SE – południowo wschodnia
- S – południowa
- SW – południowo zachodnia
- W – zachodnia
- NW – północno zachodnia
- B – Brak

### 6.4.4. Nachylenie terenu

Należy podać średnie nachylenie powierzchni monitoringowej wyrażone w procentach. Nachylenie należy określić pomiędzy dwoma punktami położonymi na granicy powierzchni i na linii prostej przebiegającej przez środek powierzchni monitoringowej. Wartość nachylenia należy podać w odstopniowaniu co 5%.

## 6.5. Trwałe oznaczenie powierzchni

Stabilizacja środka powierzchni obserwacyjnej odbywa się na powierzchniach próbnych poza siecią WISL poprzez:

1. Wbicie żelaznego pręta średnicy 12 mm i długości 20 cm równo z poziomem gruntu.
2. Oznaczenie punktów domiarowych tj. trzech drzew w pobliżu środka powierzchni położonych w trzech różnych kierunkach, jak najbliższej środka powierzchni poprzez namalowanie na nich od strony środka powierzchni, kontrastującą z otoczeniem farbą, koła o średnicy od 5-10 cm na wysokości 50 cm od podstawy pnia. W przypadku braku odpowiedniej ilości drzew możliwe jest zaadaptowanie do naniesienia oznaczeń pniaków, głązów itp.

Przed wykonaniem obserwacji na powierzchni próbnej należy wyznaczyć granicę powierzchni przy użyciu dalmierza lub taśmy. Zarys okręgu o promieniu 11,28 m można oznaczyć w terenie np. przy pomocy kolorowych wstążek, palików, tyczek. Granica powierzchni kołowej powinna być wyznaczona w sposób niepozostawiający wątpliwości, które rośliny znajdują się na powierzchni kołowej, a które nie. Należy pamiętać o zebraniu użytych oznaczeń po zakończeniu prac na powierzchni kołowej.



Fot. 4. Trwałe oznaczona w terenie powierzchnia monitoringowa (fot. R. Gawryś)



## 6.6. Zdjęcie fitosocjologiczne

Zdjęcie fitosocjologiczne jest wykonywane tylko w granicach powierzchni monitoringowej i tylko na tej części, która została zaliczana do powierzchni monitorowanego siedliska przyrodniczego. Jest to pierwsza czynność, która powinna być wykonana na powierzchni próbnej tuż po jej zastabilizowaniu i wykonaniu opisu powierzchni próbnej.

Dla wszystkich powierzchni próbnych należy sporządzić dokument źródłowy w postaci tabeli w wersji elektronicznej. Informacje dotyczące jednego gatunku w danej warstwie na powierzchni monitoringowej powinny być zapisane w jednym wierszu. Zakres niezbędnych danych przedstawiono w Tabeli 6.

Tabela 6. Zawartość dokumentu źródłowego dotyczącego zdjęcia fitosocjologicznego

Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola
1	Numer powierzchni	Liczba (numer nadany węzłowi podczas losowania)
2	Numer węzła z sieci GIOŚ	Kod węzła zgodnie ze słownikiem GIOŚ
3	Rok monitoringu	Rok, w którym prowadzono prace monitoringowe
4	Pokrycie warstwy A	Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
5	Pokrycie warstwy A1	Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
6	Pokrycie warstwy A2	Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
7	Pokrycie warstwy A3	Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
8	Pokrycie warstwy B	Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
9	Pokrycie warstwy C Wiosna	Pokrycie warstwy C w aspekcie wiosennym. Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
10	Pokrycie warstwy C Lato	Pokrycie warstwy C w aspekcie letnim. Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
11	Pokrycie warstwy D	Wartość w pełnych % (patrz rozdział: Pokrycie warstw)
12	Udział (%) powierzchni ze świeżymi uszkodzeniami gleby	Wartość w pełnych %, patrz rozdział: uszkodzenia gleby
13	Udział (%) powierzchni z zarośniętymi uszkodzeniami gleby	Wartość w pełnych %, patrz rozdział: uszkodzenia gleby
14	Udział (%) powierzchni pokrytej wodą w aspekcie wiosennym	Wartość w pełnych %
15	Głębokość wody w aspekcie wiosennym	Wartość w pełnych centymetrach
16	Udział (%) powierzchni pokrytej wodą w aspekcie letnim	Wartość w pełnych %
17	Głębokość wody w aspekcie letnim	Wartość w pełnych centymetrach
18	Udział (%) powierzchni pokrytej ściółką	Wartość w pełnych %
19	Grubość ściółki	Wartość w pełnych centymetrach
20	Warstwa	„A” lub „A1” lub „A2” lub „A3” lub „B” lub „C” lub „D”
21	Gatunek	Nazwa gatunkowa zgodna z checklistą GIOŚ
22	BB	Stopień ilościowości w skali Braun-Blanqueta - wartość najwyższa z obu aspektów (patrz rozdział: Spis gatunków)
23	Uwagi	Tekst



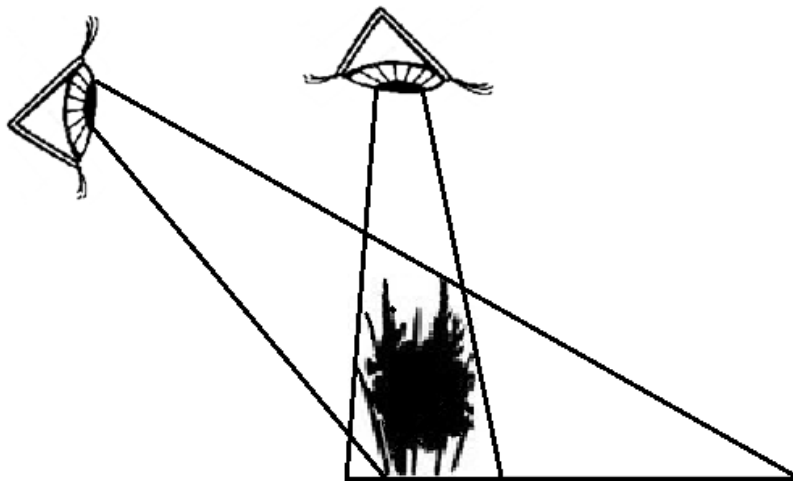
### 6.6.1. Pokrycie warstw

Należy podać pokrycie każdej z warstw roślinności:

- A – drzewa o wysokości powyżej 5 m,
- A1 – drzewa o wysokości powyżej 20 ( $\pm 2,5$ ) m,
- A2 – drzewa o wysokości  $>10$  m i  $<20$  m ( $\pm 2,5$ ) m,
- A3 – drzewa o wysokości  $>5$  m i  $<10$  m,
- B – podrost i podszyt (drzewa o wysokości  $>0,5$  i  $<5$  m oraz krzewy o wysokości  $>0,5$  m),
- C – warstwa zielna (w tym drzewa i krzewy o wysokości  $<0,5$  m),
- D – mchy i porosty.

Pokrycie warstw roślinności jest to wyrażony procentowo udział pokrycia rzutu na płaszczyznę poziomą żywych części roślin występujących w danej warstwie do areału zdjęcia fitosocjologicznego. Nie jest to rzut obrysu całej rośliny, a tylko jej rzeczywistego kształtu. Zatem warstwa drzew o ażurowej koronie, mimo tego, że wypełnia całą powierzchnię zdjęcia i korony poszczególnych drzew stykają się ze sobą, nie powinna otrzymać 100% ze względu na liczne prześwietlenia w koronie. W przypadku braku danej warstwy na powierzchni monitoringowej należy wstawić wartość „0”.

Oceny pokrycia poszczególnych warstw roślinności należy dokonać szacunkowo z dokładnością do 10%. Dopuszczalna jest większa dokładność przy skrajnych wartościach pokrycia, tj. 1–5%. Pamiętać należy, że zwiększenie dokładności jest pozorne. Dlatego zaleca się używanie następujących wartości pokrycia: 0%, 1%, 2%, 3%, 4%, 5%; 10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90%, 100%. Pokrycie warstw należy oszacować wyłącznie dla powierzchni zdjęcia fitosocjologicznego. Oceny pokrycia danej warstwy należy dokonać po lustracji powierzchni całego zdjęcia fitosocjologicznego, patrząc w kierunku prostopadłym do płaszczyzny danej warstwy. Zatem warstwa runa powinna być oceniana pionowo z góry. Patrząc pod innym kątem pokrycie jest zawyżane (por. Ryc. 2).

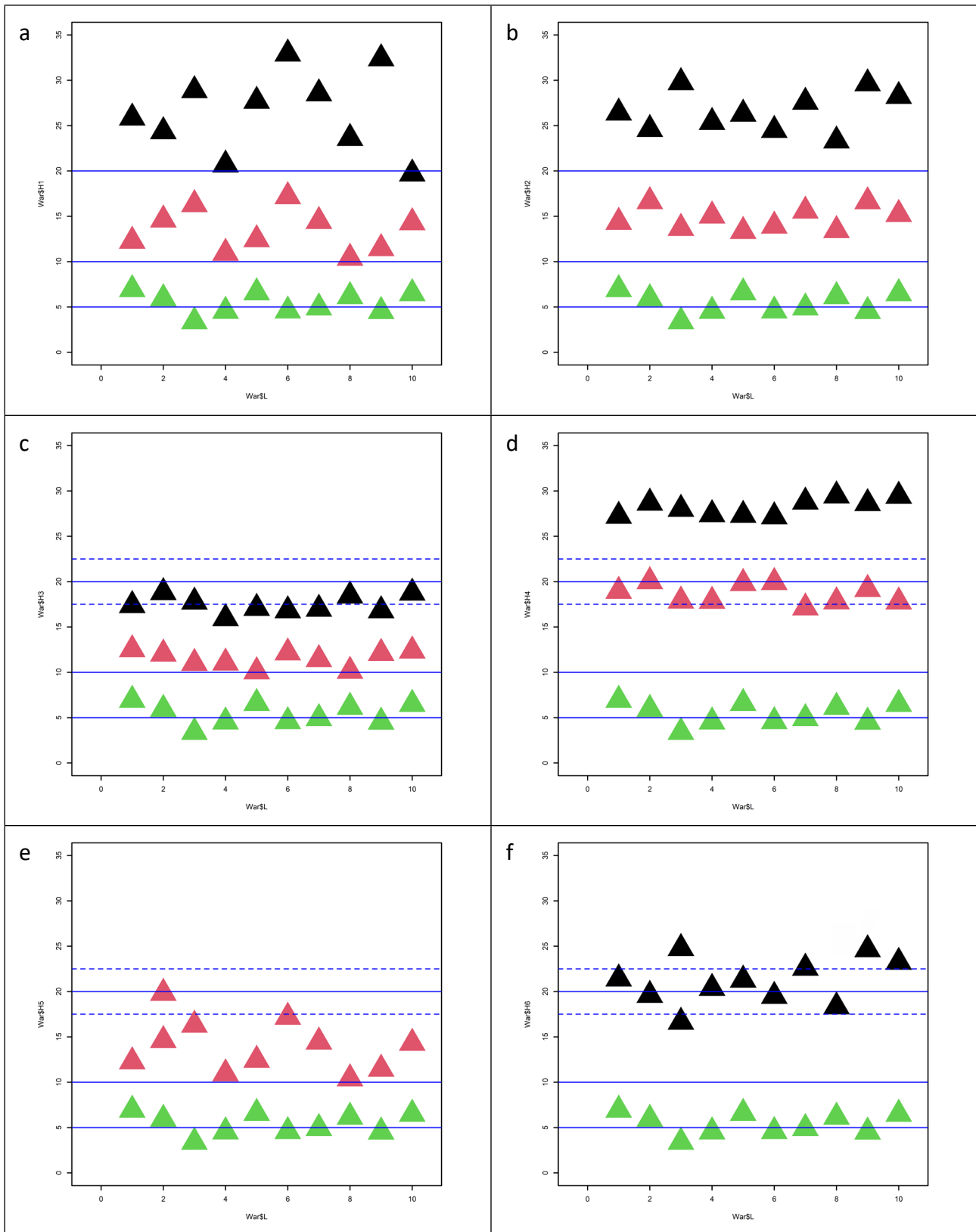


Ryc. 2. Różnice w oszacowaniu pokrycia tego samego obiektu w zależności od punktu obserwacji

**Warstwa drzew (A)** obejmuje drzewa o wysokości powyżej 5 m. Do warstwy tej nie zalicza się krzewów nieposiadających pokroju drzewa mimo wysokości przekraczającej 5 m, np. leszczyny. Warstwę drzew należy zróżnicować na 3 piętra. Kolejne piętra drzewostanu (A1, A2, A3) kierując się podanymi progami wysokości. **Dla warstw A1 i A2 dopuszcza się odstępstwo wysokości do 2,5 m w przypadku powierzchni, na których występują wyraźnie wyodrębnione warstwy drzewostanu** (np. A1 = 30 m i A2 = 22 m; A1 = 19 m i A2 = 13 m). Odstępstwo to należy stosować jedynie wtedy, gdy obie warstwy charakteryzują się wyraźnym zwarciem poziomym i pokryciem wynoszącym co najmniej 20% (por. Ryc. 3). W przypadku występowania na powierzchni drzew tylko o wysokości na przykład 8 m, należy oszacować pokrycie warstwy A3, a dla warstwy A1 i A2 podać wartość „0”.







**Ryc. 3.** Różne przyporządkowania drzew do warstw drzewostanu. Wierzchołki drzew w warstwie A1 – kolor czarny, wierzchołki drzew w warstwie A2 – kolor czerwony, wierzchołki drzew w warstwie A3 – kolor zielony. 3a. drzewa nie wykazują zawarcia poziomego; 3b. wyraźne zwarście poziome w wyróżnionych przedziałach wysokości; 3c. wyraźne zwarście poziome ale o niewielkiej różnicy wysokości pomiędzy A1 i A2 w drzewostanie niskim; 3d. wyraźne zwarście poziome ale o niewielkiej różnicy wysokości pomiędzy A1 i A2 w drzewostanie wysokim; 3e. nieliczne drzewa z warstwy A2 (<10%) kwalifikują się do warstwy A1; 3f. nieliczne drzewa z warstwy A1 (<10%) kwalifikują się do warstwy A2



**Warstwa podrostu i podszytu (B)** obejmuje gatunki drzew i krzewów o wysokości 0,5–5 m, a także krzewy wyższe nieposiadające pokroju drzewa, np. *Corylus avellana*, *Cornus* spp., *Hedera helix*. Do warstwy tej nie zaliczamy krzewinek (np. *Vaccinium* spp., *Genista* spp., *Chamaecytisus* spp.), ani takich gatunków jak: *Ledum palustre*, *Rubus* spp. Warto do określenia wysokości 0,5 m posłużyć się przymiarem, można go wykonać ze zwykłego, prostego kija, znacząc na nim odległość 0,5 m od jednego z końców. Podobnie w przypadku wysokości granicznej 5 m i w innych przypadkach wątpliwych należy używać wysokościomierza.

**Warstwa zielna (C)** obejmuje wszystkie gatunki roślin zielnych niezależnie od wysokości, gatunki drzew i krzewów o wysokości do 0,5 m, a także krzewinki (np. *Vaccinium* spp., *Genista* spp., *Chamaecytisus* spp.) oraz takie gatunki jak *Ledum palustre*, *Rubus* spp. niezależnie od ich wysokości.

**Warstwa mchów i porostów (D)** obejmuje gatunki mszaków i porostów rosnące wyłącznie na glebie. Grupa ta ma szczególne skłonności do występowania na innych podłożach. Jest najniższą warstwą roślinności często występującą pod roślinnością zielną, stąd należy dołożyć starań, by w jak największym stopniu dokonać jej opisu w okresie wiosennym, kiedy to roślinność zielna w siedliskach borów i borów mieszanych jest słabo rozwinięta.

## 6.6.2. Spis gatunków

W dokumencie źródłowym należy podać listę wszystkich gatunków roślin występujących na powierzchni monitoringowej wraz z przypisaniem im warstwy w której występują oraz stopnia pokrycia w skali Braun-Blanqueta (1964). Nazewnictwo gatunków powinno być zgodne z listą gatunków aktualnie zamieszczoną na stronie GIOŚ.

Przed rozpoczęciem spisu gatunków należy jak najrzadziej wchodzić na powierzchnię. Każde zbędne wkroczenie na powierzchnię powoduje istotną utratę możliwości odszukania wszystkich gatunków roślin.

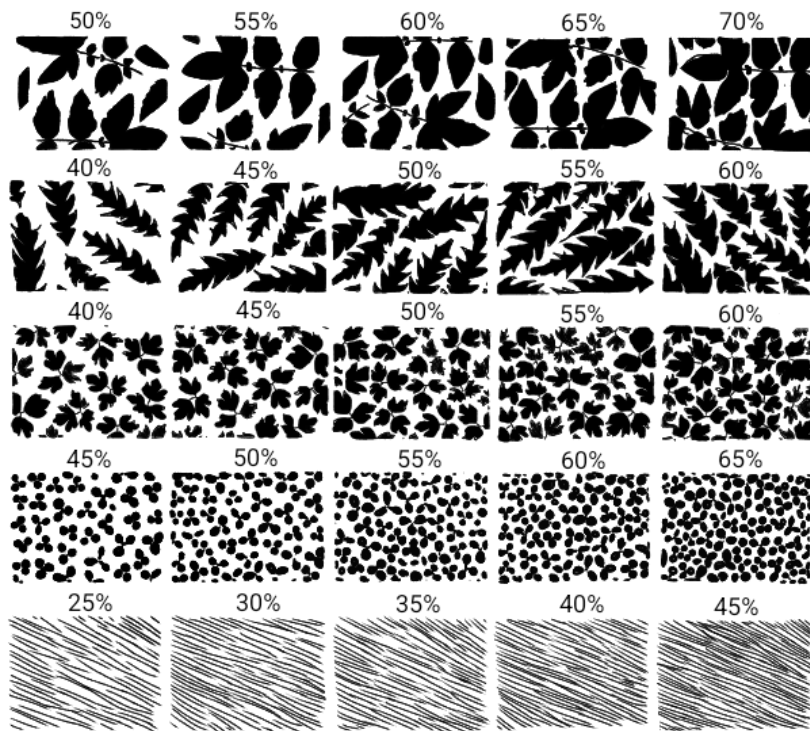
Każdy gatunek występujący na powierzchni badawczej powinien zostać uwzględniony w zdjęciu fitosocjologicznym z przypisaną warstwą, w której występuje. W zdjęciu fitosocjologicznym należy uwzględnić tylko gatunki rosnące na ziemi lub unoszące się na wodzie. Na liście należy umieścić również gatunki, które wyrastają poza granicami zdjęcia fitosocjologicznego, ale częścią, np. korony (drzewa i krzewy) lub liści (duże rośliny zielne) wchodzi w jego granice.

W celu lepszej organizacji pracy i uniknięcia ryzyka pominięcia gatunku, zaleca się przeszukiwać kolejno wyróżnione warstwy zaczynając od warstwy najwyższej. Jeżeli gatunek występuje w kilku warstwach, powinien zostać zapisany w każdej z warstw odrębnie. Lustracja powierzchni powinna zostać rozpoczęta od środka powierzchni, następnie poruszając się promieniście lub spiralnie należy przeszukać całą powierzchnię zdjęcia fitosocjologicznego. W przypadku dużej ilości martwych drzew, powierzchnie można podzielić na mniejsze sektory, których granicami są powalone kłody i kolejno je przeszukiwać. Tą samą drogą, dobrze jest przebyć dwukrotnie w przeciwnych kierunkach. Zmiana perspektywy pozwala dostrzec rośliny zasłonięte przez inne rośliny, martwe drewno, wykroty, itp. Na czas zapisywania należy przerwać przeszukiwanie powierzchni, by skupiając się na zapisywaniu gatunku rośliny nie pominąć fragmentu powierzchni. Szczególną uwagę należy zachować przy granicy powierzchni, gdzie należy stale kontrolować odległość od środka, w przeciwnym razie skutkuje to pomijaniem gatunków będących w zdjęciu lub dopisywaniem gatunków spoza zdjęcia. Z doświadczenia wynika, że najwięcej gatunków jest pomijanych przy granicy oraz w środku zdjęcia fitosocjologicznego.

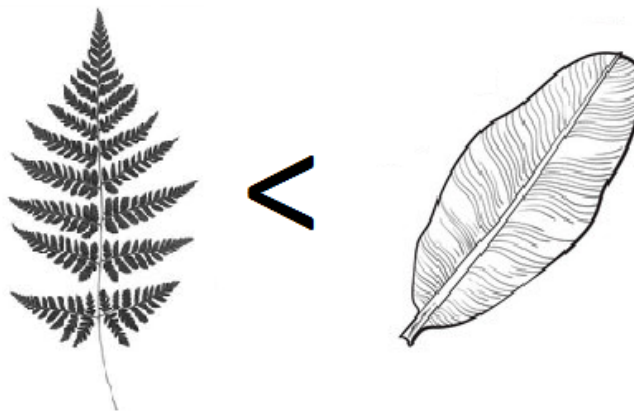
Pokrycie danego gatunku, podobnie jak pokrycie warstwy roślinności, rozumiane jest jako rzut żywych roślin danego gatunku na płaszczyznę poziomą. Przy czym uwzględniane jest tylko rzeczywiste pokrycie tego gatunku, a nie pokrycie obrysów poszczególnych osobników (por. Ryc. 4 i 5).

Dla każdego gatunku umieszczonego w zdjęciu fitosocjologicznym należy określić jego pokrycie. W przypadku występowania gatunku w kilku warstwach, należy określić pokrycie danego gatunku dla każdej z warstw osobno. W przypadku osobników rosnących na granicy powierzchni próbnej lub poza nią należy uwzględniać tylko tę część rośliny, która występuje w granicach powierzchni. Dlatego też stare rozłożyste drzewo wchodzące jedynie fragmentem korony na obszar powierzchni kołowej otrzyma relatywnie niski stopień pokrycia.





Ryc. 4. Porównawcza skala do oceny pokrycia liści niektórych roślin (według Dzwonko 2007 za Gayger 1964)



Ryc. 5. Wynik porównania pokrycia liści o podobnych rozmiarach a różnej morfologii

W celu wyrażenia pokrycia gatunków należy posługiwać się skalą opracowaną przez Braun-Blanqueta (1964). Jest to skala siedmiostopniowa przedstawiona w Tabeli 7. Należy zauważyć, że stopnie 3, 4 i 5 odnoszą się tylko do rzeczywistego pokrycia roślin, a stopnie r, +, 1, i 2 uwzględniają również liczebność osobników. Wynika z tego, że gatunek o małych rozmiarach i nikłym pokryciu (np. złoć żółta), występujący w bardzo dużej liczbie może otrzymać ten sam lub nawet wyższy stopień pokrycia, niż gatunek zajmujący w rzeczywistości większą powierzchnię, ale występujący nielicznie.

W trakcie prac w aspekcie wiosennym należy skupić się na odnotowaniu przede wszystkim tych gatunków roślin, które mogą nie zostać odnalezione podczas prac w ramach aspektu letniego (np. geofity wiosenne) lub ich odnalezienie będzie utrudnione przez bujnie rozwinięte runo (mszaki). Stopień pokrycia w skali Braun-Blanqueta dla tych gatunków należy oszacować podczas aspektu wiosennego. W przypadku stwierdzenia wyższego pokrycia danego gatunku w aspekcie letnim, przypisany stopień pokrycia należy skorygować, tak by ostatecznie gatunkowi został przypisany **najwyższy stopień pokrycia z obu aspektów**.

Tabela 7. Charakterystyka stopni ilościowości w skali Braun-Blanqueta (zmienione)

Stopień skali	Opis	Średni stopień pokrycia w %
r	bardzo rzadko, jeden lub kilka osobników	0,01
+	rzadko z nieznacznym pokryciem	0,1
1	licznie z niskim pokryciem lub mniej obficie z wyższym pokryciem, zawsze mniejszym niż 5% badanej powierzchni	2,5
2	pokrycie 5-25% powierzchni badawczej	17,5
3	pokrycie 25-50%	37,5
4	pokrycie 50-75%	62,5
5	pokrycie 75-100%	87,5

Zaleca się sprawdzić zgodność pomiędzy pokryciem warstwy a sumą pokryć gatunków występujących w tej warstwie. Służą do tego średnie stopnie pokrycia wyrażone w % zaproponowane przez Braun-Blanqueta (1964) przedstawione w Tabeli 5. Suma dolnych progów pokryć gatunków występujących w danej warstwie nie powinna być niższa od wartości pokrycia warstwy. Może być ona jednak wyższa w uzasadnionych przypadkach, gdyż rośliny należące do różnych gatunków mogą na siebie nachodzić. Jednakże w terenie trzeba ocenić czy stwierdzona nadwyżka sumy pokryć gatunków nad pokryciem warstwy odpowiada rzeczywistości i czy rośliny nachodzą na siebie rzeczywiście w takim stopniu. Jeżeli nie, oznacza to że został popełniony błąd i należy skorygować stopnie pokrycia gatunków lub wartość pokrycia danej warstwy jeszcze przed zakończeniem obserwacji. Należy pamiętać, że średnie stopnie pokrycia jak i zakresy stopni pokrycia są zaokrągleniami i zawsze będą występowały pewne różnice między nimi a pokryciem danej warstwy. Na przykład przy bardzo małym pokryciu warstwy oszacowanym na 1% może pojawić się zaledwie kilka gatunków o stopniu pokrycia + bądź nawet r, których suma będzie niższa od 1. Przy oszacowaniu pokrycia warstwy na poziomie 2% powinno się nadać któremuś z gatunków stopień 1, co zostanie zamienione przy użyciu wartości średnich na 2,5%, a więc jest to już więcej niż pokrycie warstwy. Takie różnice, wynikające z niedoskonałości stosowanych metod, są akceptowalne.

W przypadku gatunków występujących w zdjęciu ze stopniem ilościowości „r” oraz pojedynczych okazów innych gatunków, których powtórne odnalezienie może stanowić trudność, gatunków przyrodniczo cennych, diagnostycznie istotnych itp., zaleca się w polu uwagi podania odległości i azymutu od środka powierzchni do miejsca występowania tego gatunku.

W przypadku trudności w oznaczeniu gatunku w terenie, co jest częste zwłaszcza w przypadku mchów i porostów, zaleca się pobranie fragmentu rośliny lub plechy do oznaczenia w warunkach kameralnych lub przekazania do oznaczenia osobie specjalizującej się daną grupą roślin lub porostów. Próbkę roślin, o ile to możliwe, należy pobrać poza powierzchnia próbną i zaetykietować podając numer powierzchni, opis miejsca, w którym rośnie dany gatunek, ilościowość oraz datę. Przy pobieraniu próbek roślin do oznaczenia należy pamiętać o ograniczeniach wynikających z przepisów prawa i uzyskać wcześniej odpowiednie zgody.

### 6.6.3. Uszkodzenia gleby

W dokumencie źródłowym należy podać udział procentowy powierzchni, na której występują uszkodzenia gleby powodowane przez czynniki antropogeniczne (wydeptywanie, zrywka drewna, rozjeżdżanie). Należy podać odrębnie:

- udział procentowy powierzchni, na której występują uszkodzenia „świeże” w postaci odkrytej gleby mineralnej.
- udział procentowy powierzchni, na której występują uszkodzenia „zabliźnione” w postaci nienaturalnych zmian w mikroreliefie, które doprowadziły do powstania mikrosiedlisk o wyraźnie innej strukturze gatunkowej od otoczenia, w których dominują gatunki porębowe (ChCl. *Epilobietea angustifolli* i niższych jednostek



w ramach klasy), nitrofilne (ChCl. *Stellarietea mediae* i niższych jednostek w ramach klasy) i ruderalne (ChCl. *Artemisietea vulgaris* i niższych jednostek w ramach klasy) za opracowaniem Matuszkiewicza (2007). Należy pamiętać, że gatunki z wyżej wymienionych klas mogą naturalnie występować w siedliskach przyrodniczych, a więc gdy występują one również w przestrzeni poza już opanowanymi przez roślinność, ale wciąż widocznymi uszkodzeniami gleby, nie należy uwzględniać takich uszkodzeń w dokumencie źródłowym.



Fot. 5. Uszkodzenia gleby powodowane przez motocykle (fot. R. Gawryś)

## 6.7. Zliczanie mikrosiedlisk

W dokumencie źródłowym gromadzone są wyniki poszukiwań mikrosiedlisk drzewnych. Każde drzewo o grubości na wysokości 1,3 m większej lub równej 70 mm, którego środek pnia na wysokości 1,3 m znajduje się w granicach powierzchni monitoringowej, podlega lustracji pod kątem występowania mikrosiedlisk drzewnych zgodnie z katalogiem opracowanym przez Larrieu i in. (2018). Dodatkowo odnotowywane są drzewa o ponadnormatywnej grubości (patrz Tab. 9, pozycja nr 50). Jeżeli na drzewie została stwierdzona obecność mikrosiedlisk wymienionych w Tabeli 9 należy odnotować to w dokumencie źródłowym, podając kod właściwego mikrosiedliska, a w formularzu terenowym również jego pełną nazwę (kody i nazwy podano w Tabeli 9). Dla wszystkich powierzchni próbnych należy sporządzić dokument źródłowy. Powinien mieć on postać tabeli w wersji elektronicznej. Informacje dotyczące jednego drzewa mają być zapisane w jednym wierszu. Zakres niezbędnych danych przedstawiono w Tabeli 8.

Tabela 8. Zawartość dokumentu źródłowego dotyczącego mikrosiedlisk drzewnych.

Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola
1	Numer powierzchni	Liczba (numer nadany węzłowi podczas losowania)
2	Numer węzła z sieci GIOŚ	Kod węzła zgodnie ze słownikiem GIOŚ
3	Rok monitoringu	Rok, w którym prowadzono prace monitoringowe



Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola
4	Numer drzewa	Liczba (rosnąca według azymutu; w kolejności od kierunku północnego zgodnie z kierunkiem wskazówek zegara)
5	A	Azymut od środka powierzchni w kierunku środka drzewa na wysokości 1,3 m z dokładnością do 1 stopnia
6	Odl.	Odległość od środka powierzchni do środka drzewa na wysokości 1,3 m z dokładnością do 1 cm
7	DBH	Grubość drzewa na wysokości 1,3 m powyżej gruntu z dokładnością do 1 mm (patrz rozdział: Pomiar pierśnic)
8	Gatunek drzewa	Nazwa łacińska zgodna z checkliście GIOŚ
9	TREM1	Kod mikrosiedliska drzewnego nr 1, patrz Tab. 6
10	TREM2	Kod mikrosiedliska drzewnego nr 2
11	TREM3	Kod mikrosiedliska drzewnego nr 3
12	TREM4	Kod mikrosiedliska drzewnego nr 4
13	TREM5	Kod mikrosiedliska drzewnego nr 5
19	Uwagi	Tekst

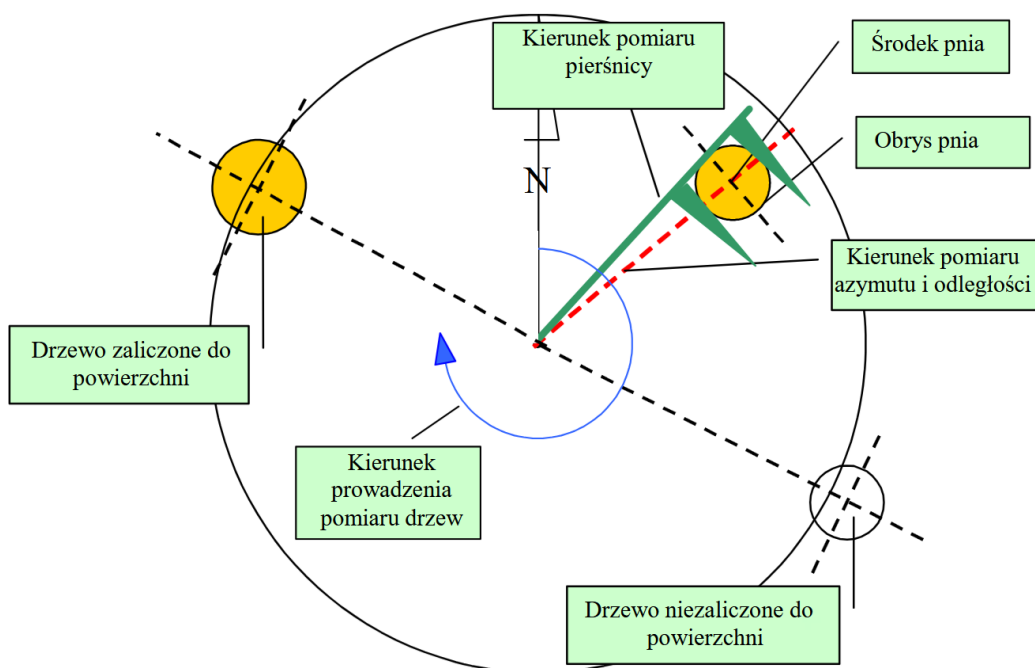
### 6.7.1. Pomiar pierśnic

Pomiar wykonywany jest zgodnie z instrukcją WISL (Jabłoński i in. 2020). Pomiarowi podlegają wszystkie drzewa i krzewy o pierśnicy większej lub równej 70 mm, których środek pnia na wysokości 1,3 m znajduje się w granicach powierzchni monitoringowej.

Pomiaru grubości należy dokonać średnicomierzem (klupą). Pomiar należy rozpocząć od kierunku północnego przemieszczając się zgodnie z ruchem wskazówek zegara. Ramie średnicomierza podczas pomiaru powinno być położone z lewej strony pnia (patrząc od środka powierzchni) i skierowane do środka powierzchni. W przypadkach, gdy jednoznaczne określenie pierśnicy jest utrudnione, należy stosować następujące zasady:

- na stokach wysokość 1,3 m powinna być mierzona od strony szczytu stoku; tę samą zasadę należy stosować w przypadku innych form nierówności terenu występujących na powierzchni próbnej (doły, parowy, rowy itp.),
- w przypadku drzew rosnących na kępach, na terenach okresowo lub stale zalewanych (łęgi, olsy), pomiaru pierśnicy należy dokonywać 1,3 m od wierzchołka kępy,
- w przypadku drzew pochyłych, wysokość 1,3 m należy mierzyć od strony nachylonej, a pierśnicę w kierunku prostopadłym do osi drzewa,
- w przypadku wystąpienia na wysokości 1,3 m deformacji pnia uniemożliwiającej prawidłowy pomiar, średnicę należy mierzyć podwójnie – w takiej samej odległości, powyżej i poniżej, od wyznaczonego punktu 1,3 m,
- w przypadku stwierdzenia rozwidlenia drzewa (krzewu) znajdującego się poniżej wysokości 1,3 m, poszczególne pnie należy mierzyć oddzielnie,
- w przypadku stwierdzenia rozwidlenia drzewa (krzewu) znajdującego się powyżej wysokości 1,3 m, mającego wpływ na kształt drzewa na wysokości pierśnicy, należy zmierzyć średnicę drzewa na dwóch prostopadłych kierunkach i podać wartość średnią, lub obliczyć na podstawie obwodu,
- jeżeli pomiar z założonego kierunku nie jest możliwy, pierśnicę drzewa należy zmierzyć z innego kierunku lub obliczyć jej wielkość na podstawie pomiaru obwodu; wszelkie odstępstwa od podstawowych zasad pomiaru należy odnotować w polu Uwagi.

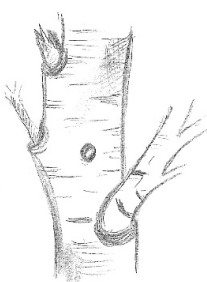
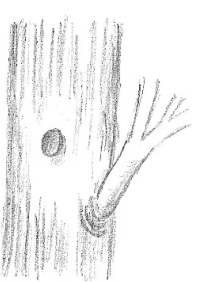
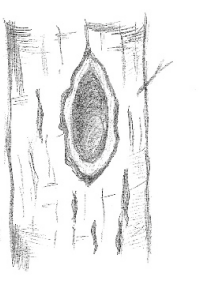
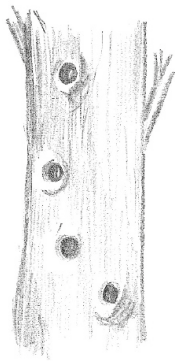
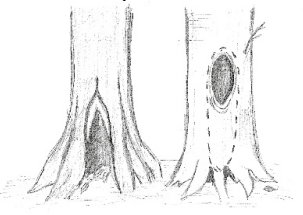
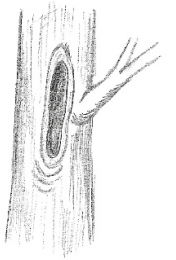


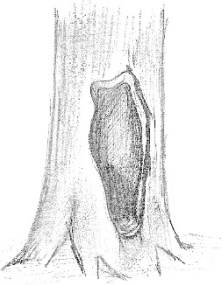



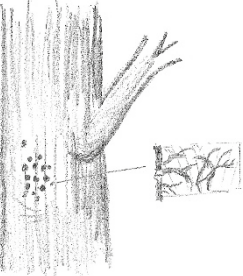
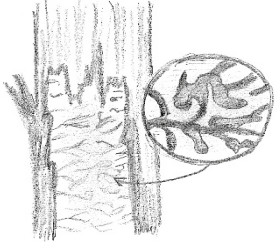
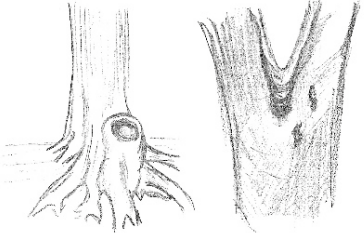

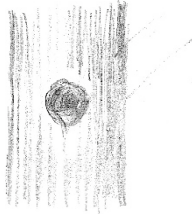

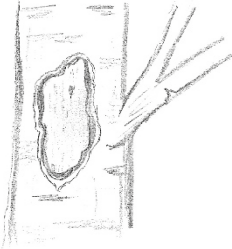
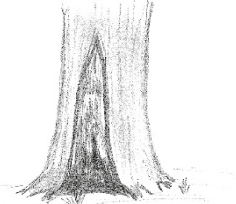


Ryc. 6. Zasady pomiaru drzew żywych na powierzchni monitoringowej (Jabłoński i in. 2020)

## 6.7.2. Typy mikrosiedlisk drzewnych

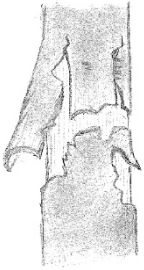

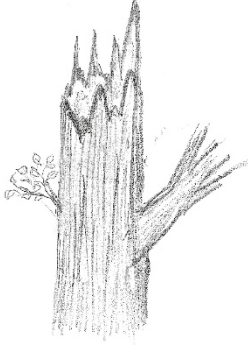

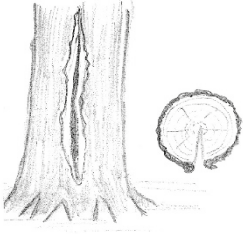
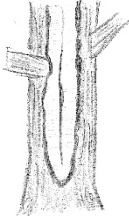

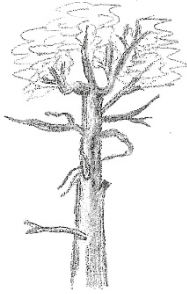

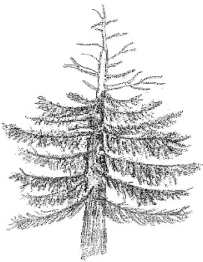

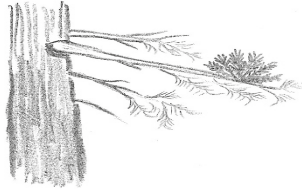
Tabela 9. Kody (pogrubione), opis i rysunki wyróżnianych typów mikrosiedlisk drzewnych (za Larrieu i in. 2018, zmienione), których występowanie na powierzchni monitoringowej jest notowane w dokumencie źródłowym

<p><b>1. ADM</b> Dziupla mała – pusta przestrzeń wewnątrz pnia, szersza od wejścia, którego średnica wynosi &lt; 4 cm</p> 	<p><b>2. ADS</b> Dziupla średnia – pusta przestrzeń wewnątrz pnia, szersza od wejścia, którego średnica wynosi 4-7 cm</p> 	<p><b>3. ADD</b> Dziupla duża – pusta przestrzeń wewnątrz pnia, szersza od wejścia, którego średnica &gt; 7 cm</p> 
<p><b>4. ADF</b> Flet – co najmniej trzy dziuple (<math>\varnothing &gt; 3</math> cm) w jednej linii, max. 2 m od siebie</p> 	<p><b>5. AZG</b> Próchnowisko zamknięte przy gruncie – przestrzeń wypełniona próchnem, mająca kontakt z gruntem (wejście nie musi mieć kontaktu z gruntem) i zamknięta od góry (deszcz nie wpada do środka), z wejściem o średnicy &gt; 10 cm</p> 	<p><b>6. AZP</b> Próchnowisko zamknięte pnia – przestrzeń wypełniona próchnem, niemająca kontaktu z gruntem i zamknięta od góry (deszcz nie wpada do środka), z wejściem o średnicy &gt; 10 cm</p> 



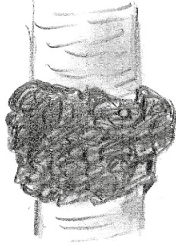


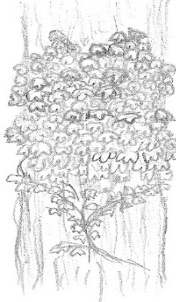
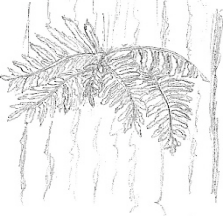

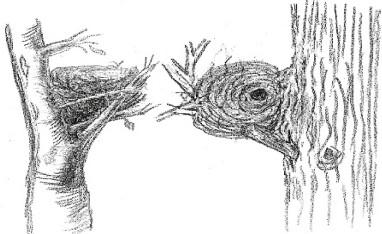
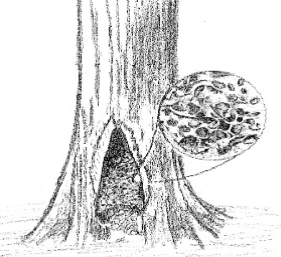
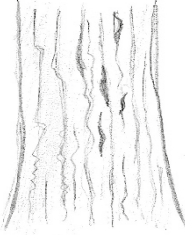
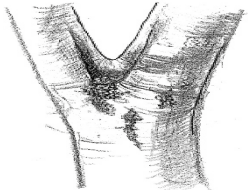
<p><b>7. ACO</b> Próchnowisko częściowo otwarte – przestrzeń wypełniona próchnem, częściowo otwarta na oddziaływanie deszczu, z wejściem o średnicy &gt; 30 cm</p> 	<p><b>8. AOG</b> Próchnowisko otwarte przy gruncie – przestrzeń wypełniona próchnem, otwarta na oddziaływanie deszczu i mająca kontakt z gruntem, z wejściem o średnicy &gt;30 cm</p> 	<p><b>9. AOP</b> Próchnowisko otwarte pnia – przestrzeń wypełniona próchnem, otwarta na oddziaływanie deszczu i niemająca kontaktu z gruntem, z wejściem o średnicy &gt;30 cm</p> 
<p><b>10. APG</b> Pusta gałąź – Pozioma, pusta przestrzeń wewnątrz gałęzi, z wejściem &gt;10 cm.</p> 	<p><b>11. AZD</b> Żerowiska duże – korytarze owadzie w drewnie, <math>\varnothing &gt; 2</math> cm</p> 	<p><b>12. AZR</b> Żerowiska rozległe – korytarze owadzie w drewnie, o pow. &gt; 300 cm<sup>2</sup> (format kartki A5)</p> 
<p><b>13. AZD</b> Dendrotelma – zagłębienie zbierające wodę, o średnicy &gt;15 cm</p> 	<p><b>14. AZK</b> Kuznia – pusta przestrzeń wewnątrz pnia, o głębokości &gt;10 cm, węższa od wejścia, którego średnica &gt;10 cm</p> 	<p><b>15. AZP</b> Zagłębienia w pniu – naturalna wklęsłość pokryta korą na pniu, o głębokości i średnicy przekraczającej 10 cm</p> 
<p><b>16. AZO</b> Zagłębienie w odziomku – naturalna wklęsłość pokryta korą, pomiędzy napływami korzeniowymi, o głębokości i <math>\varnothing</math> przekraczającej 10 cm</p> 	<p><b>17. BKO</b> Odarcie kory – powierzchnia &gt;300 cm<sup>2</sup> (format A5)</p> 	<p><b>18. BKZ</b> Zwęglenie – uszkodzenie pnia spowodowane pożarem, o powierzchni przekraczającej 600 cm<sup>2</sup> (format A4)</p> 





<p><b>19. BKS</b> Schron – przestrzeń pomiędzy pobocznicą a korą, o szer. i wysokości &gt;10 cm oraz o odchyleniu od pobocznicy większym niż 1 cm, z wejściem od dołu</p> 	<p><b>20. BKK</b> Kieszka – przestrzeń pomiędzy pobocznicą a korą, o szer. i wysokości &gt; 10 cm oraz odchyleniu od pobocznicy powyżej 1 cm, z wejściem z boku lub z góry.</p> 	<p><b>21. BZP</b> Złamany pień – złamane, żywe drzewo o grubości w miejscu złamania &gt;10 cm</p> 
<p><b>22. BOG</b> Odłamana gałąź – pozostawia odstąpięte drewno na pniu, o powierzchni &gt;300 cm<sup>2</sup></p> 	<p><b>23. BPP</b> Pęknięty pień – pęknięcia odstaniające drewno, o szerokości &gt;1 cm, długości &gt; 30 cm i głębokości &gt;10 cm</p> 	<p><b>24. BBP</b> Blizna piorunowa – pęknięcia odstaniające drewno, o szer. &gt;1 cm, długości &gt;30 cm i głębokości &gt; 10cm, w wyniku uderzenia pioruna</p> 
<p><b>25. BRP</b> Rozłamany pień – rozłamane konary w rozwidleniach, o długości pęknięcia &gt;30 cm</p> 	<p><b>26. CMG</b> Martwa gałąź gruba – martwe gałęzie o średnicy w grubszym końcu &gt;10 cm</p> 	<p><b>27. CMD</b> Martwe gałęzie drobne – martwe gałęzie o średnicy w grubszym końcu &gt;3 cm, stanowiące &gt;10% korony</p> 
<p><b>28. CMW</b> Martwy wierzchołek – martwy wierzchołek żywego drzewa, o <math>\varnothing</math> w grubszym końcu &gt;10 cm</p> 	<p><b>29. CMK</b> Kikut – martwa, złamana gałąź, o średnicy w grubszym końcu &gt;20 cm i długości &gt;0,5 m</p> 	<p><b>30. DNM</b> Czarcia miotła – skupienie silnie rozgałęzionych, nienormalnie rozwiniętych pędów, o średnicy &gt;50 cm.</p> 

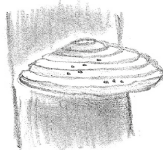


<p><b>31. DNW</b> Wilki – skupisko więcej niż 5 pędów odroślowych na pniu</p> 	<p><b>32. DNG</b> Guz – wypukłość na pobocznicy, pokryta korą, o średnicy &gt;20 cm</p> 	<p><b>33. DNR</b> Rak – spękana wypukłość na pobocznicy, odsłaniająca drewno o średnicy &gt;20 cm lub duża część pnia nimi pokryta</p> 
<p><b>34. EEM</b> Mszaki – pień pokryty przez mchy i wątrobowce, na pow. &gt;10%</p> 	<p><b>35. EEL</b> Porosty – pień pokryty przez porosty krzaczkowate i listkowe, na pow. &gt;10%</p> 	<p><b>36. EEP</b> Pnącza – pień pokryty przez pnącza, na powierzchni &gt;10%</p> 
<p><b>37. EEF</b> Paprocie – rosnące na żywym drzewie, mające &gt;5 liści</p> 	<p><b>38. EEJ</b> Jemioła – okazy jemioły o średnicy &gt;20 cm</p> 	<p><b>39. EGK</b> Gniazdo kręgowców – gniazda ptaków i innych kręgowców (np. wieiórek, itp.)</p> 
<p><b>40. EGO</b> Gniazdo bezkręgowców – skupiska bezkręgowców, w których występują ich larwy, takich jak osy, pszczoły, mrówki, a także motyli (np. korowódka sosnowa, namiotnik czeremszaczek)</p> 	<p><b>41. EZK</b> Mikrogleba w spękaniach kory – gleba powstała w wyniku mikropedogenezy epifitycznych mchów, porostów, glonów oraz kory, występująca w spękaniach grubej kory na pniu</p> 	<p><b>42. EZR</b> Mikrogleba w rozgałęzieniach – gleba powstała w wyniku mikropedogenezy szczątków roślinnych, występująca na płaskich lub wklęsłych fragmentach konarów oraz rozwidleniach pnia i gałęzi</p> 



**43. FHW**

Huby wieloletnie – owocniki zdrewniałe (wykazujące roczne przyrosty) o średnicy >5 cm, np.: *Fomitopsis*, *Fomes*, *Perreniporia*, *Oxyporus*, *Ganoderma*, *Phellinus*, *Daedalea*, *Haploporus*, *Heterobasidion*, *Laricifomes*, *Daedaleopsis*

**44. FHJ**

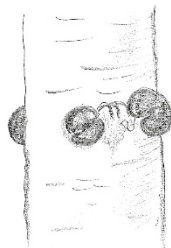
Huby jednoroczne – owocniki jednoroczne, zazwyczaj niezdrewniałe, o średnicy > 5 cm lub występujące w ilości > 10 sztuk, np. *Bjerkandera*, *Cerrena*, *Climacocystis*, *Fistulina*, *Gloeophyllum*, *Grifola*, *Hapalopilus*, *Inonotus*, *Ischnoderma*, *Laetiporus*, *Leptoporus*, *Oligoporus*, *Oxyporus*, *Perenniporia* pp, *Phaeolus*, *Piptoporus*, *Podofomes*, *Polyporus*, *Pycnoporus*, *Spongipellis*, *Stereum*, *Trametes*, *Trichaptum*, *Tyromyces*

**45. FGK**

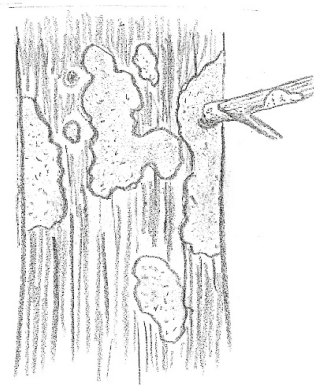
Grzyby kapeluszowe – nietrwale owocniki grzybów wielkoowocnikowych o hymenoforze blaszkowym, o średnicy > 5 cm lub występujące w liczbie > 10 sztuk, np. *Armillaria*, *Pleurotus*, *Pholiota*, *Pluteus*

**46. FGW**

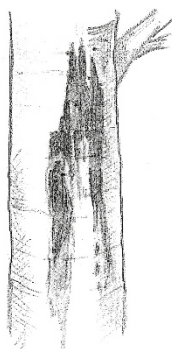
Workowce gruzelkowate – Grzyby z gromady workowców z klasy *Sordariomycetes* (= *Pyrenomycetes*), o owocnikach w formie perytecium lub klejstotecium, o średnicy > 3 cm lub w skupiskach zajmujących powierzchnię > 100 cm<sup>2</sup>

**47. FSL**

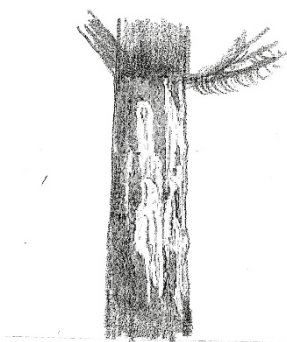
Śluzowce – plazmodia śluzowców o średnicy > 5 cm

**48. GWS**

Wycieki soku – wycieki soku lub gumy, o długości > 10 cm

**49. GWZ**

Wycieki żywicy – wycieki żywicy, o długości > 10 cm

**50. DPG**

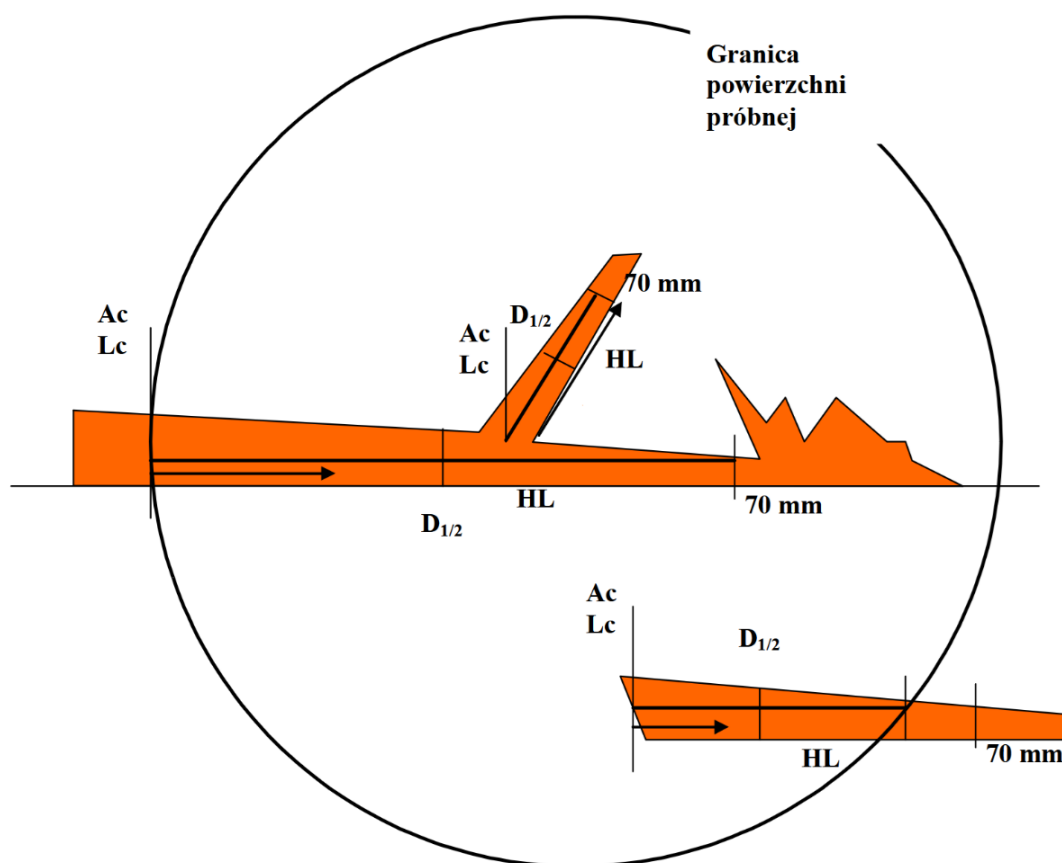
Drzewo o ponadnormalnej grubości – drzewo żywe o grubości na wysokości pierśnicy powyżej 50 cm, a w przypadku siedlisk 91Q0, 91T0, 91D0, 9420 powyżej 30 cm



## 6.8. Pomiar martwego drewna

Pomiar wykonywany jest zgodnie z instrukcją WISL (Jabłoński i in. 2020). Pomiarowi podlega wyłącznie martwe drewno znajdujące się na powierzchni monitoringowej. W przypadku leżaniny i martwych drzew leżących uwzględniane są tylko te fragmenty, które znajdują się w granicach powierzchni monitoringowej (położenie granicy powierzchni należy ustalić na osi drewna leżącego). Wyróżnia się następujące typy martwego drewna:

- leżanina - martwe drewno leżące o średnicy w grubszym końcu minimum 100 mm w korze lub 80 mm bez kory, średnicy w cieńszym końcu minimum 70 mm w korze lub 50 mm bez kory i minimalnej długości (w granicach powierzchni) 0,5 m,
- martwe drzewa stojące – martwe drzewa o pierśnicy minimum 70 mm w korze i 50 mm bez kory, których środek na wysokości 1,3 m powyżej gruntu znajduje się w granicach powierzchni monitoringowej,
- złomy – złamane drzewa o wysokości powyżej 0,5 m oraz pierśnicy minimum 70 mm w korze (lub 50 mm bez kory) lub (w przypadku złomów o wysokości poniżej 1,3 m) o grubości w miejscu zakładania rządu minimum 100 mm w korze (80 mm bez kory) do wysokości złamania, jeżeli ich grubość w cieńszym końcu wynosi minimum 70 mm w korze (50 mm bez kory).



Ryc. 7. Zasady pomiaru leżaniny na powierzchni monitoringowej (Jabłoński i in. 2020). Ac – azymut ze środka powierzchni w kierunku grubszego końca leżaniny, Lc – odległość od środka do grubszego końca leżaniny, HL – długość leżącego kawałka drewna,  $D_{1/2}$  – grubość w połowie zmierzonej długości

Dla wszystkich powierzchni próbnych należy sporządzić dokument źródłowy w postaci tabeli w wersji elektronicznej. Informacje dotyczące jednej sztuki martwego drewna na powierzchni monitoringowej powinny być zapisane w jednym wierszu. Zakres niezbędnych danych w ramach opisu powierzchni monitoringowej przedstawiono w Tabeli 10.



Tabela 10. Zawartość dokumentu źródłowego dotyczącego pomiaru martwego drewna

Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola
1	Numer powierzchni	Liczba (numer nadany węzłowi podczas losowania)
2	Numer węzła z sieci GIOŚ	Kod węzła zgodnie ze słownikiem GIOŚ
3	Rok monitoringu	Rok, w którym prowadzono prace monitoringowe
4	Typ MD	Typ martwego drewna: „L” (leżanina) lub „MD” (martwe drzewo stojące) lub „Z” (złom)
5	Gat	Kod gatunku martwego drewna, patrz rozdział: kody gatunków martwego drewna
6	A	Azymut ze środka powierzchni w kierunku grubszego końca leżaniny lub w kierunku środka pnia na wysokości 1,3 m (martwe drzewa stojące i złomy) z dokładnością do 1 stopnia
7	Odl	Odległość ze środka powierzchni w kierunku grubszego końca leżaniny lub w kierunku środka pnia na wysokości 1,3 m (martwe drzewa stojące i złomy) z dokładnością do 1 cm
8	L	Długość leżącego kawałka drewna z dokładnością do 1 cm
9	D L/2	Grubość leżaniny w połowie zmierzonej długości z dokładnością do 1 mm lub „ND” w przypadku innych typów martwego drewna
10	DBH	Grubość drzewa na wysokości 1,3 m powyżej gruntu z dokładnością do 1 mm lub „ND” w przypadku innych typów martwego drewna
11	D H/2	Grubość złomu w połowie wysokości* z dokładnością do 1 mm lub „ND” w przypadku innych typów martwego drewna. Gdy złom nie osiąga wysokości 1,3 m należy podać „0”
12	K	Informacja czy pomiaru grubości wykonano w korze („k”) czy bez kory („bk”)
13	H	Wysokość drzewa lub złomu z dokładnością do 0,1 m
14	Roz	Kod stopnia rozkładu, patrz rozdział: Stopnie rozkładu drewna
15	Uwagi	Tekst

\*W przypadku złomów o wysokości uniemożliwiającej pomiar grubości w połowie wysokości, grubość szacuje się na podstawie zbieżystości pnia ustalonej w oparciu o pomiar średnicy na wysokości np. 1 i 2 m.

### 6.8.1. Kody drzew

Przy zapisie gatunku martwego drewna stosuje się kody nazw gatunków martwego drewna przedstawione w Tabeli 11.

Tabela 11. Kody nazw gatunków martwego drewna

Gatunek	Kod
Abies alba	JD
Acer spp.	KL
Alnus spp.	OL



Gatunek	Kod
Betula spp.	BRZ
Carpinus betulus	GB
Cerasus spp.	CZR
Cornus spp.	DER
Corylus avellana	LSZ
Crataegus spp.	GLG
Euonymus spp.	TRZ
Fagus sylvatica	BK
Frangula alnus	KRU
Fraxinus spp.	JS
Juniperus communis	JAL
Larix spp.	MD
Lonicera xylosteum	SCH
Malus spp.	JB
Padus avium	CZM
Padus serotina	CZM.P
Picea spp.	SW
Pinus spp.	SO
Prunus spp.	SL
Pseudotsuga menziesii	DG
Pyrus spp.	GR
Quercus spp.	DB
Rhamnus cathartica	SZK
Robinia pseudoacacia	AK
Salix spp.	WB
Sambucus spp.	BEZ
Sorbus spp.	JRZ
Tilia spp.	LP
Ulmus spp.	WZ
Viburnum spp.	KAL
Drewno gatunków iglastych (jeśli nie można rozpoznać gatunku)	IGL
Drewno gatunków liściastych (jeśli nie można rozpoznać gatunku)	LS
Inne lub nieoznaczone	Inne



## 6.8.2. Stopnie rozkładu drewna

Stopnie rozkładu podane w dokumencie źródłowym należy wyróżnić na podstawie kryteriów przedstawionych w Tabeli 12.

Tabela 12. Stopnie rozkładu martwego drewna i kryteria ich wyróżniania (za Jabłoński i in. 2020)

Stopień	Kryterium
1	Drewno o zwartej postaci, niezmiętej strukturze lub z rozkładem drewna powstałym za życia drzewa, co najwyżej drobne pęknięcia z przesuszenia, przy uderzeniu wydające dźwięczny głos, z zachowaną przylegającą korą (jeśli nie zamarło w wyniku żeru owadów podkorowych), nieporośnięte przez grzybnie lub porosty, o jasnym lub przeżywiczonym czole
2	Drewno z szerokimi pęknięciami powyżej 1 cm, z twardą zgnilizną, nie uginającą się przy naciśnięciu, z odstającą pofragmentowaną korą lub brakiem kory na większości powierzchni, śladami występowania glonów i porostów, przebarwionym czole
3	Drewno z ubytkami (rozłożonym drewnem) do 2/3 powierzchni pobocznic, bez kory lub z niewielkimi jej fragmentami, o zmienionym zabarwieniu, uginające się przy naciśnięciu, częściowo porośnięte przez grzyby, mchy i porosty
4	Drewno z ubytkami (rozłożonym drewnem) powyżej 2/3 powierzchni pobocznic, bez kory, zmurszałe, rozpadające się po uderzeniu, poddające się naciskowi np. średnicomierza (zagłębia się w drewno), porośnięte przez grzybnie, porosty i mchy
5	Drewno w stanie prawie całkowitego rozkładu o kształcie uniemożliwiającym poprawny pomiar średnicy

## 6.9. Oddziaływania

Na każdej powierzchni próbnej należy odnotować występujące na niej oddziaływania mające wpływ na badane siedlisko przyrodnicze. Do opisu zagrożeń należy używać kodów zgodnych ze słownikiem GIOŚ.

Dla wszystkich powierzchni próbnych należy sporządzić dokument źródłowy. Powinien mieć on postać tabeli w wersji elektronicznej. Informacje o każdym zagrożeniu powinny być zapisane w jednym wierszu. Zakres niezbędnych danych przedstawiono w Tabeli 13.

Tabela 13. Zawartości dokumentu źródłowego dotyczącego występujących oddziaływań

Lp.	Nazwa	Dopuszczalna zawartość pola
1	Numer powierzchni	Liczba (numer nadany węzłowi podczas losowania)
2	Numer węzła z sieci GIOŚ	Kod węzła zgodnie ze słownikiem GIOŚ
3	Cykl monitoringu	Ostatni rok okresu sprawozdawczego do KE
4	Kod	Kod oddziaływania zgodny ze słownikiem GIOŚ
5	Int	Intensywność oddziaływania: „A” (silne) lub „B” (średnie) lub „C” (słabe)
6	Wpływ	Wpływ oddziaływania: „+” (dodatni) lub „-” (ujemny) lub „0” (neutralny – obojętny lub wpływy równoważące się)
7	Zakres	Zakres oddziaływania w czasie: „Aktualnie” lub „W przeszłości” lub „W przyszłości”
8	Opis	Tekst



## 6.10. Kontrola prac terenowych

Kontrola powinna być przeprowadzana obligatoryjnie w ramach monitoringu krajowego. Na poziomie obszaru Natura 2000 prowadzenie kontroli jest zalecane, ale nie wymagane.

Do kontroli powinno zostać wylosowane 5% powierzchni monitoringowych, w każdym typie siedliska przyrodniczego, na których prowadzono prace w danym roku kalendarzowym.

W ramach kontroli powinien zostać powtórzony cały zakres prac wykonywany na powierzchni monitoringowej, a szczególną uwagę należy położyć na:

- zasadność założenia powierzchni monitoringowej,
- poprawność wykonania oznaczeń powierzchni,
- poprawność określenia udziału powierzchni siedliska na stanowisku,
- poprawność wykonania pomiaru martwego drewna,
- poprawność wykonania zdjęcia fitosocjologicznego,
- poprawność zliczania mikrosiedlisk drzewnych.

Dopuszczalne różnice pomiędzy wynikami uzyskanymi w ramach prac monitoringowych i kontrolnych oraz dopuszczalny odstęp w czasie pomiędzy nimi określa zamawiający.

Osobnej kontroli polegającej na ocenie poprawności weryfikacji obecności siedliska na powierzchni powinny podlegać również powierzchnie, na których w trakcie prac terenowych nie potwierdzono obecności siedliska – o ile takie wystąpiły.

Szczegółowe wytyczne przeprowadzania kontroli prac monitoringowych powinny być przedmiotem odrębnego opracowania.



*Fot. 6. Pomiar odległości podczas prac kontrolnych (fot. O. Hrynyk)*



## 7. Ocena stanu ochrony

Według art. 1 Dyrektywy Siedliskowej stan ochrony siedliska przyrodniczego zostaje uznany za właściwy, jeśli:

- jego naturalny zasięg i obszary mieszczące się w obrębie tego zasięgu są stałe lub się powiększają,
- szczególna struktura i funkcje konieczne do jego długotrwałego zachowania istnieją i prawdopodobnie będą istnieć w dającej się przewidzieć przyszłości, oraz
- stan ochrony jego typowych gatunków jest właściwy.

Na podstawie powyższych zapisów, KE oczekuje od państw członkowskim uwzględnienia w ocenie ogólnej stanu ochrony siedliska przyrodniczego na poziomie regionu biogeograficznego następujących czterech parametrów:

- Powierzchnia siedliska – całkowita powierzchnia (w km<sup>2</sup>) jaką zajmuje siedlisko w obrębie regionu biogeograficznego państwa członkowskiego w danym cyklu monitoringu.
- Zasięg siedliska – w ramach tego parametru analizowana jest powierzchnia poligonu, którego granice wyznacza zasięg występowania płatów danego siedliska, obejmującego wszystkie płaty tego siedliska w danym obszarze.
- Specyficzna struktura i funkcje – obejmuje fizyczne składniki danego typu siedliska. Tworzone przez zespoły gatunków (zarówno żywych, jak i martwych), cechy abiotyczne oraz procesy ekologiczne zachodzące w różnych skalach czasowych i przestrzennych. W ramach parametru uwzględniany jest również stan gatunków typowych.
- Perspektywy ochrony – koncentruje się na wymogu utrzymania właściwej struktury i funkcji oraz potrzebie, aby powierzchnia i zasięg pozostały stabilne lub zwiększały się w przewidywalnej przyszłości.

Niniejsza metodyka, zakłada, że:

1. Ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego powinna być wyrowadzana na poziomie regionu biogeograficznego lub obszaru Natura 2000.
2. Ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego **na poziomie regionu biogeograficznego** powinna być wyrowadzana w oparciu o **4 parametry**: powierzchnia siedliska, zasięg siedliska, struktura i funkcje, perspektywy ochrony.
3. Ocena ogólna stanu ochrony siedliska przyrodniczego **na poziomie obszaru Natura 2000** powinna być wyrowadzana w oparciu o **3 parametry**: powierzchnia siedliska, struktura i funkcje, perspektywy ochrony.
4. Ocena każdego parametru powinna być wyrowadzana tylko na poziomie regionu biogeograficznego lub obszaru Natura 2000.
5. Na powierzchni próbnej oceniany jest stan siedliska (dobry / niepewny / zły).
6. Poszczególne oceny są wyrowadzane po zakończeniu prac terenowych.

### 7.1. Struktura i funkcje

Ocena parametru odbywa się po zakończeniu prac terenowych na podstawie informacji zawartych w dokumentach źródłowych pochodzących z powierzchni monitoringowych.

W odniesieniu do parametru struktura i funkcje istotne jest monitorowanie zmiennych środowiskowych przy użyciu wskaźników, które można zaliczyć do jednej z trzech grup:

- gatunki typowe,
- struktura siedliska,
- funkcje siedliska.



Ponieważ każda z wyróżnionych grup wskaźników powinna mieć taki sam wpływ na ocenę parametru struktura i funkcje, to suma wag przypisanych wskaźnikom w poszczególnych grupach powinna być sobie równa i wynosić „1”. Na poziomie obszaru Natura 2000 lista wskaźników, ich wagi oraz zaproponowane wartości progowe mogą ulec modyfikacji. Listę użytych wskaźników wraz z krótkim opisem oraz wartość proponowanych dla nich wag przedstawia Tabela 14.

Tabela 14. Lista wskaźników parametru struktura i funkcje z podziałem na grupy i wagą w obrębie grupy

Grupa	Wskaźnik	Zakres	Źródło danych	Waga
Gatunki typowe	Gatunki typowe	Liczba gatunków typowych na stanowisku	Zdjęcie fitosocjologiczne	1
Struktura siedliska	Skład gatunkowy drzewostanu	Udział pokrycia gatunków drzew właściwych dla danego siedliska w sumarycznym pokryciu warstw drzewostanu	Zdjęcie fitosocjologiczne/ pomiar pierśnic	0,2
	Budowa piętrowa	Liczba warstw drzewostanu	Zdjęcie fitosocjologiczne	0,2
	Odnowienie	Występowanie odnowienia gatunków drzewiastych właściwych dla danego typu siedliska (warstwa „b” o wysokości 0,5 – 5 m)	Zdjęcie fitosocjologiczne	0,2
	Drzewostan dojrzały	Występowanie drzew w wieku powyżej 80 lat	Pomiar pierśnic	0,2
	Pokrycie koron drzew	Pokrycie terenu przez korony drzew bez wyróżniania warstw	Zdjęcie fitosocjologiczne	0,2
Funkcje siedliska	Martwe drewno*	Mięszczość martwego drewna	Pomiar martwego drewna	0,25
	Mikrosiedliska drzewne**	Liczba mikrosiedlisk drzewnych + martwe drewno wielkowiedrowe (dbh>50cm)	Zliczanie mikrosiedlisk	0,25
	Uszkodzenia gleby**	Obecność uszkodzeń gleby (wydeptywanie, rozjeżdżanie)	Szacunek na powierzchni	0,25
	Gatunki obce**	Pokrycie powierzchni przez obce gatunki inwazyjne w podszyści i runie	Zdjęcie fitosocjologiczne	0,25

\*Wskaźnik martwe drewno nie jest oceniany dla typu siedliska 91Q0 i 9420

\*\*Waga wskaźnika dla siedliska 91Q0 i 9420 wynosi 0,33(3)

Zapisy Dyrektywy Siedliskowej oraz wytyczne KE wymagają, by znany był areal siedliska w stanie właściwym i złym. Dlatego też zachodzi konieczność przypisania stanu ochrony do poziomu stanowiska monitoringowego. Ponieważ areal powierzchni monitoringowej jest zbyt mały, by mogły na nim realizować się wszystkie badane cechy, nie jest możliwe dokonanie oceny stanu siedliska na powierzchni monitoringowej w dotychczasowym rozumieniu. Jest to możliwe na poziomie obszaru Natura 2000 albo regionu biogeograficznego. Natomiast nie jest to możliwe na poziomie powierzchni monitoringowej. Każda z badanych cech ma pewną zmienność i nie na każdej powierzchni monitoringowej z przyczyn losowych badana cecha może się pojawić. Na przykład w nawet najlepiej zachowanych płatach siedliska przyrodniczego zestaw gatunków runa jest zmienny i nie każdy gatunek występuje na każdej powierzchni. Obecność odnowienia i wielopiętrowej budowy drzewostanu jest raczej trudna do spełnienia na każdej powierzchni monitoringowej o areale 400 m<sup>2</sup>. Nie można wszędzie oczekiwać obecności starodrzewu bo to jednocześnie może wykluczać się na tak małym areale z występowaniem odnowienia. W cienistej buczynie brak gatunków typowych na losowo wybranej powierzchni o areale 400 m<sup>2</sup> nie świadczy o złym stanie ochrony tego płatu. Dlatego też fundamentalne znaczenie dla oceny stanu ochrony siedliska ma określenie minimalnej liczebności próby, stanowiącej wiarygodną reprezentację zasobów siedliska



przyrodniczego. Nie jest możliwe określenie stanu siedliska na pojedynczej powierzchni próbnej o ile nie stanowi ona całych zasobów siedliska przyrodniczego w badanym obszarze. Natomiast jest możliwe zbadanie, jaki udział stanowisk w badanym obszarze jest we właściwym stanie ochrony. Możliwe jest to poprzez zbadanie prawdopodobieństwa wystąpienia oczekiwanej wartości badanej cechy siedliska na powierzchni monitoringowej i porównanie z prawdopodobieństwem oczekiwanym. Znając bowiem rozkład badanej cechy lub zakładając pożądany jego kształt jesteśmy w stanie określić udział powierzchni monitoringowych na jakich powinna występować wybrana przez nas wartość danej cechy i jej prawdopodobieństwo wystąpienia na pojedynczej, losowo wybranej, powierzchni monitoringowej. Różnica tych prawdopodobieństw jest udziałem powierzchni monitoringowych w niewłaściwym stanie ochrony w obszarze. Przy czym nie jesteśmy w stanie wskazać, które konkretne powierzchnie monitoringowe są w niewłaściwym stanie ochrony, bo nie każda powierzchnia monitoringowa, na której wartość oczekiwana danej cechy nie została osiągnięta jest w niewłaściwym stanie ochrony. Jeżeli oczekujemy że obce gatunki inwazyjne będą występowały maksymalnie na 10% powierzchni monitoringowych, a w rzeczywistości uzyskamy wynik 15%, to niewłaściwy stan ochrony dotyczy nie 15% powierzchni monitoringowych a 5% (bo 15% które obserwujemy minus 10% które tolerujemy daje 5%). A zatem wiemy na pewno, że 5% zasobów siedliska w obszarze jest w niewłaściwym stanie ochrony. Wiemy także, że te 5% powierzchni w niewłaściwym stanie ochrony na pewno będzie znajdować się wśród tych 15% ogółu powierzchni monitoringowych, na których wystąpiły obce gatunki inwazyjne. A więc prawdopodobieństwo, że losowo wybrana powierzchnia monitoringowa ze zbioru 15% powierzchni monitoringowych, na których wystąpiły obce gatunki inwazyjne jest w stanie niewłaściwym, równa się ilorazowi udziału powierzchni w niewłaściwym stanie ochrony (0,05) i udziału powierzchni na których wartość oczekiwana nie została spełniona (0,15), czyli:

$$0,05 / 0,15 = 0,33(3)$$

Przy czym ta sama powierzchnia jest we właściwym stanie ochrony z prawdopodobieństwem 0,66(6) bo  $1 - 0,33(3) = 0,66(6)$ .

Pozwala to na wyciągnięcie wniosku, że aby stan ochrony siedliska przyrodniczego był właściwy pod względem występowania obcych gatunków inwazyjnych należy przeprowadzić ich usuwanie na co najmniej 5% areálu siedliska w danym obszarze. Przy czym areál wyznaczony do zabiegu usuwania gatunków obcych powinien być wybrany w taki sposób, by nie sugerować się rozmieszczeniem powierzchni monitoringowych.

Jeśli w kolejnym cyklu okazałoby się, że udział powierzchni monitoringowych na których występują gatunki obce wynosi 7%, a tolerowany udział powierzchni siedliska z gatunkami obcymi wynosi wciąż 10% to żadna powierzchnia monitoringowa nie jest w niewłaściwym stanie ochrony.

**W ramach każdego wskaźnika, w celu jego późniejszej waloryzacji, należy określić:**

- **Warunek 1 – wartość badanej cechy w ramach wskaźnika stanowiącą dolną granicę stanu właściwego na powierzchni próbnej;**
- **Warunek 2 – oczekiwany udział powierzchni próbnych w badanym obszarze spełniających Warunek 1.**

Przykład ustalenia warunku 2 zamieszczono w załączniku nr 2.

### 7.1.1. Wskaźniki

#### 7.1.1.1. Gatunki typowe

Wskaźnik ocenia stan gatunków typowych w siedlisku przyrodniczym. Ocenie podlega liczba gatunków typowych oraz udział powierzchni próbnych na których występują oczekiwana liczba gatunków typowych. Listy gatunków typowych poszczególnych siedlisk przyrodniczych, obowiązujące na poziomie regionu biogeograficznego znajdują się w Tabeli 33 (Załącznik 1). **Lista gatunków typowych dla danego obszaru Natura 2000, oczekiwana liczba gatunków typowych na powierzchni próbnej (Warunek 1) oraz udział powierzchni na**



których oczekiwane jest występowanie wymaganej liczby gatunków typowych (Warunek 2) powinna być opracowana zgodnie ze wskazówkami zawartymi w Załączniku nr 1. Wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 i Warunku 2 na poziomie regionu biogeograficznego zostały podane w Tabeli 15.

Tabela 15. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (minimalna liczba gatunków typowych na stanowisku) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
2180 CON	4	≥ 0,7
9110 ALP	2	≥ 0,7
9110 CON	2	≥ 0,7
9130 ALP	2	≥ 0,7
9130 CON	3	≥ 0,7
9140 ALP	3	≥ 0,7
9150 ALP	2	≥ 0,7
9150 CON	3	≥ 0,7
9160 CON	3	≥ 0,7
9170 ALP	2	≥ 0,7
9170 CON	1	≥ 0,7
9180 ALP	3	≥ 0,7
9180 CON	2	≥ 0,7
9190 CON	1	≥ 0,7
91D0 ALP	3	≥ 0,7
91D0 CON	2	≥ 0,7
91E0 ALP	3	≥ 0,7
91E0 CON	1	≥ 0,7
91F0 CON	3	≥ 0,7
91I0 CON	3	≥ 0,7
91P0 CON	2	≥ 0,7
91Q0 ALP	5	≥ 0,7
91T0 CON	5	≥ 0,7
91XX CON	3	≥ 0,7
9410 ALP	2	≥ 0,7
9410 CON	2	≥ 0,7
9420 ALP	6	≥ 0,7



### 7.1.1.2. Skład gatunkowy drzewostanu

W ramach wskaźnika oceniana jest zgodność składu gatunkowego drzewostanu na powierzchniach monitoringowych ze składem gatunkowym naturalnych fitocenoz. Źródłem danych do oceny wskaźnika jest lista gatunków wraz z pokryciem ze wszystkich warstw drzewostanu będąca elementem wykonywanego na powierzchni monitoringowej zdjęcia fitosocjologicznego. W celu przeliczenia pokrycia ze skali Braun-Blanqueta na pokrycie procentowe należy przypisać poszczególnym stopniom następujące wartości: r = 0,01; + = 0,1; 1 = 2,5; 2 = 17,5; 3 = 37,5; 4 = 62,5; 5 = 87,5.

Waloryzacji podlega udział sumarycznego pokrycia gatunków uznanych za naturalne składniki drzewostanu ze wszystkich warstw drzewostanu w sumarycznym pokryciu gatunków z wszystkich warstw drzewostanu. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 16. Listę gatunków występujących naturalnie w drzewostanie poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych przedstawiono w Tabeli 17. Zaproponowane w tym opracowaniu składy gatunkowe powstały na podstawie opracowania Czerepko i in. (2009) i syntezy opracowań geobotanicznych (Sokołowski 1980, Matuszkiewicz 2001, Matuszkiewicz 2008, Matuszkiewicz i in. 2012, Kącki i in. 2016). Wartość Warunku 2 została przyjęta na podstawie wartości zalecanych w przewodnikach metodycznych opracowanych przez Mroza (2010, 2012a, 2012b). **Zarówna lista gatunków jak i wartości warunków powinny zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

Tabela 16. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwania wobec składu gatunkowego) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
Wszystkie	Na powierzchni monitoringowej występuje gatunek uznany za główny dla danego typu siedliska przyrodniczego oraz udział sumarycznego pokrycia gatunków uznanych za naturalne składniki drzewostanu wynosi minimum 80%.	≥ 0,75

Tabela 17. Skład gatunkowy drzewostanu leśnych typów siedlisk przyrodniczych (G – gatunek główny, d – gatunek domieszkowy)

Gatunek	2180	9110	9130	9140	9150	9160	9170	9180	9190	91D0	91E0	91F0	91I0	91P0	91Q0	91T0	91XX	9410	9420
Abies alba		d	d	d	d		d	d						G	d			G	
Acer campestre							G					d							
Acer platanoides			d		d	G	G	G				d	d						
Acer pseudoplatanus		d	d	G	d	d	d	G					d					d	
Alnus glutinosa						d	d			d	G	d					G		
Alnus incana											d								
Betula pendula	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d	d		d	d		d	d		
Betula pubescens									G	G							d		d
Carpinus betulus		d	d		d	G	G				d	d	d						
Cerasus avium											d	d							
Fagus sylvatica	d	G	G	G	G	G	d	d	G					d				d	
Fraxinus excelsior			d			d	d	d			G	G					d		



Gatunek	2180	9110	9130	9140	9150	9160	9170	9180	9190	91D0	91E0	91F0	91I0	91P0	91Q0	91T0	91XX	9410	9420
Larix decidua																		d	d
Malus sylvestris					d	d	d				d	d	d						
Padus avium						d	d				d	d							
Picea abies		d	d	d	d		d	d		G			d	d	d		d	G	G
Pinus sylvestris	G	d					d		d	G			d	d	G	G			
Pinus cembra																		d	G
Populus alba											G	d							
Populus nigra											G	d							
Populus tremula	d	d	d		d	d	d	d	d	d	d		d	d					
Pyrus pyraeaster						d	d				d	d	d						
Quercus petraea		d	d		d	G	G	d	G				G						
Quercus pubescens													G						
Quercus robur	G		d		d	G	G		G	d	d	G	G				d		
Salix alba											G	d							
Salix fragilis											G	d							
Salix caprea						d	d												
Sorbus aucuparia	d	d	d	d	d	d	d	G					d	d				d	d
Taxus baccata			d		d														
Tilia cordata		d			d	G	G	d			d	d	d						
Tilia platyphyllos					d		d	d											
Ulmus glabra			d		d	d	d	d			d	G							
Ulmus laevis							d				d	d							
Ulmus minor							d				d	d							

### 7.1.1.3. Budowa piętrowa

Wskaźnik ocenia zróżnicowanie struktury pionowej drzewostanu. Pożądane jest występowanie drzewostanów o zróżnicowanej strukturze wysokościowej, która wykształca się wraz z wiekiem drzewostanu i świadczy o dojrzałości fitocenozy. Ponieważ możliwość występowania zróżnicowanej struktury drzewostanu zależy od wieku drzewostanu to nie można oczekiwać jej występowania na wszystkich powierzchniach monitoringowych, zwłaszcza jeśli reprezentują one pierwsze pokolenie lasu na gruntach porolnych. Dlatego też, podobnie jak w metodykach opracowanych przez Mróz (2010, 2012a, 2012b), oczekuje się w większości siedlisk występowania przynajmniej dwóch warstw drzewostanu na 50% powierzchni monitoringowych. Źródłem danych do oceny tego wskaźnika jest liczba warstw drzewostanu i ich pokrycie odnotowane na powierzchni monitoringowej w zdjęciu fitosocjologicznym. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 18. **Wartości warunków powinny zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

Za drzewostan o budowie wielopiętrowej uznaje się taki, w którym występują co najmniej dwa piętra o pokryciu terenu minimum 10% każde.



Tabela 18. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwania wobec budowy piętrowej) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
2180, 9150, 9190, 91D0, 91I0, 91Q0, 91T0, 91XX, 9420	drzewostan o budowie jednopiętrowej	≥ 0,8
9110, 9130, 9140, 9160, 9170, 9180, 91E0, 91F0, 91P0, 9410	drzewostan o budowie wielopiętrowej	≥ 0,5

#### 7.1.1.4. Odnowienie

Wskaźnik bada powszechność występowania odnowienia gatunków drzewiastych właściwych dla danego typu siedliska przyrodniczego. Występowanie odnowienia jest niezbędne w celu zachowania ciągłości istnienia siedliska w badanym obszarze.

Źródłem danych do oceny wskaźnika jest lista gatunków wraz z pokryciem gatunku z warstwy podrostu i podszyciu (B) będąca elementem wykonywanego na powierzchni monitoringowej zdjęcia fitosocjologicznego. Dla każdej powierzchni monitoringowej należy zsumować pokrycia tylko tych gatunków, które zostały wymienione w danym typie siedliska przyrodniczego jako naturalnie występujące w drzewostanie (Tabela 16 zamieszczona przy opisie wskaźnika skład gatunkowy drzewostanu). W celu przeliczenia pokrycia ze skali Braun-Blanqueta na pokrycie procentowe należy przypisać poszczególnym stopniom następujące wartości: r = 0,01; + = 0,1; 1 = 2,5; 2 = 17,5; 3 = 37,5; 4 = 62,5; 5 = 87,5.

Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 19. Wartość Warunku 2 została przyjęta na podstawie wartości zalecanych w metodykach opracowanych przez Mróz (2010, 2012a, 2012b). **Zarówno lista gatunków jak i wartości warunków powinny zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

Tabela 19. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwania wobec występowania powierzchniowego odnowienia) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
Wszystkie	sumaryczne pokrycie gatunków z warstwy B uznanych za właściwe dla danego typu siedliska przyrodniczego wynosi minimum 20%.	≥ 0,25

#### 7.1.1.5. Drzewostan dojrzały

Wskaźnik bada powszechność występowania dojrzałych faz rozwojowych drzewostanu identyfikowanych na podstawie pokrycia pierwszego i drugiego piętra drzew (A1: h > 20 m, A2: 20 m > h > 10 m). Jest on uzupełnieniem wskaźnika odnowienie drzewostanu, dostarczając informacji o ciągłości występowania faz rozwojowych drzewostanu i wystarczających zasobach powierzchniowych w pełni rozwiniętych fitocenoz, w których mogą realizować się podstawowe funkcje przyrodnicze siedliska. Źródłem danych do oceny wskaźnika jest pokrycie warstw drzewostanu odnotowane na powierzchni monitoringowej w zdjęciu fitosocjologicznym. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 20. **Wartości warunków powinny zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

Tabela 20. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwania wobec występowania warstwy A1 i A2) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego.

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
2180, 9150, 9190, 91D0, 91I0, 91Q0, 91T0, 91XX, 9420	Występuje warstwa A1 lub A2 o pokryciu minimum 50%	≥ 0,75
9110, 9130, 9140, 9160, 9170, 9180, 91E0, 91F0, 91P0, 9410	Występuje warstwa A1 o pokryciu minimum 50%	≥ 0,5



### 7.1.1.6. Pokrycie koron drzew

W ramach wskaźnika podlega ocenie udział powierzchni na których pokrycie koron drzew spełnia warunek przyjętego minimalnego poziomu. Drzewostan w siedliskach leśnych jest warstwą kształtującą specyficzny mikroklimat siedliska oraz strukturę gatunkową warstwy runa i warstwy krzewów poprzez limitowanie dostępu światła do dolnych warstw fitocenozy. Ocenie podlega łączne pokrycie warstw drzewostanu (A) określone na powierzchni monitoringowej w ramach zdjęcia fitosocjologicznego. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 21. **Wartości warunków powinny zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

Tabela 21. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwania wobec pokrycia terenu przez korony drzew) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
9140, 9180, 91Q0, 91T0, 9420	Warstwa A > 40%	≥ 0,8
2180, 9110, 9130, 9150, 9160, 9170, 9190, 91E0, 91F0, 91I0, 91P0, 9410, 91XX	Warstwa A > 50%	≥ 0,8

### 7.1.1.7. Martwe drewno

Wskaźnik ocenia potencjał siedliska do zachowania bogactwa gatunkowego roślin, grzybów i zwierząt, głównie bezkręgowców, nierozzerwalnie związanych ze specyficznym dla siedlisk leśnych substratem, jakim jest martwe drewno. Ocenie podlega miąższość martwego drewna odnotowana na powierzchni monitoringowej przeliczona na 1 ha (mnożąc sumaryczną miąższość martwego drewna otrzymana na powierzchni próbnej przez 25). Źródłem danych do oceny wskaźnika są wykonywane na powierzchni monitoringowej pomiary martwego drewna (jeśli jest taka możliwość należy wykorzystać dane WISL). Na ich podstawie należy obliczyć miąższość martwego drewna sumując miąższość wszystkich fragmentów. W przypadku leżaniny i złomów w celu obliczenia miąższości martwego drewna należy skorzystać ze wzoru na wałek przyjmując za jego średnicę u podstawy grubość w połowie długości (leżanina) lub wysokości (złom), zaś za wysokość walca należy przyjąć długość leżaniny lub wysokość złomu. W przypadku martwych drzew stojących należy zastosować wzór Denzina:

$$V = d^2/1000$$

gdzie:

V – miąższość drzewa [m<sup>3</sup>]

d – pierśnica drzewa [cm]

Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 22. Wartość Warunku 1 została przyjęta na podstawie wartości zalecanych w metodykach opracowanych przez Mróz (2010, 2012a, 2012b).

Tabela 22. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (miąższość martwego drewna w m<sup>3</sup>/ha) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1 wymagana miąższość martwego drewna na powierzchni monitoringowej (m <sup>3</sup> /ha)	Warunek 2 oczekiwany udział stanowisk spełniających wymagany warunek miąższości martwego drewna
91T0*	0	≥ 0,7
91I0*	< 5	≥ 0,7
9140, 9150, 9180, 91D0	> 10	≥ 0,3
9110, 9130, 9160, 9170, 9190, 91E0, 91F0, 91P0, 91XX, 9410	> 20	≥ 0,3
91Q0, 9420	Nie dotyczy	Nie dotyczy

\*Uwzględnia się jedynie miąższość leżaniny





Wartość Warunku 2 została przyjęta na podstawie analizy rozkładu miąższości martwego drewna na powierzchniach ICP Forests. Dane te zostały zebrane w ramach projektu BioSoil (Coenen i in. 2008), opublikowane przez Puletti i in. 2018 i omówione w pracy Puletti i in. 2019. **Wartości warunków powinny zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

#### 7.1.1.8. Mikrosiedliska drzewne

Wskaźnik ocenia potencjał siedliska do zachowania bogactwa gatunkowego roślin, grzybów i zwierząt nierozdzielnie związanych ze specyficznymi dla siedlisk leśnych mikrosiedliskami drzewnymi. Oceniane jest występowanie struktur według katalogu opracowanego przez Larrieu i in. (2018), poszerzonego o występowanie drzew o ponadnormatywnej grubości (dbh>50 cm) i występowanie martwego drewna wielkowymiarowego (martwe drzewa lub fragmenty drzew leżące lub stojące o grubości powyżej 50 cm w grubszym końcu). W przypadku martwego drewna wielkowymiarowego zrezygnowano z kryterium długości martwego drewna wynoszącego minimum 3 m w poprzedniej metodycy przez wzgląd na niewielki rozmiar powierzchni próbnej. Niewielki rozmiar powierzchni próbnej, który jest efektem kompromisu pomiędzy pracochłonnością a jakością uzyskiwanych danych oraz rzadkość występowania martwego drewna (Nilsson i in. 2002) sprawiają, że cecha ta przez wzgląd na bardzo niskie prawdopodobieństwo wystąpienia w tak pobranej próbce nie może pełnić roli samodzielnego wskaźnika.

Źródłem danych do oceny wskaźnika jest spis mikrosiedlisk drzewnych odnotowanych na powierzchni monitoringowej oraz wyniki pomiarów martwego drewna. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 23. **Wartości warunków mogą zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**

Tabela 23. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwana liczba mikrosiedlisk na powierzchni próbnej) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
9110, 9140, 9150, 9180, 91P0, 9410, 2180, 91XX	minimum jeden typ mikrosiedliska drzewnego lub jedna sztuka martwego drewna wielkowymiarowego (d>50cm) lub 1 drzewo o dbh>50cm	≥ 0,7
91Q0, 91T0, 91D0, 9420,	minimum jeden typ mikrosiedliska drzewnego lub jedna sztuka martwego drewna wielkowymiarowego (d>30cm) lub 1 drzewo o dbh>30cm	≥ 0,5
9130, 9160, 9170, 9190, 91E0, 91F0, 91I0	minimum dwa typy mikrosiedlisk drzewnych lub jedna sztuka martwego drewna wielkowymiarowego lub 1 drzewo o dbh>50cm	≥ 0,7

#### 7.1.1.9. Uszkodzenia gleby

Wskaźnik opisuje frekwencję i powierzchnię zaburzeń wywołanych uszkodzeniami gleby i runa spowodowanymi przez czynniki antropogeniczne. W ramach wskaźnika brane są pod uwagę uszkodzenia, które nie mają jeszcze odzwierciedlenia w składzie gatunkowym runa poza ograniczeniem jego pokrycia (za wyjątkiem 91T0), a także uszkodzeń gleby, które doprowadziły do powstania mikrosiedlisk o wyraźnie innej strukturze gatunkowej, w których dominują gatunki porębowe (ChCl. *Epilobietea angustifolli* i niższych jednostek w ramach klasy), nitrofilne (ChCl. *Stellarietea mediae* i niższych jednostek w ramach klasy) i ruderalne (ChCl. *Artemisietea vulgaris* i niższych jednostek w ramach klasy) za opracowaniem Matuszkiewicza (2007).

Źródłem danych do oceny tego wskaźnika jest bezpośrednio udział procentowy powierzchni, na której występują uszkodzenia gleby notowane w dokumencie źródłowym. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 24.

Tabela 24. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (oczekiwany udział nieuszkodzonej gleby na powierzchni próbnej) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
Wszystkie	Brak uszkodzeń gleby (miejsca powstałe przez czynniki antropogeniczne charakteryzujące się brakiem roślinności i odsłoniętą glebą lub wyraźnie inną strukturą gatunkową w której dominują gatunki porębowe, nitrofilne lub ruderalne)	≥ 0,9



Wartość Warunku 2 została przyjęta na podstawie wartości zalecanych w metodykach opracowanych przez Mróz (2010, 2012a, 2012b). **Wartości warunków mogą zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.**



**Fot. 7. Fragment lasu pozbawiony runa w wyniku ruchu turystycznego (fot. R. Gawryś)**

#### 7.1.1.10. Gatunki obce

Wskaźnik opisuje odkształcenia składu gatunkowego runa polegające na występowaniu obcych gatunków inwazyjnych w podszybie i runie. W ramach wskaźnika oceniana jest obecność obcych gatunków inwazyjnych:

- Stwarzających zagrożenie dla Polski według aktualnej listy. Aktualna lista na 2025 rok jest zawarta w rozporządzeniu Rady Ministrów z dnia 9 grudnia 2022 r. w sprawie listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Unii i listy inwazyjnych gatunków obcych stwarzających zagrożenie dla Polski, działań zaradczych oraz środków mających na celu przywrócenie naturalnego stanu ekosystemów (Dz.U. 2022 poz. 2649). Lista ta obejmuje 7 gatunków roślin.
- Stwarzających zagrożenie dla UE według aktualnej listy. Aktualna lista na 2025 rok jest zawarta w rozporządzeniu wykonawczym Komisji (UE) nr: 2016/1141 z dnia 13 lipca 2016 r. przyjmującym wykaz inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z rozporządzeniem Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1143/2014 (Dz. U. UE. L. z 2016 r. Nr 189, str. 4, z późn. zm.).
- Z kategorią inwazyjności I–IV według załącznika 2 opracowania Tokarskiej-Guzik i in. (2012) o ile pokrycie tych gatunków w zdjęciu fitosocjologicznym przekracza 5% (należy wziąć pod uwagę wartość wyższą z obu aspektów). W przypadku gdy pokrycie tych gatunków w zdjęciu fitosocjologicznym zostało ocenione na „1”, „+” lub „r” nie należy ich uwzględniać.

Źródłem danych do oceny wskaźnika jest zdjęcie fitosocjologiczne wykonywane na powierzchni monitoringowej. Wartości progowe do oceny wskaźnika na poziomie regionu biogeograficznego przedstawiono w Tabeli 25. Wartość Warunku 2 została przyjęta na podstawie wartości zalecanych w metodykach opracowanych przez Mróz (2010, 2012a, 2012b). Wartości warunków mogą zostać dostosowane do specyfiki badanego obszaru Natura 2000.

*Tabela 25. Proponowane wartości progowe dla spełnienia Warunku 1 (występowanie gatunków obcych na powierzchni próbnej) i Warunku 2 (udział powierzchni monitoringowych spełniających warunek 1) na poziomie regionu biogeograficznego*

Typ siedliska	Warunek 1	Warunek 2
Wszystkie	Brak gatunków obcych wymienionych w opisie wskaźnika na powierzchni próbnej	≥ 0,9



### 7.1.2. Ocena prawdopodobieństwa wystąpienia właściwego stanu siedliska na stanowisku

Dla każdej powierzchni monitoringowej należy wykonać następujące kroki:

1. Przypisanie wartości wskaźnikom  
Każdemu badanemu wskaźnikowi należy przypisać wartość odpowiadającą prawdopodobieństwu wystąpienia właściwego stanu ochrony w jego ramach. W tym celu:
  - a) Wszystkim powierzchniom, które w ramach danego wskaźnika spełniają Warunek 1, przypisuje się wartość 1.
  - b) Powierzchniom, które nie spełniają Warunku 1, przypisuje się wartość odczytaną z Tabeli 26.
2. Ważenie wskaźników  
Tak uzyskane prawdopodobieństwo spełnienia oczekiwań wobec właściwego stanu ochrony w ramach danego wskaźnika należy pomnożyć przez przypisaną mu wagę z Tabeli 14.
3. Sumowanie wyników w grupach wskaźników  
Otrzymane iloczyny należy zsumować w obrębie każdej z grup wskaźników: gatunki typowe, struktura siedliska, funkcje siedliska.
4. Obliczenie wartości średnich w grupach  
Suma iloczynów w danej grupie wskaźników powinna zostać podzielona przez liczbę wskaźników w tej grupie (kolejno: 1, 5 i 4).  
W ten sposób uzyskuje się średnie prawdopodobieństwo spełnienia oczekiwań właściwego stanu ochrony dla poszczególnych grup wskaźników.  
W przypadku grupy gatunki typowe, zawierającej tylko jeden wskaźnik o wadze 1, wartość odczytana dla wskaźnika stanowi jednocześnie wynik dla całej grupy.
5. Agregacja wyników dla parametru „struktura i funkcje”  
W celu obliczenia prawdopodobieństwa wystąpienia właściwego stanu ochrony w ramach parametru struktura i funkcje, należy pomnożyć wartości prawdopodobieństw uzyskane w ramach poszczególnych grup wskaźników.
6. Ocena powierzchni monitoringowej  
Ocenę dla powierzchni monitoringowej uzyskuje się poprzez porównanie obliczonego prawdopodobieństwa spełnienia oczekiwań wobec właściwego stanu ochrony (dla parametru struktura i funkcje) z wartościami progowymi podanymi poniżej.

Wartość prawdopodobieństwa	Ocena stanu ochrony w ramach parametru struktura i funkcje na stanowisku
> 0,85	Dobry
0,85–0,7	Wątpliwy
< 0,7	Zły

### 7.1.3. Ocena parametru struktura i funkcje

Ocena parametru struktura i funkcje na poziomie badanego obszaru Natura 2000 lub regionu biogeograficznego odbywa się według zaleceń KE:

Stan siedliska	Kryteria oceny
Właściwy (FV)	90% powierzchni monitoringowych w stanie dobrym lub ocena parametru w poprzednim cyklu FV i brak zmian areału siedliska w stanie dobrym
Niezadawalający (U1)	Pozostałe przypadki
Zły (U2)	Więcej niż 25% powierzchni monitoringowych w stanie złym



## PRZYKŁAD OCENY WSKAŹNIKA GATUNKI TYPOWE NA POZIOMIE POWIERZCHNI MONITORINGOWEJ (TYP SIEDLISKA 2180)

Monitoring siedliska przeprowadzono na 15 powierzchniach próbnych. Na podstawie wykonanych w terenie zdjęć fitosocjologicznych każdej powierzchni przypisano liczbę gatunków typowych, która na niej występuje.

Etap 1a obejmuje sprawdzenie, na których powierzchniach został spełniony Warunek 1. Wymagane jest występowanie minimum 4 gatunków typowych na powierzchni próbnej, a więc powierzchnie z 4 i więcej gatunkami typowymi otrzymują wartość „1” (tj. 9 powierzchni).

W etapie 1b powierzchniom, które nie spełniają Warunku 1 należy przypisać wartość odczytaną z Tabeli 25 na podstawie udziału powierzchni próbnych określonego w Warunku 2 oraz obserwowanego udziału powierzchni spełniających ten warunek w badanej próbie. W omawianym przykładzie wymagane jest spełnienie warunku minimum 4 gatunków typowych na 70% powierzchni. W badanej próbie (15 powierzchni) tylko 9 powierzchni ma wymaganą liczbę gatunków typowych, co stanowi 60% z liczby wszystkich (15) powierzchni. Dla wartości oczekiwanej 0,7 i obserwowanej 0,6 wartość prawdopodobieństwa odczytana z Tabeli 26 wynosi 0,75 (wzór ma postać:  $1 - (\text{udział oczekiwany} - \text{udział obserwowany}) / (1 - \text{udział obserwowany})$ ), a więc:  $1 - (0,7 - 0,6) / (1 - 0,6) = 0,75$ ). A zatem wartość 0,75 należy przypisać pozostałym 6 powierzchniom, które nie spełniają Warunku 1.

W etapie 2 należy otrzymaną wartość z etapu 1 i 2 pomnożyć przez wagę wskaźnika z Tabeli 14. Waga wskaźnika Gatunki typowe to „1” a zatem w tym przypadku należy przepisać wcześniejszą wartość z etapu 1 i 2.

Numer powierzchni	N gatunków typowych	Etap 1a	Etap 1b	Waga	Etap 2
1	1		0,75	1	0,75
2	6	1		1	1
3	3		0,75	1	0,75
4	4	1		1	1
5	5	1		1	1
6	0		0,75	1	0,75
7	2		0,75	1	0,75
8	4	1		1	1
9	1		0,75	1	0,75
10	4	1		1	1
11	1		0,75	1	0,75
12	5	1		1	1
13	7	1		1	1
14	6	1		1	1
15	7	1		1	1



Tabela 26. Wartości przypisywane powierzchni próbnym w ramach ocenianych wskaźników, w przypadku niespełnienia na danej powierzchni „Warunku 1”, określono na podstawie porównania oczekiwanego udziału powierzchni próbnych spełniających dany warunek z udziałem obserwowanym (Obs.) w badanej próbie. Wartości w tabeli obliczono według wzoru:  $1 - (\text{udział oczekiwany} - \text{udział obserwowany}) / (1 - \text{udział obserwowany})$ . Dla wyników większych niż 1 przyjęto wartość 1, zgodnie z założeniami przedstawionymi w rozdziale 7.1

Obs.	Oczekiwany udział powierzchni próbnych spełniających warunek w pobranej próbie										
	0,1	0,2	0,25	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8	0,9
1,00	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,99	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,98	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,97	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,96	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,95	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,94	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,93	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,92	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,91	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,90	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0,89	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,91
0,88	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,83
0,87	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,77
0,86	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,71
0,85	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,67
0,84	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,63
0,83	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,59
0,82	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,56
0,81	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,53
0,80	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,50
0,79	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,95	0,48
0,78	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,91	0,45
0,77	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,87	0,43
0,76	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,83	0,42
0,75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0,80	0,40
0,74	1	1	1	1	1	1	1	1	0,96	0,77	0,38
0,73	1	1	1	1	1	1	1	1	0,93	0,74	0,37
0,72	1	1	1	1	1	1	1	1	0,89	0,71	0,36
0,71	1	1	1	1	1	1	1	1	0,86	0,69	0,34
0,70	1	1	1	1	1	1	1	1	0,83	0,67	0,33



Obs.	Oczekiwany udział powierzchni próbnych spełniających warunków w pobranej próbce										
	0,1	0,2	0,25	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8	0,9
0,69	1	1	1	1	1	1	1	0,97	0,81	0,65	0,32
0,68	1	1	1	1	1	1	1	0,94	0,78	0,63	0,31
0,67	1	1	1	1	1	1	1	0,91	0,76	0,61	0,30
0,66	1	1	1	1	1	1	1	0,88	0,74	0,59	0,29
0,65	1	1	1	1	1	1	1	0,86	0,71	0,57	0,29
0,64	1	1	1	1	1	1	1	0,83	0,69	0,56	0,28
0,63	1	1	1	1	1	1	1	0,81	0,68	0,54	0,27
0,62	1	1	1	1	1	1	1	0,79	0,66	0,53	0,26
0,61	1	1	1	1	1	1	1	0,77	0,64	0,51	0,26
0,60	1	1	1	1	1	1	1	0,75	0,63	0,50	0,25
0,59	1	1	1	1	1	1	0,98	0,73	0,61	0,49	0,24
0,58	1	1	1	1	1	1	0,95	0,71	0,60	0,48	0,24
0,57	1	1	1	1	1	1	0,93	0,70	0,58	0,47	0,23
0,56	1	1	1	1	1	1	0,91	0,68	0,57	0,45	0,23
0,55	1	1	1	1	1	1	0,89	0,67	0,56	0,44	0,22
0,54	1	1	1	1	1	1	0,87	0,65	0,54	0,43	0,22
0,53	1	1	1	1	1	1	0,85	0,64	0,53	0,43	0,21
0,52	1	1	1	1	1	1	0,83	0,63	0,52	0,42	0,21
0,51	1	1	1	1	1	1	0,82	0,61	0,51	0,41	0,20
0,50	1	1	1	1	1	1	0,80	0,60	0,50	0,40	0,20
0,49	1	1	1	1	1	0,98	0,78	0,59	0,49	0,39	0,20
0,48	1	1	1	1	1	0,96	0,77	0,58	0,48	0,38	0,19
0,47	1	1	1	1	1	0,94	0,75	0,57	0,47	0,38	0,19
0,46	1	1	1	1	1	0,93	0,74	0,56	0,46	0,37	0,19
0,45	1	1	1	1	1	0,91	0,73	0,55	0,45	0,36	0,18
0,44	1	1	1	1	1	0,89	0,71	0,54	0,45	0,36	0,18
0,43	1	1	1	1	1	0,88	0,70	0,53	0,44	0,35	0,18
0,42	1	1	1	1	1	0,86	0,69	0,52	0,43	0,34	0,17
0,41	1	1	1	1	1	0,85	0,68	0,51	0,42	0,34	0,17
0,40	1	1	1	1	1	0,83	0,67	0,50	0,42	0,33	0,17
0,39	1	1	1	1	0,98	0,82	0,66	0,49	0,41	0,33	0,16
0,38	1	1	1	1	0,97	0,81	0,65	0,48	0,40	0,32	0,16
0,37	1	1	1	1	0,95	0,79	0,63	0,48	0,40	0,32	0,16
0,36	1	1	1	1	0,94	0,78	0,62	0,47	0,39	0,31	0,16
0,35	1	1	1	1	0,92	0,77	0,62	0,46	0,38	0,31	0,15



Obs.	Oczekiwany udział powierzchni próbnych spełniających warunków w pobranej próbie										
	0,1	0,2	0,25	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,75	0,8	0,9
0,34	1	1	1	1	0,91	0,76	0,61	0,45	0,38	0,30	0,15
0,33	1	1	1	1	0,90	0,75	0,60	0,45	0,37	0,30	0,15
0,32	1	1	1	1	0,88	0,74	0,59	0,44	0,37	0,29	0,15
0,31	1	1	1	1	0,87	0,72	0,58	0,43	0,36	0,29	0,14
0,30	1	1	1	1	0,86	0,71	0,57	0,43	0,36	0,29	0,14
0,29	1	1	1	0,99	0,85	0,70	0,56	0,42	0,35	0,28	0,14
0,28	1	1	1	0,97	0,83	0,69	0,56	0,42	0,35	0,28	0,14
0,27	1	1	1	0,96	0,82	0,68	0,55	0,41	0,34	0,27	0,14
0,26	1	1	1	0,95	0,81	0,68	0,54	0,41	0,34	0,27	0,14
0,25	1	1	1	0,93	0,80	0,67	0,53	0,40	0,33	0,27	0,13
0,24	1	1	0,99	0,92	0,79	0,66	0,53	0,39	0,33	0,26	0,13
0,23	1	1	0,97	0,91	0,78	0,65	0,52	0,39	0,32	0,26	0,13
0,22	1	1	0,96	0,90	0,77	0,64	0,51	0,38	0,32	0,26	0,13
0,21	1	1	0,95	0,89	0,76	0,63	0,51	0,38	0,32	0,25	0,13
0,20	1	0,99	0,94	0,87	0,75	0,62	0,50	0,38	0,31	0,25	0,13
0,19	1	0,99	0,93	0,86	0,74	0,62	0,49	0,37	0,31	0,25	0,12
0,18	1	0,98	0,91	0,85	0,73	0,61	0,49	0,37	0,30	0,24	0,12
0,17	1	0,96	0,90	0,84	0,72	0,60	0,48	0,36	0,30	0,24	0,12
0,16	1	0,95	0,89	0,83	0,71	0,60	0,48	0,36	0,30	0,24	0,12
0,15	1	0,94	0,88	0,82	0,71	0,59	0,47	0,35	0,29	0,24	0,12
0,14	1	0,93	0,87	0,81	0,70	0,58	0,47	0,35	0,29	0,23	0,12
0,13	1	0,92	0,86	0,80	0,69	0,57	0,46	0,34	0,29	0,23	0,11
0,12	1	0,91	0,85	0,80	0,68	0,57	0,45	0,34	0,28	0,23	0,11
0,11	1	0,90	0,84	0,79	0,67	0,56	0,45	0,34	0,28	0,22	0,11
0,10	0,99	0,89	0,83	0,78	0,67	0,56	0,44	0,33	0,28	0,22	0,11
0,09	0,99	0,88	0,82	0,77	0,66	0,55	0,44	0,33	0,27	0,22	0,11
0,08	0,98	0,87	0,82	0,76	0,65	0,54	0,43	0,33	0,27	0,22	0,11
0,07	0,97	0,86	0,81	0,75	0,65	0,54	0,43	0,32	0,27	0,22	0,11
0,06	0,96	0,85	0,80	0,74	0,64	0,53	0,43	0,32	0,27	0,21	0,11
0,05	0,95	0,84	0,79	0,74	0,63	0,53	0,42	0,32	0,26	0,21	0,11
0,04	0,94	0,83	0,78	0,73	0,62	0,52	0,42	0,31	0,26	0,21	0,10
0,03	0,93	0,82	0,77	0,72	0,62	0,52	0,41	0,31	0,26	0,21	0,10
0,02	0,92	0,82	0,77	0,71	0,61	0,51	0,41	0,31	0,26	0,20	0,10
0,01	0,91	0,81	0,76	0,71	0,61	0,51	0,40	0,30	0,25	0,20	0,10
0,00	0,90	0,80	0,75	0,70	0,60	0,50	0,40	0,30	0,25	0,20	0,10



## 7.2. Powierzchnia siedliska

Parametr powierzchni siedliska na poziomie regionu biogeograficznego powinien być oceniany zgodnie z aktualnymi zaleceniami KE. Natomiast na poziomie obszaru Natura 2000 ocena parametru powinna odbywać się z zastosowaniem kryteriów przedstawionych w Tabeli 27. Ocena opiera się o analizę zmian arealu powierzchni płatów siedliska w obszarze Natura 2000. Można ją przeprowadzić na podstawie istniejących danych przestrzennych i wartościach podanych w SDF. Ocena parametru powierzchni siedliska nie powinna być obniżana w przypadku jego ograniczenia wynikającego z poprawy jakości danych lub ze zmian w metodyce jego określania.

Tabela 27. Kryteria oceny parametru powierzchni siedliska na poziomie obszaru Natura 2000.

Stan ochrony	Kryteria oceny
FV	Sumaryczny areal płatów siedliska w okresie ostatnich 12 lat nie zmienia się (areal płatów, na których siedlisko zanikło i areal płatów siedliska, na których siedlisko się wykształciło równoważy się) lub rośnie; oraz Udział powierzchni siedliska, która uległa wymianie (udział arealu płatów siedliska, na których siedlisko zanikło zastąpiony przez areal siedliska, na których siedlisko się wykształciło) w okresie ostatnich 12 lat nie przekracza 10% arealu siedliska sprzed 12 lat.
U1	Zmniejszenie powierzchni siedliska w okresie ostatnich 12 lat nie przekracza średnio rocznie 1% zasobów siedliska sprzed 12 lat; oraz Udział powierzchni siedliska, która uległa wymianie (udział arealu płatów siedliska, na których siedlisko zanikło zastąpiony przez płaty siedliska, na których siedlisko się wykształciło) w okresie ostatnich 12 lat wynosi 10-20% arealu siedliska sprzed 12 lat.
U2	Zmniejszenie powierzchni siedliska w okresie ostatnich 12 lat przekracza średnio rocznie 1% zasobów siedliska sprzed 12 lat; oraz Udział powierzchni siedliska, która uległa wymianie (udział arealu płatów siedliska, na których siedlisko zanikło zastąpiony przez płaty siedliska na których siedlisko się wykształciło) w okresie ostatnich 12 lat wynosi ponad 20% arealu siedliska sprzed 12 lat.
XX	Brak dostępnych wiarygodnych informacji lub są one niewystarczające

## 7.3. Zasięg siedliska

Konieczność uwzględniania w ocenie stanu ochrony siedlisk przyrodniczych parametru zasięg siedliska na poziomie regionu biogeograficznego wynika z art.1. lit. e) według którego właściwy stan ochrony siedliska wymaga, aby jego naturalny zasięg i obszary objęte tym zasięgiem były stałe lub się powiększały. Parametr zasięg siedliska na poziomie regionu biogeograficznego powinien być oceniany zgodnie z aktualnymi zaleceniami KE. Natomiast na poziomie obszaru Natura 2000 parametr nie jest oceniany.

## 7.4. Perspektywy ochrony

Ocena stanu ochrony musi uwzględniać perspektywy ochrony siedliska, co wynika z art.1. lit. e) Dyrektywy Siedliskowej, według którego właściwy stan ochrony siedliska wymaga, aby:

- jego naturalny zasięg i obszary objęte tym zasięgiem były stałe lub się powiększały,
- szczególna struktura i funkcje konieczne do jego długoterminowego zachowania istnieją i prawdopodobnie będą istnieć w dającej się przewidzieć przyszłości, oraz
- stan ochrony jego typowych gatunków jest właściwy, w rozumieniu lit. i).

A zatem parametr perspektywy ochrony skupia się na wymogu długoterminowego utrzymania właściwego stanu struktury i funkcji oraz konieczności utrzymania arealu siedliska i zasięgu siedliska oraz jego gatunków





typowych na niezmnieszonym poziomie. Według zaleceń KE (DG Environment 2023) termin „przewidywalna przyszłość” należy interpretować, jako dwa przyszłe cykle sprawozdawcze, czyli kolejne 12 lat.

Parametr perspektywy ochrony powinien odzwierciedlać przewidywane przyszłe zmiany stanu ochrony, zarówno w kierunku jego poprawy, jak i pogorszenia. Ocena ta powinna być dokonywana w odniesieniu do aktualnego stanu ochrony, ponieważ wpływ przewidywanego pogorszenia będzie różny w zależności od tego, czy obecny stan jest właściwy (FV), czy zły (U2). W większości przypadków na siedlisko jednocześnie oddziałują czynniki o charakterze pozytywnym (np. działania ochronne, zmiany w sposobie użytkowania) oraz negatywnym (zagrożenia). Dlatego oceniając przyszłe trendy, należy uwzględnić, czy bilans tych wpływów będzie prawdopodobnie neutralny, czy też któryś z nich (pozytywny lub negatywny) okaże się dominujący.

Parametr perspektywy ochrony na poziomie regionu biogeograficznego powinien być oceniany zgodnie z aktualnymi zaleceniami KE. Natomiast na poziomie obszaru Natura 2000 ocena parametru powinna odbywać się z zastosowaniem poniższych wytycznych, które zostały oparte o zalecenia KE (DG Environment 2023).

### 7.4.1. Ocena wpływu oddziaływań

W celu waloryzacji wpływu negatywnych oddziaływań należy posłużyć się schematem przedstawionym w Tabeli 28. Ocenie podlegają wszystkie negatywne oddziaływania stwierdzone na powierzchniach monitoringowych w obszarze Natura 2000 w ramach danego typu siedliska przyrodniczego.

Tabela 28. Waloryzacja wpływu negatywnych oddziaływań na poziomie obszaru Natura 2000

Udział powierzchni	Intensywność		
	A	B	C
>90%	Silny	Silny	Średni
50-90%	Silny	Średni	Słaby
<50%	Średni	Słaby	Słaby

### 7.4.2. Ocena przyszłych trendów

Rozpoznanie przyszłych tendencji dynamicznych siedliska w obszarze Natura 2000 wymaga analizy wpływu notowanych w obszarze oddziaływań i podejmowanych działań ochronnych. Ocenę przyszłych trendów należy wyprowadzić dla każdego parametru (powierzchnia siedliska, struktura i funkcje) odrębnie przy użyciu schematu z Tabeli 29.

Tabela 29. Ocena przyszłych trendów ochrony parametrów powierzchnia siedliska oraz struktura i funkcje na poziomie obszaru Natura 2000

Przewidywana sytuacja	Trend
Występują zagrożenia i negatywne oddziaływania o silnym lub średnim wpływie, a podejmowane działania nie są w stanie zneutralizować zagrożeń	Negatywny (<1% arealu/rok)
	Bardzo negatywny (>1% arealu/rok)
Występuje równowaga pomiędzy zagrożeniami i podejmowanymi działaniami ochronnymi	Stabilny
Podejmowane działania ochronne poprawią stan parametru lub zagrożenia i negatywne oddziaływania nie występują lub mają słaby wpływ na stan parametru	Pozytywny (<1% arealu/rok)
	Bardzo pozytywny (>1% arealu/rok)
Zagrożenia i/lub podjęte działania ochronne nieznanne lub interakcja niemożliwa do przewidzenia	Nieznany



### 7.4.3. Ocena perspektyw ochrony pozostałych parametrów

Perspektywy parametrów ocenia się, biorąc pod uwagę bieżący stan ochrony pozostałych parametrów oraz przewidywane tendencje ich zmian, czyli przyszłe trendy parametrów: powierzchni siedliska oraz struktury i funkcji. Perspektywy ochrony tych parametrów są podstawą do oceny parametru perspektywy ochrony. Ocena powinna być wyprowadzona zgodnie ze schematem Tabeli 30.

Tabela 30. Ocena perspektyw ochrony parametru powierzchnia siedliska oraz struktura i funkcje na poziomie obszaru Natura 2000

Trend	Aktualny stan w ramach parametru			
	FV	U1	U2	XX
Bardzo negatywny	Złe	Złe	Złe	Złe
Negatywny	Niepewne	Niepewne	Złe	Niepewne
Stabilny	Dobre	Niepewne	Złe	Nieznane
Pozytywny	Dobre	Niepewne	Niepewne	Niepewne
Bardzo pozytywny	Dobre	Dobre	Dobre	Dobre
Nieznany	Nieznane	Nieznane	Nieznane	Nieznane

### 7.4.4. Ocena parametru perspektywy ochrony

Ocena parametru odbywa się na podstawie wyników waloryzacji perspektyw parametrów: powierzchnia siedliska, zasięg siedliska, struktura i funkcje według kryteriów przedstawionych w Tabeli 31.

Tabela 31. Kryteria oceny parametru perspektywy ochrony siedliska przyrodniczego w obszarze

Stan ochrony	Kryteria oceny
FV	Perspektywy wszystkich parametrów zostały ocenione jako dobre
U1	Pozostałe przypadki
U2	Jeden lub więcej parametrów ma perspektywy ocenione jako złe
XX	Perspektywy jednego parametru oceniono na XX oraz perspektywy drugiego parametru nie zostały ocenione na U2



## 8. Ocena ogólna stanu ochrony

Ocena ogólna stanu ochrony jest wypadkową ocen parametrów: powierzchnia siedliska, zasięg siedliska, struktura i funkcje i perspektywy ochrony. Ocena wyprowadzona według kryteriów przedstawionych w Tabeli 32.

Tabela 32. Kryteria Oceny ogólnej stanu ochrony siedliska przyrodniczego w obszarze

Ocena ogólna stanu ochrony	Kryteria oceny
FV	Wszystkie parametry zostały ocenione na FV lub 1 parametr został oceniony na XX a pozostałe na FV
U1	Pozostałe przypadki
U2	Jeden lub więcej parametrów zostało ocenionych na U2
XX	Dwa lub większa liczba parametrów została oceniona na XX oraz brak parametrów ocenionych na U2



## Literatura

Braun-Blanquet J. 1964. Pflanzensozologie. Springer, Wien – New York.

Canullo R., Starlinger F., Granke O., Fischer R., Aamlid D., Dupouey J.L., 2020. Part VII.1: Assessment of Ground Vegetation. Version 2020-1. In: UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, 14 p. + Annex [<http://www.icpforests.org/manual.htm>].

Cochran W. G. 1963. Sampling techniques. New York.

Coenen S., Sioen G., Roskams P. 2008. Demonstratieproject Biosoil - biodiversiteit in de internationale profvlakken van het bosvitaliteitsmeetnet (Forest Focus - Biosoil Demonstration Project/Level I Forest Biodiversity Module). INBO.R.2008.52. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Czerepko J., Boczoń A., Cieśla A., Forycka A., Ksepko M., Obidziński A., Paluch R., Rodziewicz A., Różański W., Sokołowski K., Szwed W., Wróbel M. 2008. Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. Synteza wyników uzyskanych w ramach realizacji projektu BioSoil Forest Biodiversity. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, ss. 135.

Czerepko J., Głaz J., Hilszczański J., Boczoń A., Cieśla A., Jabłoński M., Paluch R., Pigan I., Rachwald A., Sokołowski K. 2009. Stan ochrony i monitoring leśnego siedliska przyrodniczego. Sprawozdanie końcowe z tematu zleconego przez Dyрекcję Generalną Lasów Państwowych - nr BLP 341. Dokumentacja IBL.

De Cáceres M., Legendre P. 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90: 3566-3574. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>.

DG Environment. 2023. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 17 of Directive 92/43/EEC, Reporting period 2019-2024. Brussels. pp 104.

DGLP 2012. Instrukcja Urzędowania Lasu. Cz. 2. Instrukcja wyróżniania i kartowania w Lasach Państwowych typów siedliskowych lasu oraz zbiorowisk roślinnych. Warszawa, PGL LP.

Diekmann M., Kühne A., Isermann M. 2007. Random vs Non-Random Sampling: Effects on Patterns of Species Abundance, Species Richness and Vegetation-Environment Relationships. *Folia Geobotanica*, 42(2), 179–190. <http://www.jstor.org/stable/41245511>.

Dufrene M., Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67(3): 345-366.

DYREKTYWA RADY 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory.

Dzowonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. Sorus, Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego, Poznań-Kraków, ss. 308. Seria: Vademecum Geobotanicum.

Gawryś R., Cieśla A., Lipińska K., Mionskowski M. 2021. Ekspertyza dotycząca porównania metodyk oceny stanu ochrony leśnych siedlisk przyrodniczych stosowanych w wybranych krajach europejskich. Umowy nr GIOŚ/ZP/73/2021/DMŚ/NFOŚ z dnia 12.04.2021. Wraźwa, GIOŚ.

Geyger E. 1964. Methodische Untersuchungen zur Erfassung der assimilierenden Gesamtoberflächen von Wiesen. *Ber. Geobot. Ber. Geobot. Inst. ETH.* 35: 41-112.

Grodzki W. (red.) 2018. Ocena stanu różnorodności biologicznej w wybranych nadleśnictwach RDLP Krosno na podstawie wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych – kontynuacja. Dokumentacja IBL.

Herbich J. (red.) 2004a. Siedliska morskie i przybrzeżne, nadmorskie i śródlądowe solniska i wydmy. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000. Ministerstwo Środowiska. Warszawa.



- Herbich J. (red.) 2004b. Lasy i bory. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000. Ministerstwo Środowiska. Warszawa.
- Instrukcja Urządzania Lasu. 2024. Część 1. Instrukcji sporządzania projektu planu urządzenia lasu dla Nadleśnictwa. DGLP. Warszawa.
- Jabłoński M., Budniak P., Mionskowski M., Lech P., Przypaśniak J., Neroj B., Sroga R., Zajaczkowski S. 2020. Instrukcja wykonywania Wielkoobszarowej Inwentaryzacji Stanu Lasu. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, ss 60.
- Kącki Z., Stefańska-Krzaczek E., Czarniecka M., Łapińska K., Łojko R., Meserszmit M., Swacha G. 2016. Leśne siedliska przyrodnicze Natura 2000 w Polsce – ze szczególnym uwzględnieniem Dolnego Śląska i Opolszczyzny. Uniwersytet Wrocławski. Wrocław. ss 204.
- Kershaw K. 1973. Quantitative and dynamic plant ecology. Elsevier Publ. Co., New York. ss. 308.
- Korzeniak J., Perzanowska J., Cieśla A., Gawryś R., Kolada A. (red). 2025. Czerwona lista siedlisk przyrodniczych Polski. GIOŚ, Kraków-Sękocin Stary-Warszawa.
- Lloret F., Pavol P., Sánchez de Dios R. 2025. Guidelines for assessment and monitoring of forest habitats.
- Larrieu L., Paillet Y., Winter S., Büttler R., Kraus D., Krumm F., Lachat T., Michel A. K., Regnery B., Vandekerckhove K. 2018. Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. Ecological Indicators 84: 194–207. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>.
- Łomnicki A. 2006. Wprowadzenia do statystyki dla przyrodników. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M. 2001. Zespoły leśne Polski. PWN. Warszawa. ss. 357.
- Matuszkiewicz W. 2007. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN. Warszawa. ss. 540.
- Matuszkiewicz J. M.(red) 2008. Regionalne optymalne składy gatunkowe drzewostanów w typach siedliskowych lasów i zespołach leśnych. (dodatek CD do publikacji „Geobotaniczne rozpoznanie tendencji rozwojowych zbiorowisk leśnych w wybranych regionach Polski”).
- Matuszkiewicz W., Danielewicz W., Kiciński P., Sikorski P., Szwed W., Wierzba M. Wysocki C. 2012. Lasy i zarośla. PWN. Warszawa.
- Matuszkiewicz J.M., Tabor J. (red.). 2023. Inwentaryzacja wybranych elementów przyrodniczych i kulturowych Puszczy Białowieskiej. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary. DOI: 10.48538/IBL-2022-0018.
- Mróz W. (red.) 2010. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część I. GIOŚ, Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2012a. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część II. GIOŚ, Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2012b. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część III. GIOŚ, Warszawa.
- Mróz W. (red.) 2015. Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. Część IV. GIOŚ, Warszawa.
- Mueller-Dombois D., Ellenberg H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. Wiley, New York.
- Nilsson S.G., Niklasson M., Hedin J., Aronsson G., Gutowski J. M, Linder P., Ljungberg H., Mikusiński G., Ranius T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. Forest Ecology and Management, 161: 189-204. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00480-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00480-7).
- PQStat Software 2023. Podręcznik Użytkownika PQStat 1.8.6, <http://manuals.pqstat.pl>.
- Puletti N., Canullo R., Mattioli W., Gawryś R., Corona P., Czerepko J. 2018. Forest deadwood in Europe (Wersja 4) [Data set]. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1467784>.
- Puletti N., Canullo R., Mattioli W., Gawryś R., Corona P., Czerepko J. 2019. A dataset of forest volume deadwood estimates for Europe. Annals of Forest Science 76: 68. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0832-0>.



R Core Team 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Dostępne na: <https://www.R-project.org/>.

Sokołowski A.W. 1980. Zbiorowiska leśne północno-wschodniej Polski Monogr. Botan. 60.

Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając M., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. 2012. Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska. Warszawa.

Tomppo E., Gschwantner T., Lawrence M., McRoberts R.E. (red). 2010. National Forest Inventories. Pathways for Common Reporting. Springer, Heidelberg-Dordrecht-London-New York.

Van der Maarel E. 1979. Transformation of Cover-Abundance Values in Phytosociology and its Effects on Community Similarity. *Plant Ecology*. DOI: 39. 97-114. 10.1007/BF00052021.

Verheyen K, Bažány M, Češko E, et al. Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *J Veg Sci*. 2018; 29: 812–823. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12673>.



## Załącznik nr 1: Opis metody wyboru gatunków typowych

Poniżej zamieszczono szczegółowy opis metody wyboru gatunków typowych oparty o zapisy zawarte w Dyrektywie Siedliskowej oraz zaleceń KE dotyczących monitoringu. Przy użyciu opisanej metody zostały wybrane gatunki typowe dla poszczególnych typów siedlisk przyrodniczych, które powinny obowiązywać na poziomie regionu biogeograficznego. Należy tutaj jednak jasno zaznaczyć, że prezentowane poniżej listy gatunków typowych **nie powinny być używane na poziomie obszaru bez wcześniejszej weryfikacji**. Wynika to z tego, że lista gatunków typowych na poziomie krajowym musi uwzględniać zmienność składu gatunkowego runa pomiędzy płacami danego typu siedliska, a która jest tym większa im większy jest zasięg siedliska, a tym samym większe zróżnicowanie regionalne. Poszczególne gatunki roślin mogą występować tylko w części zasięgu siedliska. Poza tym w różnych regionach kraju mogą występować podtypy siedliska znacznie się od siebie różniące pod względem kompozycji gatunkowej runa. Natomiast zmienność składu gatunkowego runa pomiędzy płacami siedliska w obszarze Natura 2000 jest dużo mniejsza niż w regionie biogeograficznym. Również pula gatunków i podtypów, która występuje w danym obszarze Natura 2000 jest również ograniczona i często dla niego specyficzna. Dlatego też wybór listy gatunków typowych dla każdego obszaru Natura 2000 wymaga indywidualnego podejścia, a proponowana poniżej metoda powinna być tylko wskazówką. Należy pamiętać, że indywidualnego podejścia wymaga również waloryzacja gatunków typowych na poziomie obszaru Natura 2000. Powinna ona uwzględniać realną frekwencję gatunków w obszarze, która zazwyczaj jest niższa niż w opracowaniach fitosocjologicznych opierających się na najlepiej wykształconych płacach. Nie należy umieszczać na liście gatunków o niskiej frekwencji w danym obszarze, ponieważ ich brak w losowo rozmieszczonych zdjęciach fitosocjologicznych wynika z ich naturalnej rzadkości i nie świadczy wcale o złym stanie ochrony siedliska. Umieszczanie na liście gatunków, które nie występują w danym obszarze jest niedopuszczalne. Należy również pamiętać, że im dłuższa liczba gatunków tym prawdopodobieństwo odnalezienia wszystkich gatunków z listy w losowo wybranym zdjęciu fitosocjologicznym drastycznie spada. W efekcie czego w dobrze zachowanych płacach siedliska przyrodniczego możliwe jest odnalezienie zaledwie jednego lub dwóch gatunków typowych. Oczekiwania wobec udziału powierzchni próbnych, na których powinna wystąpić oczekiwana liczba gatunków typowych powinny uwzględniać to w jaki sposób materiał fitosocjologiczny na podstawie którego powstaje lista gatunków typowych oddaje naturalne zróżnicowanie siedliska w obszarze Natura 2000. Jeżeli ogranicza się on do fitocenoz będących identyfikatorami jedynie wybranych podtypów siedliska przyrodniczego w obszarze, tylko wybranych lokalizacji lub najlepiej rozwiniętych fitocenoz z pominięciem młodszych faz rozwojowych to należy odpowiednio obniżyć te oczekiwania. Jeżeli brak jest odpowiednich opracowań fitosocjologicznych dobrze opisujących kompozycję gatunkową identyfikatorów fitosocjologicznych badanych typów siedliska przyrodniczego w danym obszarze, a także danych pozwalających na ocenę czy występowanie danego gatunku wykazuje pozytywny związek z właściwym stanem ochrony siedliska, zrozumiałe jest, że lista gatunków typowych może powstać tylko na podstawie subiektywnej opinii. Opinia ta może oczywiście bazować na danych z sąsiednich, zbliżonych pod względem charakterystyki siedlisk, obszarów Natura 2000. Wraz z postępem prac monitoringowych i gromadzeniem materiału fitosocjologicznego będzie możliwa w przyszłości korekta list gatunków typowych w obszarach Natura 2000. Przy czym powinna ona polegać przede wszystkim na weryfikacji oczekiwanej liczby gatunków typowych i oczekiwanego udziału powierzchni próbnych, na których powinna wystąpić wymagana liczba gatunków typowych. Tylko w uzasadnionych przypadkach korekta ta powinna obejmować zmiany w samej liście gatunków typowych. Należy w tym miejscu wspomnieć, że archiwizowanie zdjęć fitosocjologicznych i wyprowadzanie oceny na ich podstawie pozwoli w przyszłości na powtórny, wsteczną, ocenę stanu ochrony siedliska przy użyciu skorygowanej listy i wartości progowych, co ma znaczenie przy określaniu trendów stanu siedliska.

### Charakterystyka gatunków typowych

Termin „typowe gatunki” pojawia się w Dyrektywie Siedliskowej (DYREKTYWA RADY 92/43/EWG) jako element definicji stanu ochrony siedliska przyrodniczego podanej w art. 1 lit. e): *stan ochrony siedliska przyrodniczego* oznacza sumę oddziaływań na siedlisko przyrodnicze oraz na jego typowe gatunki, które mogą mieć wpływ na



jego długofalowe naturalne rozmieszczenie, strukturę i funkcje oraz na długoterminowe przetrwanie jego typowych gatunków w obrębie terytorium, o którym mowa w art. 2.

Z powyżej przytoczonego fragmentu wynika, że typowe gatunki stanowią integralną część siedliska przyrodniczego i to na tyle istotną, że warunkują bezpośrednio jego stan ochrony. Ponadto w dalszej części art. 1 lit. e) znajduje się warunek, że stan ochrony siedliska przyrodniczego może zostać uznany za „właściwy”, jeśli stan ochrony jego typowych gatunków jest właściwy. Natomiast w celu zdefiniowania „właściwego stanu ochrony” typowych gatunków zastosowano odsyłacz do art. 1. lit. i) gdzie znajduje się definicja *stanu ochrony gatunków*: *i) stan ochrony gatunków oznacza sumę oddziaływań na te gatunki, mogących mieć wpływ na ich długofalowe rozmieszczenie i obfitość ich populacji w obrębie terytorium, o którym mowa w art. 2. Stan ochrony gatunków zostanie uznany za „właściwy” jeśli:*

- *dane o dynamice liczebności populacji rozpatrywanych gatunków wskazują, że same utrzymują się w skali długoterminowej jako trwałe składniki swoich siedlisk przyrodniczych;*
- *naturalny zasięg gatunków nie zmniejsza się ani nie ulegnie zmniejszeniu w dającej się przewidzieć przyszłości, oraz*
- *istnieje i prawdopodobnie będzie istnieć siedlisko wystarczająco duże, aby utrzymać swoje populacje przez dłuższy czas.*

A zatem gatunki wymienione w załączniku II, IV i V Dyrektywy Siedliskowej oraz typowe gatunki siedlisk przyrodniczych z załącznika I podlegają tym samym kryteriom oceny właściwego stanu ochrony. Jednakże w zaleceniach KE przez wzgląd na znaczny wzrost niezbędnej pracy w celu przeprowadzenia oceny stanu ochrony każdego typowego gatunku przy użyciu metodologii stosowanej dla gatunków z załączników II, IV i V, ocena typowych gatunków jest uwzględniona jako część oceny parametru struktury i funkcji (DG Environment 2023). Pełna ocena stanu ochrony (jak w przypadku gatunków wymienionych w załącznikach II, IV i V) każdego typowego gatunku nie jest wymagana. Format raportowania wymaga jedynie listy gatunków, które zostały wzięte pod uwagę, a także krótkiego opisu metody zastosowanej do oceny ich stanu.

W tekście Dyrektywy Siedliskowej nie pojawia się definicja terminu „gatunki typowe”. A zatem termin ten może być różnie interpretowany przez poszczególne kraje członkowskie UE. W zaleceniach KE dotyczących raportowania za okres 2019-2024 (DG Environment 2023) znajdują się następujące oczekiwania względem gatunków typowych (nie oczekuje się, że wybrane gatunki będą kwalifikować się do wszystkich tych kryteriów):

- *„gatunki typowe” powinny być gatunkami, które występują regularnie z dużą stałością (tj. są „charakterystyczne”) w typie siedliska lub przynajmniej w głównym podtypie lub wariantcie typu siedliska;*
- *„gatunki typowe” powinny być gatunkami, które są dobrymi wskaźnikami korzystnej jakości siedliska, np. poprzez wskazanie obecności szerszej grupy gatunków o określonych wymaganiach siedliskowych. Powinny one obejmować gatunki wrażliwe na zmiany stanu siedliska („gatunki wskaźnikowe wczesnego ostrzegania”);*
- *powinny być preferowane gatunki, które można łatwo monitorować za pomocą nieniszczących i/lub niedrogich środków.*

W zaleceniach KE (DG Environment 2023) znajdują się następujące wskazówki wyboru typowych gatunków:

- *wybór gatunków nie powinien być ograniczony do gatunków wymienionych w załącznikach II, IV i V Dyrektywy Siedliskowej.*
- *możliwe jest użycie jako typowych gatunków (jeśli spełniają jedno lub więcej kryteriów wymienionych powyżej) gatunków charakterystycznych wymienionych w Interpretation Manual of European Union Habitats, chociaż zostały wybrane one w celu ułatwienia identyfikacji siedlisk;*
- *w niektórych siedliskach występują kluczowe gatunki, które często stanowią główny element struktury, takie jak dominujące drzewa w siedlisku leśnym. Jednak dominujące gatunki niekoniecznie muszą być dobrym wyborem do monitorowania typowych gatunków jeśli nie dają żadnych dodatkowych informacji na temat struktury i funkcji (na przykład buk w 9110);*
- *gatunki inwazyjne, obce lub rodzime, ale normalnie nie występujące w danym typie siedliska, są często bardzo dobrymi wskaźnikami niewłaściwego stanu siedliska. Jednak gatunków tych nie można uznać za „gatunki typowe”;*





- wiele gatunków może być typowych dla kilku siedlisk (w tym siedlisk nieobjętych załącznikiem I) i nie być zależnych od jednego typu siedliska z załącznika I;
- typowe gatunki mogą pochodzić z dowolnej grupy gatunków i chociaż większość gatunków odnotowanych w poprzednich sprawozdaniach z art. 17 za lata 2001–2006 i 2007–2012 to rośliny naczyniowe, należy rozważyć również wybór porostów, mchów, grzybów i zwierząt, w tym ptaków. Wiele ważnych funkcji, takich jak zapylenie i rozkład ściółki, opiera się głównie na bezkręgowcach, a ich wykluczenie może prowadzić do niekompletnych ocen funkcji.

Ponadto w zaleceniach KE (DG Environment 2023) znajdują się następujące wskazówki do waloryzacji typowych gatunków:

- w obrębie jednego państwa członkowskiego różne gatunki mogą być obecne w różnych częściach zasięgu typu siedliska lub w różnych podtypach;
- jest bardzo mało prawdopodobne, aby wszystkie gatunki typowe były obecne we wszystkich płatach danego typu siedliska, szczególnie w dużych państwach członkowskich;
- należy uwzględnić fakt, że występowanie pewnych gatunków może być związane tylko z pewną fazą rozwojową siedliska i że naturalne jest ich przemieszczanie się. A zatem naturalne jest ustępowanie gatunków i pojawianie się innych gatunków z wybranej grupy gatunków typowych. Dopóki procesy te równoważą się w dłuższej perspektywie dla każdego gatunku typowego, struktura i funkcje typu siedliska powinny być uważane za „korzystne”.

Lista typowych gatunków, według zaleceń KE (DG Environment 2023), powinna zawierać takie gatunki, które:

- występują regularnie z dużą stałością (tj. są „charakterystyczne”) w typie siedliska lub przynajmniej w głównym podtypie lub wariantach typu siedliska;
- są dobrymi wskaźnikami właściwego stanu siedliska
- można łatwo monitorować za pomocą nieniszczących i/lub niedrogich środków.

Kryterium odnoszące się do łatwości monitorowania spełniają przede wszystkim gatunki roślin naczyniowych. Mogą to być również mchy oraz porosty o ile są łatwe w identyfikacji. Rośliny i porosty są dużo łatwiejsze w rejestracji niż na przykład ptaki, owady czy inne zwierzęta. Które nie rzadko prowadzą ukryty tryb życia, a ich aktywność lub nawet występowanie wykazuje cykliczność w czasie zarówno w ujęciu doby jak i roku. W związku z tym zapewne organizmy te musiałyby być monitorowane przy użyciu specyficznych metod i w odpowiedniej skali przestrzennej, która w przypadku zwierząt zdolnych do przemieszczenia się na znaczne odległości odbiega od dotychczas stosowanej sieci powierzchni monitoringowych. W ramach monitoringu rejestrowane są informacje na temat zasobów martwego drewna oraz mikrosiedlisk drzewnych, a zatem miejsc w których mogą rozwijać się, poszukiwać pożywienia lub schronienia typowo leśne organizmy zaliczane do grzybów, owadów i kręgowców, zwłaszcza ptaków. Obecność tych struktur bezpośrednio warunkuje występowanie tych organizmów. Przy czym rejestracja tych struktur jest znacznie łatwiejsza, niż monitoring organizmów z nimi związanymi.

Według zaleceń KE lista „typowych gatunków” wybrana w celu oceny statusu ochrony powinna pozostać stabilna w średnim i długim okresie, tj. w okresach sprawozdawczych. Opracowane wytyczne do monitorowania leśnych siedlisk przyrodniczych (Lloret i in. 2025) w odniesieniu do typowych gatunków nie wykraczają zakresem poza wytyczne KE (DG Environment 2023).

## Metodyka budowy list gatunków typowych

Do budowy list typowych gatunków dla leśnych siedlisk przyrodniczych wykorzystano zdjęcia fitosocjologiczne wykonane na stanowiskach monitoringowych Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) prowadzonego przez Główny Inspektorat Ochrony Środowiska (GIOŚ). Uwzględniono zdjęcia fitosocjologiczne wykonane w cyklu 2019-2024, przy czym jeśli dane siedlisko było monitorowane w tym cyklu dwa razy to w analizach wykorzystano dane z ostatniego nawrotu. Wykonywane na transekcie zdjęcia fitosocjologiczne stanowią bogaty zasób informacji na temat występowania poszczególnych gatunków roślin w płatach siedlisk przyrodniczych.



W sposób bezpośredni dane te dostarczają aktualnych informacji odnośnie występowania gatunków, ich stałości oraz obfitości w siedlisku w ogóle jak i w poszczególnych stanach ochronnych, zbiorowiskach roślinnych, zmienności geograficznej itp. W powiązaniu z wynikami ocen wskaźników monitorowanych na transekcie możliwe jest wyselekcjonowanie gatunków, które wykazują przywiązanie do właściwego stanu ochrony siedliska pod kątem badanych wskaźników.

W analizie uwzględniono zdjęcia fitosocjologiczne ze stanowisk monitoringowych dla których nie sformułowano wskazań do usunięcia z monitoringu z powodu braku lub zaniku siedliska przyrodniczego. Z wybranych zdjęć fitosocjologicznych wykorzystano listy gatunków występujących w warstwie zielnej i mszystej. Ponieważ powierzchnia pojedynczego zdjęcia fitosocjologicznego wykonywanego na stanowisku monitoringowym wynosi 100 m<sup>2</sup> lub 200 m<sup>2</sup>, a na każdym stanowisku wykonywane są 3 takie zdjęcia fitosocjologiczne, zdecydowano się je połączyć. W tym celu stopnie ilościowości gatunków zostały zamienione na pokrycie procentowe (r – 0,001%; + – 0,1%; 1 – 5%; 2 – 17,5%; 3 – 37,5%; 4 – 62,5%, 5 – 87,5%). Następnie pokrycia tych samych gatunków z jednego transektu zostały zsumowane, a uzyskany wynik podzielono przez 3. Tak otrzymane pokrycie ponownie przetransponowano na skalę Braun-Blanqueta. Ponieważ gatunki o niskiej stałości, według zaleceń KE, nie powinny być wybierane jako typowe gatunki w analizach w celu eliminacji gatunków o bardzo niskiej stałości, wykorzystano taksony, których frekwencja przekraczała 5%. Ilościowość gatunków podana w zdjęciach fitosocjologicznych według skali Braun-Blanqueta została zamieniona na skalę Van der Maarela (1979): r = 1, + = 2, 1 = 3, 2 = 5, 3 = 7, 4 = 8, 5 = 9.

Przy budowie listy typowych gatunków wykorzystano również wyniki monitoringu z cyklu 2019-2024 przechowywane w bazie GIOŚ w postaci ocen wskaźników opisanych w metodyce oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015). Wskaźniki te zostały ocenione przy użyciu trójstopniowej skali (FV, U1, U2) na każdym stanowisku monitoringowym. Dzięki temu można powiązać występowanie poszczególnych gatunków runa ze stanem ochrony siedliska w ramach danego wskaźnika. W analizach nie uwzględniono oceny ogólnej stanu ochrony oraz parametrów. Ocena ogólna jest bezpośrednio zależna od ocen parametrów w sposób wynikający z zastosowanej metody agregacji. Tak samo ocena parametru struktura i funkcja jest całkowicie zależna od wyników uzyskanych w ramach oceny wskaźników. Uwzględnienie oceny ogólnej dawałoby niewiarygodne wyniki, ponieważ otrzymana lista typowych gatunków nie reprezentowałaby oceny ogólnej, a ocenę parametru, który warunkuje ocenę ogólną. Zatem należałoby uwzględnić oceny na poziomie parametrów, ale w przypadku listy opartej na parametrze struktura i funkcje, podobnie jak w przypadku oceny ogólnej, efektem jest lista gatunków typowych dla wskaźników mających największy wpływ na ocenę parametru. Z kolei oceny parametru powierzchnia siedliska i perspektywy ochrony w dużej mierze zależą od czynników mających swoje źródło poza płatem siedliska, a zatem uzyskane wyniki w nieokreślonym udziale byłyby dziełem przypadku. W analizach nie uwzględniono wskaźników, w których udział ocen XX (stan nieznan) stanowił powyżej 25% liczby stanowisk monitoringowych, a także stanowisk (na poziomie wskaźników), w których występowały oceny XX.

W celu określenia związku poszczególnych gatunków z właściwym stanem ochrony siedliska przyrodniczego wykorzystano analizę IndVal (Indicator Value) szczegółowo opisany przez Dufrêne i Legendre (1997). Analizę IndVal wykonano w programie R (R Core Team 2023) przy użyciu pakietu „indicspecies” (De Cáceres i Legendre 2009) i funkcji „multipatt”. Istotność obliczonego współczynnika została określona przy użyciu testu permutacyjnego opartego na 999 iteracjach, zaimplementowanego w funkcji „multipatt”. Wskaźnik IndVal informuje o sile związku pomiędzy gatunkiem a kategorią miejsca w którym występuje. Można go obliczyć na przykład dla gatunków ze zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w płatach siedlisk przyrodniczych w różnych stanach ochrony (stan ochrony może być zdefiniowany na podstawie wyniku oceny ogólnej stanu ochrony ale też parametru lub wskaźnika). Wartość wskaźnika IndVal przyjmuje wartości od 0 do 1 i jest iloczynem pierwiastków kwadratowych dwóch komponentów A i B. Komponent A (swoistość) jest proporcją liczby wystąpień danego gatunku w danej grupie do liczby wystąpień tego gatunku ogółem. Komponent B (wierność) to proporcja liczby stanowisk z danym gatunkiem w danej grupie do ogólnej liczby stanowisk w tej grupie.



## Procedura wyboru typowych gatunków

Procedura wyboru gatunków typowych miała następujące etapy:

1. Wykonanie analizy IndVal dla gatunków ze zdjęć fitosocjologicznych pogrupowanych według stanu ochrony (FV, U1, U2) i ich kombinacji (FV+U1, FV+U2, U1+U2) w ramach każdego wskaźnika ocenianego dla siedliska według obowiązującej metodyki w okresie 2019–2024. W dalszych analizach uwzględniono tylko te gatunki, które wykazywały istotne przywiązanie do określonego stanu ochrony na powierzchniach.
2. Gatunkom w ramach każdego wskaźnika wykazującym przywiązanie do określonego stanu ochrony wskazanego przy użyciu analizy IndVal przypisano wartość liczbowa: FV = 2; FV+U1 = 1; FV+U2 = 0; U1 = -1; U1+U2 = -1,5; U2 = -2; brak przywiązania do którejkolwiek z grup = 0. Następnie dla każdego gatunku została obliczona suma tych wartości przypisanych w ramach wszystkich analizowanych wskaźników w obrębie typu siedliska.
3. Ponieważ według zaleceń KE typowe gatunki mają być dobrymi wskaźnikami właściwej jakości siedliska odrzucono gatunki z wartością ujemną sum wartości przypisanych do określonego stanu ochrony wskazanego przy użyciu analizy IndVal.
4. Z listy gatunków usunięto taksony oznaczone jedynie do rodzaju.
5. Z listy usunięto gatunki drzew (za wyjątkiem sosny limby w siedlisku 9420) przez wzgląd na możliwość ich wprowadzania do siedliska w ramach gospodarki leśnej.
6. Z tak ograniczonej listy wybrano gatunki, które spełniały przynajmniej jeden z poniższych warunków:
  - są to podlegające ochronie prawnej (ochrona częściowa i ścisła). Gatunki chronione zostały przyjęte zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin (Dz.U. z 2014 r. poz. 1409);
  - są to charakterystyczne dla zbiorowisk będących identyfikatorami fitosocjologicznymi danego typu siedliska przyrodniczego lub ich wyższych jednostek syntaksonomicznych. Gatunki charakterystyczne przyjęto za Matuszkiewiczem (2007);
  - są to gatunki starych lasów wg. Dzwonko (2007);
  - są to mchy i porosty.
7. Ze względów praktycznych założono, że lista gatunków typowych powinna zawierać co najmniej 5 gatunków, a maksymalnie 15. Ponieważ według zaleceń KE typowe gatunki mają występować regularnie z dużą stałością w typie siedliska lub przynajmniej w głównym podtypie lub wariancie typu siedliska, za gatunki typowe uznawano te, które występowały w danym typie siedliska przyrodniczego z frekwencją powyżej 40% i maksymalnie w 3 typach siedlisk z frekwencją powyżej 40%. Jeśli tak uzyskana lista gatunków typowych zawierała mniej niż 5 gatunków, to stopniowo zwiększano limit na liczbę siedlisk, w których występuje dany gatunek z frekwencją powyżej 40%.

Liczbę typów siedlisk ustalono, oczekując spełnienia wymaganej frekwencji powyżej 40% przez dany gatunek przynajmniej w jednym regionie biogeograficznym. W obliczeniach uwzględniono wszystkie typy siedlisk leśnych oraz 2180 oraz 91XX, a także wszystkie gatunki niezależnie od wyniku analizy IndVal.

## Lista gatunków typowych

Tabela 33 przedstawia listę gatunków typowych obowiązującą na poziomie krajowym. Lista ta na poziomie obszaru Natura 2000 może powinna być modyfikowana w oparciu o lokalne opracowania fitosocjologiczne. Jeżeli brak jest danych pozwalających na określenie przywiązania gatunków do określonego stanu ochrony należy zaufać opinii eksperta. Przy wyborze gatunków typowych, szczególną uwagę należy zwrócić na frekwencje tych gatunków w danym obszarze oraz czy nie pochodzą one z ograniczonego zbioru danych, np. do fitocenoz dojrzałych, które pomijają młodsze fazy rozwojowych siedlisk. Jest to powszechne podejście w fitosocjologii, jednakże nie jest one wystarczające w aspekcie siedlisk przyrodniczych. W tym ujęciu młodsze



fazy rozwojowe, które niejednokrotnie trudno przypisać do konkretnego zbiorowiska roślinnego są integralną i niezbędną częścią zasobów danego siedliska przyrodniczego w konkretnym obszarze (oczywiście przy zachowaniu odpowiednich proporcji). Jeżeli opracowania fitosocjologiczne nie reprezentują całej zmienności siedlisk przyrodniczych w obszarze, należy uwzględnić to korygując w dół oczekiwany udział powierzchni monitoringowych mających spełnić postawione oczekiwania wobec liczby gatunków typowych.

Tabela 33. Listy gatunków typowych dla leśnych typów siedlisk przyrodniczych. F – frekwencja w zdjęciach archiwalnych, N Hab. – liczba typów siedlisk przyrodniczych w których występuję dany gatunek z frekwencją na tym samym poziomie)

Kod	lp.	Gatunek	F (%)	N Hab
2180 CON	1	Melampyrum pratense	93,0	3
	2	Pseudoscleropodium purum	88,4	1
	3	Carex arenaria	79,1	1
	4	Vaccinium vitis-idaea	72,1	3
	5	Dicranum polysetum	62,8	3
	6	Empetrum nigrum	53,5	2
	7	Hylocomium splendens	46,5	3
9110 ALP	1	Polytrichastrum formosum	98,2	9
	2	Athyrium filix-femina	83,6	8
	3	Luzula luzuloides	54,5	1
	4	Maianthemum bifolium	52,7	9
	5	Prenanthes purpurea	50,9	3
	6	Dryopteris filix-mas	45,5	8
9110 CON	1	Polytrichastrum formosum	85,6	9
	2	Hypnum cupressiforme	60,1	6
	3	Maianthemum bifolium	57,4	9
	4	Luzula pilosa	49,5	7
	5	Atrichum undulatum	48,9	8
	6	Dicranella heteromalla	43,1	1
9130 ALP	1	Dentaria bulbifera	83,3	3
	2	Dentaria glandulosa	68,8	2
	3	Carex sylvatica	64,6	3
	4	Lysimachia nemorum	47,9	3
	5	Paris quadrifolia	45,8	3
9130 CON	1	Galium odoratum	70,9	5
	2	Atrichum undulatum	67,0	8
	3	Dryopteris filix-mas	63,9	8
	4	Galeobdolon luteum	63,9	7



Kod	lp.	Gatunek	F (%)	N Hab
9130 CON	5	Anemone nemorosa	63,0	5
	6	Athyrium filix-femina	59,6	8
	7	Viola reichenbachiana	52,2	4
9140 ALP	1	Polygonatum verticillatum	83,3	1
	2	Stellaria nemorum	83,3	2
	3	Paris quadrifolia	61,1	3
	4	Prenanthes purpurea	61,1	3
	5	Phegopteris connectilis	55,6	1
	6	Carex sylvatica	50,0	3
	7	Lysimachia nemorum	50,0	3
	8	Gentiana asclepiadea	44,4	1
9150 ALP	1	Euphorbia amygdaloides	87,5	3
	2	Actaea spicata	62,5	2
	3	Carex alba	62,5	1
	4	Lonicera xylosteum	62,5	1
	5	Paris quadrifolia	62,5	3
	6	Polygonatum odoratum	50,0	3
9150 CON	1	Melica nutans	80,4	4
	2	Carex digitata	69,6	4
	3	Convallaria majalis	67,4	3
	4	Hepatica nobilis	65,2	1
	5	Epipactis helleborine	60,9	1
	6	Lathyrus vernus	60,9	1
	7	Hieracium murorum	54,3	4
	8	Mercurialis perennis	54,3	4
	9	Ajuga reptans	41,3	4
9160 CON	1	Galeobdolon luteum	89,7	7
	2	Anemone nemorosa	75,6	5
	3	Stellaria holostea	74,4	2
	4	Poa nemoralis	50,0	7
	5	Viola reichenbachiana	50,0	4
	6	Luzula pilosa	46,2	7
	7	Mycelis muralis	42,3	6
9170 ALP	1	Polygonatum multiflorum	78,6	1



Kod	lp.	Gatunek	F (%)	N Hab
9170 ALP	2	Aegopodium podagraria	64,3	3
	3	Carex pilosa	57,1	1
	4	Stellaria holostea	57,1	2
	5	Dentaria bulbifera	50,0	3
	6	Pulmonaria obscura	50,0	2
	7	Primula elatior	42,9	2
9170 CON	1	Viola reichenbachiana	55,9	4
	2	Aegopodium podagraria	48,8	3
	3	Carex digitata	47,6	4
	4	Pulmonaria obscura	47,6	2
	5	Stellaria holostea	47,6	2
	6	Ajuga reptans	42,4	4
9180 ALP	1	Dentaria bulbifera	68,5	3
	2	Lunaria rediviva	66,7	1
	3	Polystichum aculeatum	66,7	1
	4	Phyllitis scolopendrium	55,6	1
	5	Actaea spicata	50,0	2
	6	Symphytum cordatum	50,0	1
	7	Pulmonaria obscura	46,3	2
	8	Dentaria glandulosa	40,7	2
	9	Glechoma hirsuta	40,7	2
9180 CON	1	Mercurialis perennis	73,5	4
	2	Galium odoratum	69,1	5
	3	Asarum europaeum	50,0	4
	4	Actaea spicata	47,1	2
	5	Impatiens noli-tangere	45,6	5
	6	Pulmonaria obscura	45,6	2
9190 CON	1	Hypnum cupressiforme	59,8	6
	2	Melampyrum pratense	57,6	3
	3	Pteridium aquilinum	57,6	2
	4	Poa nemoralis	53,3	7
	5	Atrichum undulatum	43,5	8
91D0 ALP	1	Ledum palustre	81,3	1
	2	Sphagnum fallax	81,3	1



Kod	lp.	Gatunek	F (%)	N Hab
91D0 ALP	3	Vaccinium vitis-idaea	81,3	3
	4	Vaccinium uliginosum	75,0	1
	5	Polytrichum commune	68,8	1
	6	Sphagnum magellanicum	56,3	1
	7	Empetrum nigrum	43,8	2
91D0 CON	1	Sphagnum fallax	71,2	1
	2	Ledum palustre	68,8	1
	3	Vaccinium uliginosum	65,3	1
	4	Aulacomnium palustre	52,9	1
	5	Dicranum polysetum	48,2	3
	6	Polytrichum commune	43,5	1
	7	Sphagnum palustre	41,8	1
91EO ALP	1	Stachys sylvatica	91,4	2
	2	Aegopodium podagraria	82,9	3
	3	Carex sylvatica	74,3	3
	4	Stellaria nemorum	74,3	2
	5	Plagiomnium undulatum	65,7	1
	6	Glechoma hirsuta	62,9	2
	7	Anthriscus nitida	42,9	1
91EO CON	1	Stellaria nemorum	46,5	2
	2	Plagiomnium undulatum	45,8	1
	3	Aegopodium podagraria	44,4	3
	4	Festuca gigantea	42,3	2
	5	Carex remota	40,1	1
91F0 CON	1	Geum urbanum	89,2	4
	2	Festuca gigantea	69,9	2
	3	Aegopodium podagraria	61,4	3
	4	Brachypodium sylvaticum	59,0	4
	5	Euonymus europaeus	56,6	1
	6	Stachys sylvatica	54,2	2
	7	Circaea lutetiana	53,0	4
91I0 CON	1	Convallaria majalis	84,1	3
	2	Galium schultesii	59,4	1
	3	Melampyrum pratense	55,1	3



Kod	lp.	Gatunek	F (%)	N Hab
91I0 CON	4	Melittis melissophyllum	55,1	1
	5	Polygonatum odoratum	55,1	3
	6	Campanula persicifolia	52,2	1
	7	Lathyrus niger	40,6	1
	8	Solidago virgaurea	40,6	1
91P0 CON	1	Pleurozium schreberi	68,2	7
	2	Thuidium tamariscinum	68,2	1
	3	Plagiomnium affine	67,1	2
	4	Trientalis europaea	49,4	2
	5	Hypnum cupressiforme	45,9	6
91Q0 ALP	1	Calamagrostis varia	100,0	1
	2	Epipactis atrorubens	80,0	1
	3	Rhytidium rugosum	80,0	1
	4	Tortella tortuosa	80,0	1
	5	Jovibarba hirta	60,0	1
	6	Polygonatum odoratum	60,0	3
	7	Abietinella abietina	50,0	1
	8	Carlina acaulis	50,0	1
	9	Hylocomium splendens	50,0	3
	10	Rhytidiadelphus triquetrus	50,0	1
91T0 CON	1	Cladonia arbuscula	95,5	1
	2	Cladonia gracilis	88,6	1
	3	Dicranum polysetum	86,4	3
	4	Cladonia rangiferina	81,8	1
	5	Cladonia phyllophora	63,6	1
	6	Cladonia portentosa	56,8	1
	7	Cladonia furcata	50,0	1
	8	Dicranum scoparium	47,7	1
	9	Cladonia uncialis	43,2	1
	10	Cladonia mitis	40,9	1
91XX CON	1	Lycopus europaeus	94,3	1
	2	Solanum dulcamara	87,4	2
	3	Carex elongata	73,6	1
	4	Thelypteris palustris	72,4	1





Kod	lp.	Gatunek	F (%)	N Hab
91XX CON	5	Plagiomnium affine	48,3	2
	6	Calliergonella cuspidata	46,0	1
9410 ALP	1	Dicranum scoparium	84,8	4
	2	Luzula sylvatica	69,6	2
	3	Buckiella undulata	63,0	2
	4	Homogyne alpina	56,5	3
	5	Sphagnum girgensohnii	43,5	3
9410 CON	1	Dicranum scoparium	100,0	4
	2	Buckiella undulata	77,8	2
	3	Sphagnum girgensohnii	66,7	3
	4	Trientalis europaea	66,7	2
	5	Dryopteris dilatata	44,4	5
9420 ALP	1	Hylocomium splendens	100,0	3
	2	Pinus cembra	100,0	1
	3	Sphagnum girgensohnii	100,0	3
	4	Buckiella undulata	80,0	2
	5	Homogyne alpina	80,0	3
	6	Lycopodium annotinum	80,0	1
	7	Vaccinium vitis-idaea	80,0	3
	8	Huperzia selago	60,0	1
	9	Luzula sylvatica	60,0	2

Tabela 34. Prawdopodobieństwo jednoczesnego wystąpienia określonej liczby gatunków typowych

Typ siedliska	Liczba gatunków typowych									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2180 CON	1,0000	0,9986	0,9833	0,9009	0,6703	0,3273	0,0732	-	-	-
9110 ALP	0,9998	0,9890	0,8983	0,6336	0,2792	0,0547	-	-	-	-
9110 CON	0,9964	0,9552	0,7932	0,4874	0,1838	0,0308	-	-	-	-
9130 ALP	0,9948	0,9386	0,7261	0,3634	0,0813	-	-	-	-	-
9130 CON	0,9991	0,9881	0,9308	0,7660	0,4843	0,1981	0,0380	-	-	-
9140 ALP	0,9997	0,9953	0,9646	0,8541	0,6225	0,3290	0,1076	0,0160	-	-
9150 ALP	0,9988	0,9806	0,8855	0,6401	0,3033	0,0668	-	-	-	-
9150 CON	0,9999	0,9978	0,9829	0,9229	0,7712	0,5223	0,2566	0,0788	0,0111	-
9160 CON	0,9995	0,9904	0,9310	0,7451	0,4359	0,1555	0,0246	-	-	-
9170 ALP	0,9980	0,9761	0,8801	0,6561	0,3542	0,1177	0,0177	-	-	-



Typ siedliska	Liczba gatunków typowych									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
9170 CON	0,9813	0,8751	0,6250	0,3124	0,0937	0,0125	-	-	-	-
9180 ALP	0,9993	0,9907	0,9475	0,8228	0,5974	0,3321	0,1285	0,0303	0,0033	-
9180 CON	0,9936	0,9386	0,7538	0,4409	0,1570	0,0249	-	-	-	-
9190 CON	0,9809	0,8642	0,5818	0,2445	0,0459	-	-	-	-	-
91D0 ALP	0,9999	0,9973	0,9759	0,8811	0,6435	0,3093	0,0681	-	-	-
91D0 CON	0,9975	0,9723	0,8669	0,6320	0,3295	0,1046	0,0148	-	-	-
91E0 ALP	0,9999	0,9981	0,9806	0,8952	0,6666	0,3285	0,0740	-	-	-
91E0 CON	0,9442	0,7258	0,3849	0,1192	0,0160	-	-	-	-	-
91F0 CON	0,9995	0,9912	0,9398	0,7781	0,4907	0,1976	0,0368	-	-	-
91I0 CON	0,9990	0,9863	0,9223	0,7515	0,4803	0,2152	0,0585	0,0072	-	-
91P0 CON	0,9909	0,9167	0,6824	0,3274	0,0708	-	-	-	-	-
91Q0 ALP	1,0000	0,9999	0,9984	0,9862	0,9323	0,7868	0,5377	0,2655	0,0816	0,0115
91T0 CON	1,0000	0,9999	0,9985	0,9870	0,9327	0,7809	0,5209	0,2458	0,0706	0,0091
91XX CON	0,9999	0,9953	0,9511	0,7666	0,4081	0,0974	-	-	-	-
9410 ALP	0,9958	0,9469	0,7495	0,3904	0,0914	-	-	-	-	-
9410 CON	1,0000	0,9863	0,8724	0,5432	0,1536	-	-	-	-	-
9420 ALP	1,0000	1,0000	1,0000	0,9997	0,9949	0,9574	0,8090	0,4915	0,1475	-

## Waloryzacja

W celu określenia liczby typowych gatunków, jakiej należy spodziewać się na stanowisku monitoringowym we właściwym stanie ochrony, należy posłużyć się prawdopodobieństwem ich wystąpienia. Obliczona wcześniej średnia frekwencja w zespole typowych gatunków podzielona przez 100 daje prawdopodobieństwo wystąpienia gatunku w zdjęciu. Przy jej użyciu można obliczyć prawdopodobieństwo wystąpienia określonej liczby gatunków (tu od 1 do n). Dla jednego gatunku jest to suma ilorazów prawdopodobieństwa wystąpienia danego gatunku i prawdopodobieństwa niewystąpienia ( $1 - \text{prawdopodobieństwo wystąpienia}$ ) pozostałych gatunków. Dla dwóch i większej liczby gatunków jest to suma ze wszystkich kombinacji wystąpienia określonej liczby gatunków ilorazów obliczona jako prawdopodobieństwa wystąpienia danej kombinacji gatunków i prawdopodobieństwa niewystąpienia pozostałych kombinacji. Prawdopodobieństwo wystąpienia wszystkich gatunków z określonego zbioru jest iloczynem prawdopodobieństw ich wystąpienia. Prawdopodobieństwo spełnienia warunku występowania oczekiwanej (minimalnej) liczby typowych gatunków w zdjęciu fitosocjologicznym wykonanym na powierzchni próbnej zostało przedstawione w Tabeli 34.

W celu waloryzacji liczby gatunków typowych należy wybrać oczekiwaną liczbę gatunków typowych na powierzchni monitoringowej w danym typie siedliska przyrodniczego oraz udział powierzchni monitoringowych, które mają spełnić postawione wyżej oczekiwania.

By uniknąć na początkowym etapie waloryzacji niepewności związanej z niewystępowaniem gatunków (im wyższa oczekiwana liczba gatunków typowych tym mniejsze prawdopodobieństwo jej wystąpienia) należy przyjąć za wartość oczekiwaną wartość, dla której prawdopodobieństwo wystąpienia jest jak najmniej obciążone tym błędem. Akceptowalnym progiem może być powszechnie przyjęty 5% próg niepewności, zwiększony w razie konieczności do 10%.



Udział powierzchni monitoringowych, które mają spełnić postawione wyżej oczekiwania, powinien być również niższy od przedstawionego w tabeli przez wzgląd na niepewność co do reprezentatywności dotychczasowej sieci monitoringowej, na podstawie której uzyskano dane do budowy listy gatunków typowych. Należy również uwzględnić poprawkę na różnice w lokalizowaniu powierzchni monitoringowej. Dotychczas była ona lokalizowana w „reprezentatywnym” fragmencie siedliska, co w praktyce sprowadza się do wybierania fragmentów fitocenozy dojrzałych, które według Matuszkiewicza (2001) stanowią zaledwie 1/6 zasobów danego zbiorowiska. Przez co może być nieuwzględniona część zasobów siedliska, która jest integralną i niezbędną częścią zasobów danego siedliska przyrodniczego, ale tymczasowo nie będąca, przez wzgląd na etap rozwoju, miejscem realizacji funkcji przyrodniczych przypisywanych dojrzałym fitocenozy. W szacunkach tych należy uwzględnić ewentualne odkształcenia od typowej struktury wiekowej wynikające z „nadmiaru” młodszych fitocenozy, w wyniku prowadzonych w latach ubiegłych zalesień gruntów porolnych lub przebudowy monokultur gatunków iglastych. Jest to ważny aspekt i nie może być pomijany ponieważ lesistość kraju zwiększyła się od 1945 roku z 20,8% do niemal 29,6% w 2023 roku. A zatem ponad 30% powierzchni leśnej Polski stanowi pierwsze pokolenie lasu na gruncie wcześniej nieleśnym. Fitocenozy te mogą być już klasyfikowane jako siedliska przyrodnicze, ale nie mogą i długo jeszcze nie będą mogły spełnić progów dla wartości badanych wskaźników, których punktem odniesienia są dojrzałe fitocenozy. Proponuje się zatem, by udział powierzchni monitoringowych, na których powinna występować odpowiednia liczba gatunków typowych był odczytany z tabeli, zaokrąglony w dół i pomniejszony o 20%.

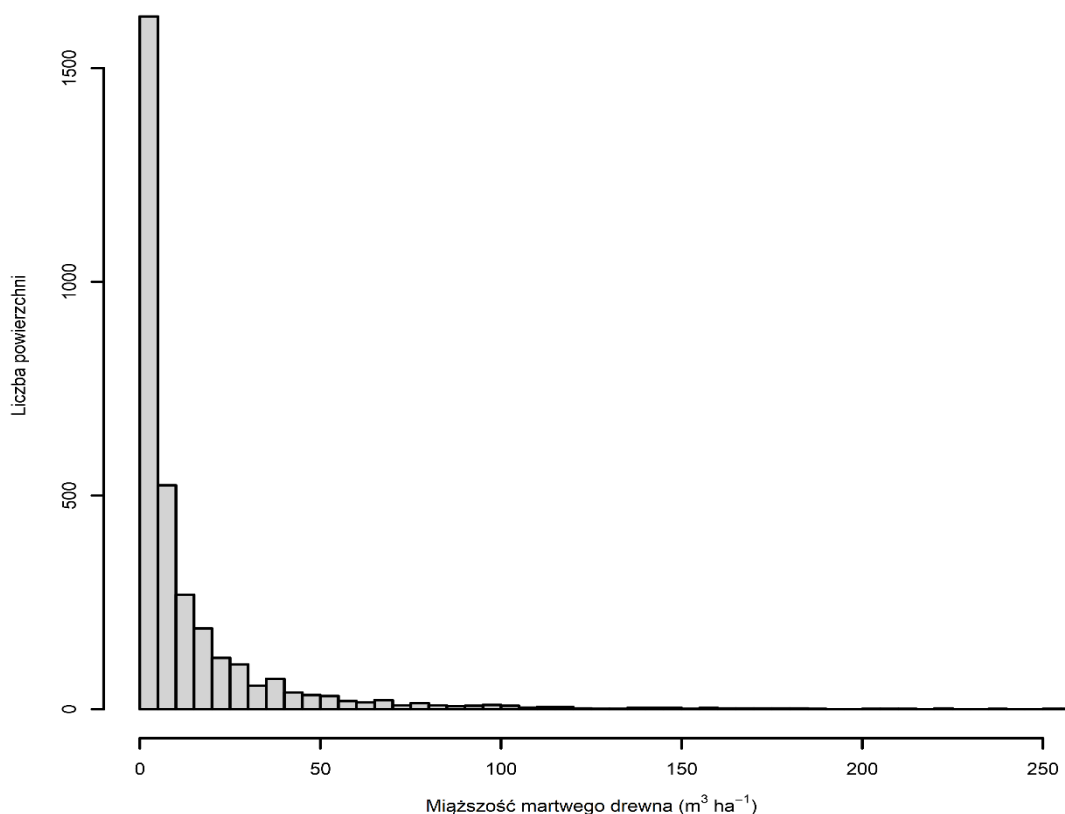


## Załącznik nr 2: Ustalenie wartości warunku drugiego dla właściwego stanu ochrony w badanym obszarze

Sposób ustalenia wartości warunku 2 dla właściwego stanu ochrony przedstawiono na przykładzie wskaźnika Martwe drewno. Minimalna miąższość martwego drewna w metodykach oceny stanu ochrony siedlisk przyrodniczych (Mróz 2010, 2012a, 2012b, 2015) została określona dla większości leśnych siedlisk przyrodniczych na powyżej 20 m<sup>3</sup>/ha dla właściwego (FV) stanu ochrony. W implementacji tej wartości do oceny miąższości martwego drewna na pojedynczej powierzchni monitoringowej stoi na przeszkodzie wielkość pojedynczej powierzchni wynosząca zaledwie 400 m<sup>2</sup>. Jest to stosunkowo mały areal, na którym martwe drewno może nie wystąpić z przyczyn losowych pomimo wystarczających jego ilości w otoczeniu powierzchni próbnej. Problem ten był mniej odczuwalny w przypadku rejestracji martwego drewna na transekcie, którego areal wynosił 0,2 ha a zatem powierzchni pięciokrotnie większej.

Jako punkt odniesienia co do właściwości rozkładu zmiennej opisującej miąższość martwego drewna mogą posłużyć dane zebrane w ramach projektu BioSoil (Coenen i in. 2008) zawarte w opracowaniu Puletti i in. 2018 i omówione w pracy Puletti i in. 2019. Zawierają one wyniki pomiarów miąższości martwego drewna na 3243 powierzchniach próbnych o areale 400 m<sup>2</sup> rozmieszczonych w regularnej siatce 16 x 16 km obejmującej 19 europejskich krajów.

Histogram of plot\_vol\_m3\_ha



**Ryc. 8. Rozkład miąższości martwego drewna na powierzchniach o areale 400m<sup>2</sup> w Europie (dane: Puletti i in. 2018). Szerokość słupka odpowiada przedziałowi 5m<sup>3</sup>/ha**

Na podstawie Ryc. 8 można stwierdzić, że rozkład miąższości martwego drewna nie jest rozkładem normalnym, jest silnie prawostronnie skośny (współczynnik skośności = 9,5 (rozkład symetryczny może osiągać wartość od



-0,5 do 0,5)). Średnia arytmetyczna dla całego zbioru wyniosła 15,84 m<sup>3</sup>/ha ale mediana (wartość środkowa) to zaledwie 5,00 m<sup>3</sup>/ha (31,6% wartości średniej arytmetycznej). A zatem na 50% powierzchni miąższość martwego drewna była niższa niż 5 m<sup>3</sup>/ha. Ponadto na 75,5% powierzchni miąższość martwego drewna była niższa od średniej arytmetycznej, a na 11,5% powierzchni nie odnaleziono martwego drewna w ogóle. Rozkład martwego drewna na powierzchniach próbnych o areale 4 ha, zarówno na poziomie poszczególnych krajów Europy (Tab. 35), jak i w przypadku intensywności użytkowania (Tab. 36) jest zawsze prawostronnie skośny. Średnia arytmetyczna jest wyższa od mediany, a wartość mediany stanowi do 60% wartości średniej arytmetycznej w przypadku poszczególnych krajów i około 30% w przypadku wyróżnionych stopni intensywności użytkowania.

Udział powierzchni pozbawionych martwego drewna waha się od 0 do 59,1% w poszczególnych krajach (mediana = 11,4%), a udział powierzchni z miąższością martwego drewna powyżej średniej waha się od 5 do 40%.

*Tabela 35. Charakterystyki opisowe miąższości martwego drewna (m<sup>3</sup>/ha) w poszczególnych krajach europejskich (dane: Puletti i in. 2018). N – liczba powierzchni próbnych, M – średnia arytmetyczna, Q1 – pierwszy kwartyl, Me – mediana, Q3 – trzeci kwartyl, Me/M (%) – udział procentowy wartości mediany w średniej arytmetycznej, Zero (%) – udział powierzchni próbnych pozbawionych martwego drewna, x > M (%) – udział procentowy powierzchni z miąższością martwego drewna powyżej średniej arytmetycznej*

Kraj	N (szt.)	M (m <sup>3</sup> /ha)	Q1 (m <sup>3</sup> /ha)	Me (m <sup>3</sup> /ha)	Q3 (m <sup>3</sup> /ha)	Me/M (%)	Zero (%)	x > M (%)
Austria	136	23,67	0,00	5,56	20,20	23,5	25,7	22,1
Belgia	10	17,49	1,43	7,53	22,96	43,0	0,0	40,0
Cypr	19	26,88	0,00	0,14	0,99	0,5	31,6	5,3
Czechy	146	9,83	2,75	6,06	12,03	61,7	2,7	30,8
Dania	22	6,24	0,00	0,00	3,65	0,0	59,1	22,7
Finlandia	630	7,08	1,16	3,49	8,12	49,2	6,2	28,4
Francja	548	22,29	2,27	7,68	23,55	34,5	5,7	26,8
Hiszpania	155	5,56	0,00	0,78	5,46	14,1	37,4	25,2
Irlandia	35	6,07	0,00	2,79	9,51	46,0	42,9	31,4
Litwa	62	17,69	3,93	8,83	16,60	49,9	3,2	21,0
Łotwa	95	26,38	4,47	14,22	36,43	53,9	1,1	35,8
Niemcy*	226	29,65	7,38	18,41	35,12	62,1	6,2	29,2
Polska	438	9,88	1,07	2,74	8,06	27,8	6,2	21,0
Słowacja	108	27,25	6,68	16,42	30,85	60,3	4,6	29,6
Słowenia	44	33,12	6,18	16,50	34,01	49,8	11,4	27,3
Szwecja	100	24,38	1,39	6,68	20,28	27,4	15,0	23,0
Węgry	78	9,65	0,13	1,98	11,35	20,5	19,2	28,2
Wielka Brytania	167	15,49	0,00	2,08	9,66	13,4	31,7	18,0
Włochy	224	14,92	0,95	4,12	14,31	27,6	16,1	24,6
Razem	3243	15,84	1,21	5,00	15,71	31,6	11,5	24,5

\* tylko lasy państwowe



Tabela 36. Charakterystyki opisowe miąższości martwego drewna ( $m^3/ha$ ) w zależności od intensywności użytkowania (dane: Puletti i in. 2018). Oznaczenia jak w Tabeli 1

Użytkowanie	N (szt.)	M ( $m^3/ha$ )	Q1 ( $m^3/ha$ )	Me ( $m^3/ha$ )	Q3 ( $m^3/ha$ )	Me/M (%)	Zero (%)	$x > M$ (%)
Brak dowodów	295	15,98	0,24	3,97	16,84	24,9	19,7	26,4
Tak, ale ponad 10 lat wstecz	832	14,37	1,05	4,33	14,06	30,1	9,1	24,8
Tak w ostatnim 10-leciu	1976	16,36	1,50	5,43	15,89	33,2	10,0	24,0
Nieznana historia	98	17,00	0,41	4,80	16,61	28,2	23,5	24,5
Brak danych	42	16,94	0,00	0,57	10,55	3,3	47,6	14,3

Analiza powyżej przedstawionych danych dostarcza następujących wniosków na temat rozkładu prawdopodobieństwa miąższości martwego drewna na powierzchniach o areale  $400 m^2$  dla różnych wartości średniej arytmetycznej:

- jest to rozkład niesymetryczny, silnie prawostronny skośny;
- wartość mediany jest około 3 razy mniejsza od wartości średniej arytmetycznej;
- około 70% przypadków ma wartość mniejszą od wartości średniej arytmetycznej;
- około 10% przypadków to wartości zerowe.

Zakładając, że oczekujemy średnio powyżej  $20 m^3/ha$  martwego drewna nie możemy oczekiwać, że będzie ono występowało w takiej ilości na każdej powierzchni próbnej. Wniosek ten dotyczy każdej dowolnej wartości, która zostanie obrana za docelową. A zatem za stan właściwy należy uznać przypadek, w którym średnia arytmetyczna miąższości martwego drewna przekracza zadany próg, ale jednocześnie należy mieć na względzie to, że warunek ten zostanie spełniony tylko na około 30% powierzchni próbnych, na 50% powierzchni wartość ta będzie 3 razy mniejsza od zadanego progu, a na 10% powierzchni martwe drewno może nie wystąpić w ogóle.

A zatem w większości leśnych siedlisk przyrodniczych (z wyłączeniem gdzie akumulacja martwego drewna może być niepożądana (9150, 9110, 91T0) oraz siedlisk występujących na stromych stokach gdzie akumulacja martwego drewna może być niemożliwa) należy oczekiwać martwego drewna w ilości co najmniej  $20 m^3/ha$  na 30% powierzchni monitoringowych.



## Załącznik nr 3: Formularze terenowe z przykładem wypełnienia

Formularz terenowy nr 1: Opis powierzchni

1	Numer powierzchni	1
2	Długość boków siatki kwadratów	<b>4km</b> / 2km / 1km / 500m / 250m / 125m / 62,5m / P
3	Numer węzła z sieci GIOŚ	1190813
4	Szerokość geograficzna (X, PUWG 1992)	472223.9212
5	Długość geograficzna (Y, PUWG 1992)	628897.9321
6	Rok monitoringu	2025
7	Region biogeograficzny	ALP / <b>CON</b>
8	Kod obszaru Natura 2000	Brak
9	Imię i nazwisko lidera zespołu prowadzącego prace na stanowisku	Jan Kowalski
10	Imię i nazwisko członka zespołu prowadzącego prace na stanowisku	Jan Nowak
11	Data wykonania prac w aspekcie wiosennym	30-04-2026
12	Data wykonania prac w aspekcie letnim	13-07-2026
13	Azymut na punkt domiarowy nr 1	100
14	Azymut na punkt domiarowy nr 2	163
15	Azymut na punkt domiarowy nr 3	275
16	Odległość do punktu domiarowego nr 1	317
17	Odległość do punktu domiarowego nr 2	418
18	Odległość do punktu domiarowego nr 3	578
19	Rodzaj punktu domiarowego nr 1	<b>Drzewo</b> / Pniak / Inne
20	Rodzaj punktu domiarowego nr 1	<b>Drzewo</b> / Pniak / Inne
21	Rodzaj punktu domiarowego nr 1	<b>Drzewo</b> / Pniak / Inne
22	Uwagi do punktu domiarowego nr 1	Grab
23	Uwagi do punktu domiarowego nr 2	Grab
24	Uwagi do punktu domiarowego nr 3	Dąb
25	Typ siedliska przyrodniczego	9170
26	Przyporządkowanie do typu siedliska przyrodniczego	<b>Jednoznaczne</b> / Dwuznaczne / Nieoczywiste / Nieuzasadnione / Niemożliwe
27	Aktualne zbiorowisko roślinne dominujące pod względem udziału	<i>Tilio-Carpinetum</i>
28	Potencjalne zbiorowisko roślinne dominujące pod względem udziału	<i>Tilio-Carpinetum</i>
29	Udział (%) siedliska na powierzchni próbnej	100
30	Czy wielkość płatu siedliska przekracza 10 ar?	<b>Tak</b> / Nie
31	Czy jest to to pierwsze pokolenia lasu na gruncie porolnym w wieku do 80 lat.	Tak / <b>Nie</b> / Brak danych



32	Czy w obrębie powierzchni próbnej znajdują się drzewa o pierśnicy powyżej 70 mm?	<b>Tak</b> / Nie
33	Udział w granicach powierzchni próbnej gruntu pozbawionych cech lasu	0
34	Położenie topograficzne	<b>płaskie</b> / dolina rzeki / zagłębienie / zagłębienie bez odpływu / kotlina / stok / stok dolny / stok środkowy / stok górny / podnóże stoku / spłaszczenie / wierzchowina / grzbiet
35	Wystawa terenu	N / NE / E / SE / S / SW / W / NW / N / <b>Brak</b>
36	Nachylenie terenu	0
37	Dostępność powierzchni	<b>Dostępna</b> / Niedostępna z przyczyn antropogenicznych / Niedostępna z przyczyn naturalnych
38	Powód rezygnacji z powierzchni	Brak siedliska / Niewystarczający udział powierzchni siedliska / Brak drzew o dbh≥70mm / Grunt porolny / Areał siedliska <10a / Środek powierzchni pozbawiony cech lasu / Udział powierzchni pozbawionej cech lasu >75% / <b>Nie dotyczy</b>
39	Błędne (w tym nieaktualne) dane kartograficzne	Tak / Nie / <b>Nie dotyczy</b>
40	Uwagi	<i>Brak</i>

Formularz terenowy nr 2: Nagłówek zdjęcia fitosocjologicznego

Numer powierzchni	1
Numer węzła z sieci GIOŚ	1190813
Rok monitoringu	2025

Pokrycie warstwy A (%)	50
Pokrycie warstwy A1 (%)	20
Pokrycie warstwy A2 (%)	10
Pokrycie warstwy A3 (%)	30
Pokrycie warstwy B (%)	10
Pokrycie warstwy C Wiosna (%)	10
Pokrycie warstwy C Lato (%)	50
Pokrycie warstwy D (%)	2

Udział (%) powierzchni ze świeżymi uszkodzeniami gleby	0
Udział (%) powierzchni z zarośniętymi uszkodzeniami gleby	0
Udział (%) powierzchni pokryty wodą w aspekcie wiosennym	0
Głębokość wody w aspekcie wiosennym (cm)	0
Udział (%) powierzchni pokryty wodą w aspekcie letnim	0
Głębokość wody w aspekcie letnim (cm)	0
Udział (%) powierzchni pokrytej ściółką	60
Grubość ściółki (cm)	1

Uwagi: Ślady zgrzyzania odnowienia dębu i grabu przez zwierzynę płową





## Formularz terenowy nr 3: Zdjęcie fitosocjologiczne

Numer powierzchni	1
Numer węzła z sieci GIOŚ	1190813
Rok monitoringu	2025

W	Gatunek	BB	W	Gatunek	BB
a1	<i>Picea abies</i>	1	c	<i>Stellaria nemorum</i>	+
a1	<i>Quercus robur</i>	2	c	<i>Veronica chamaedrys</i>	r
a2	<i>Acer platanoides</i>	1	c	<i>Viola reichenbachiana</i>	+
a2	<i>Carpinus betulus</i>	2	d	<i>Brachythecium rutabulum</i>	+
a3	<i>Carpinus betulus</i>	3	d	<i>Eurhynchium angustirete</i>	+
b	<i>Carpinus betulus</i>	2	d	<i>Plagiomnium affine</i>	1
c	<i>Acer platanoides</i>	+			
c	<i>Ajuga reptans</i>	+			
c	<i>Anemone nemorosa</i>	2			
c	<i>Athyrium filix-femina</i>	1			
c	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	+			
c	<i>Carex digitata</i>	1			
c	<i>Carpinus betulus</i>	1			
c	<i>Convallaria majalis</i>	+			
c	<i>Corylus avellana</i>	+			
c	<i>Dryopteris carthusiana</i>	+			
c	<i>Dryopteris filix-mas</i>	r			
c	<i>Festuca gigantea</i>	+			
c	<i>Galeobdolon luteum</i>	+			
c	<i>Galeopsis bifida</i>	+			
c	<i>Geranium robertianum</i>	1			
c	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	1			
c	<i>Luzula pilosa</i>	+			
c	<i>Maianthemum bifolium</i>	2			
c	<i>Melica nutans</i>	+			
c	<i>Milium effusum</i>	+			
c	<i>Moehringia trinervia</i>	1			
c	<i>Mycelis muralis</i>	+			
c	<i>Oxalis acetosella</i>	3			
c	<i>Picea abies</i>	+			
c	<i>Quercus robur</i>	+			
c	<i>Rubus idaeus</i>	1			
c	<i>Sorbus aucuparia</i>	+			



## Formularz terenowy nr 4: Mikrosiedliska drzewne

Id stanowiska	1
Numer węzła z sieci GIOŚ	1190813
Rok monitoringu	2025

Nr	A	Odl. (cm)	DBH (mm)	Gatunek	Mikrosiedliska
1	14	587	130	Gb	ADM - dziupla mała
2	27	731	127	Gb	DNW - wilki
3	75	1086	540	Db	DPG - drzewo o ponadnormalnej grubości
4	132	170	147	Gb	AZG - próchnowisko zamknięte przy gruncie
5	174	335	229	Gb	AZO - zagłębienie w odziomku
6	205	845	148	Gb	ADM - Dziupla mała
7	282	927	480	Św	GWZ - wycieki żywicy
7	jw.	jw.	jw.	jw.	CMD - Martwe gałęzie drobne
7	jw.	jw.	jw.	jw.	AZO - zagłębienie w odziomku
8	315	654	153	Gb	ADM - Dziupla mała

Uwagi: Brak



Formularz terenowy nr 5: Martwe drewno

Id stanowiska	1
Numer węzła z sieci GIOŚ	1190813
Rok monitoringu	2025

Nr	Typ MD	Gat	A	Odl (cm)	L (cm)	D L/2 (mm)	DBH (mm)	D H/2 (mm)	K	H (m)	Roz
1	L	SW	115	657	120	105	ND	ND	k	ND	2
2	Z	SW	227	758	ND	ND	265	210	k	7.2	3
3	MD	SW	320	800	ND	ND	210	ND	bk	9.9	2
4											
5											
6											
7											
8											
9											
10											
11											
12											
13											
14											
15											
16											
17											
18											
19											
20											
21											
22											
23											
24											
25											
26											
27											
28											
29											
30											

Uwagi: Brak



## Formularz terenowy nr 5: Oddziaływania

Id stanowiska	1
Numer węzła z sieci GIOŚ	1190813
Rok monitoringu	2025

Nr	Kod	Int	Wpływ	Zakres	Opis
1	K04.05	C	-	Aktualnie	Ślady zgryzania odnowienia przez zwierzyne
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					



## Załącznik nr 4: Opis siedlisk

Załącznik zawiera krótką charakterystykę poszczególnych typów siedlisk, które są przedmiotem niniejszego opracowania. Obejmuje on 17 typów leśnych siedlisk przyrodniczych, jedno siedlisko z grupy siedlisk morskich i nadmorskich (2018) oraz siedlisko 91XX – olsy, niewymienione w załączniku I Dyrektywy Siedliskowej, ale podlegające monitoringowi w ramach PMŚ.

Opis siedlisk został sporządzony na podstawie informacji zawartych w opracowaniach: Herbich 2004a, Herbich 2004b, Mróz 2010, Mróz 2012a, Mróz 2012b, Mróz 2015 oraz Korzeniak i in. 2025. Dla każdego typu siedliska przyrodniczego podano jego kategorię zagrożenia za opracowaniem Korzeniak i in. 2025. Status zagrożenia określono zgodnie z procedurami IUCN, które wyróżniają następujące kategorie: niepoddane ocenie (NE), niedostatecznie rozpoznane (DD), najmniejszej troski (LC), bliskie zagrożenia (NT), narażone (VU), zagrożone (EN), krytycznie zagrożone (CR) oraz w zaniku (CO).

Identyfikatory fitosocjologiczne zostały przedstawione za opracowaniem Korzeniak i in. 2025. Lista gatunków typowych jest tożsama z listą gatunków przedstawioną w Załączniku nr 1 niniejszego opracowania.

Dla każdego siedliska zamieszczono mapę przedstawiającą jego rozmieszczenie w Polsce. Na mapie oznaczono kwadraty sieci o długości boku 10 km, w których stwierdzono występowanie danego siedliska przyrodniczego. Mapy przygotowano na podstawie danych z Banku Danych o Lasach i Banku Danych o Zasobach Przyrodniczych GDOŚ i są zgodne z danymi zawartymi w projekcie raportu do Komisji Europejskiej opracowanym w 2025 roku na zlecenie GIOŚ. Dodatkowo na mapach przedstawiono granice regionów biogeograficznych: alpejskiego i kontynentalnego.



## 2180 Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich

Siedlisko przyrodnicze z grupy siedlisk morskich i nadmorskich. Obejmuje lasy porastające wydmy nadmorskie w strefie wyraźnego wpływu klimatu morskiego, ukształtowane na piaszczystych osadach pochodzenia eolicznego. Dominują rozległe, ubogie bory sosnowe, miejscami przechodzące w mezotroficzne bory mieszane lub lasy liściaste. W runie przeważają krzewinki z dobrze rozwiniętą warstwą mszystą, natomiast w wilgotniejszych partiach, z udziałem brzozy i dębu, pojawia się warstwa krzewów. Płaty siedliska są zróżnicowane pod względem wielkości i mogą zajmować powierzchnię do kilkuset hektarów.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Zagrożone (EN)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939

Rząd: *Piceetalia abietis* Pawł & al. 1928

Związek: *Dicrano-Pinion* W.Mat. 1962

Zespół: *Empetro nigri-Pinetum* (Libb. et Siss. 1939 n.n.) Wojt. 1964

Klasa: *Quercetea robori-petraeae* Br.-Bl. et R.Tx. 1943 nom. mut.

Rząd: *Quercetalia roboris* R.Tx. 1931

Związek: *Quercion robori-petraeae* Br.-Bl. 1932

Zespół: *Betulo-Quercetum roboris* R.Tx.1937

**Gatunki typowe:**

Region kontynentalny – *Carex arenaria*, *Dicranum polysetum*, *Empetrum nigrum*, *Hylocomium splendens*, *Melampyrum pratense*, *Pseudoscleropodium purum*, *Vaccinium vitis-idaea*



## 9110 Kwaśne buczyny

Siedlisko obejmuje lasy bukowe występujące na ubogich, zakwaszonych glebach. Zasięg siedliska na terenie kraju pokrywa się z obszarem występowania buka. Warstwa drzew jest zwarta i zdominowana przez buka zwyczajnego, niekiedy z domieszką jodły lub świerka, a rzadziej innych gatunków. Pod okapem drzewostanu, ze względu na silne ocienienie, słabo rozwija się warstwa krzewów. Runo, w którym dominują gatunki acydofilne, charakteryzuje się ubogim składem florystycznym. Na powierzchni gleby zalega gruba warstwa liści bukowych, a warstwa mszysta jest stosunkowo dobrze rozwinięta.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Najmniejszej troski (LC)

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

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

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

Związek: *Fagion sylvaticae* R.Tx. et Diem. 1936

Zespół: *Luzulo luzuloidis-Fagetum* (Du Rietz 1923) Markgr. 1932 em. Meusel 1937

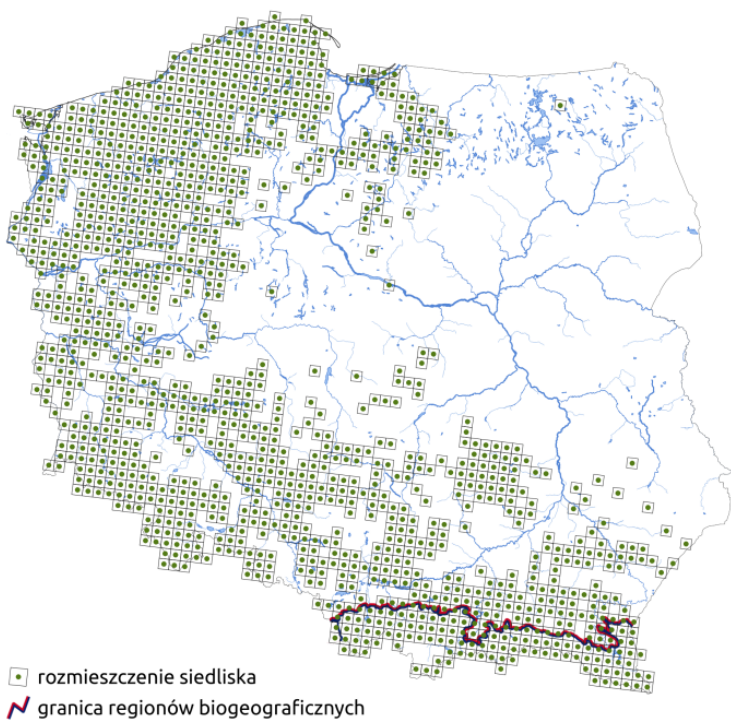
Zespół: *Luzulo pilosae-Fagetum* W.Mat. et A.Mat. 1973

Zbiorowisko *Abies alba-Oxalis acetosella* J.Mat. 2001

### Gatunki typowe:

Region alpejski – *Athyrium filix-femina*, *Dryopteris filix-mas*, *Luzula luzuloides*, *Maianthemum bifolium*, *Polytrichastrum formosum*, *Prenanthes purpurea*

Region kontynentalny – *Atrichum undulatum*, *Dicranella heteromalla*, *Hypnum cupressiforme*, *Luzula pilosa*, *Maianthemum bifolium*, *Polytrichastrum formosum*



## 9130 Żyzne buczyny

Zasięg występowania żyznych buczyn obejmuje Polskę południową oraz północno-zachodnią i pokrywa się z zasięgiem występowania buka zwyczajnego oraz kwaśnych buczyn. W odróżnieniu od kwaśnych buczyn siedlisko to wykształca się na glebach żyzniejszych. Drzewostan na nizinach jest przeważnie czysto bukowy, natomiast w górach z domieszką jodły, świerka lub jaworu. Warstwa krzewów jest zazwyczaj słabo rozwinięta. Runo wykazuje zmienność sezonową, a dominują w nim gatunki charakterystyczne dla żyznych lasów liściastych. Pokrycie warstwy zielnej jest bardzo zmienne i zależne od fazy rozwojowej drzewostanu. W części nizinowej i w pasie wyżyn siedlisko to występuje głównie na wyniesieniach morenowych, zwłaszcza w środkowej i górnej części stoków, natomiast w obszarach górskich w reglu dolnym.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Najmniejszej troski (LC)

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

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

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

Związek: *Fagion sylvaticae* R.Tx. et Diem. 1936

Zespół: *Galio odorati-Fagetum* Rübel (1930) ex Sougnez et Thill 1959

Zespół: *Dentario enneaphyllidi-Fagetum* Oberd. 1957 ex W. et A. Mat. 1960

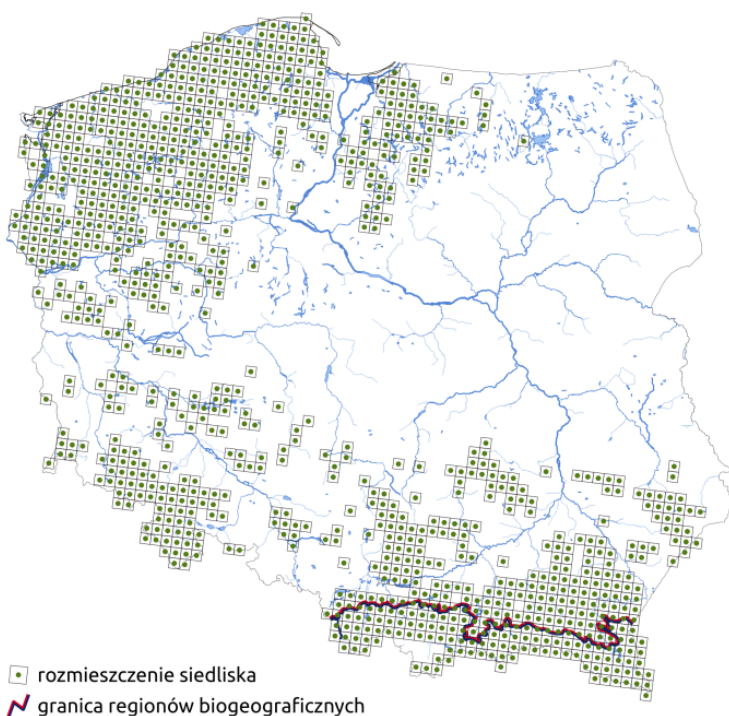
Zespół: *Dentario glandulosae-Fagetum* W. Mat. 1964 ex Guzikowa et Kornaś 1969

Zbiorowisko *Fagus sylvatica-Mercurialis perennis* Cel. 1962

### Gatunki typowe:

Region alpejski – *Carex sylvatica*, *Dentaria bulbifera*, *Dentaria glandulosa*, *Lysimachia nemorum*, *Paris quadrifolia*

Region kontynentalny – *Anemone nemorosa*, *Athyrium filix-femina*, *Atrichum undulatum*, *Dryopteris filix-mas*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Viola reichenbachiana*





## 9140 Górskie jaworzyny ziołoroślowe

Siedlisko obejmuje lasy bukowe z domieszką klonu jawora, występujące w pobliżu górnej granicy lasu. Wykształca się zazwyczaj na płytkich glebach stromych stoków o północnej wystawie. Ze względu na mało stabilne, skaliste podłoże oraz trudne warunki klimatyczne drzewa są często zdeformowane, a drzewostan jest lukowaty. Zróżnicowana struktura wysokościowa i mozaika warunków świetlnych, w połączeniu z wysoką wilgotnością podłoża wynikającą z obfitych opadów i długiego zalegania pokrywy śnieżnej, sprzyjają występowaniu w runie obok gatunków typowych dla innych lasów bukowych licznych gatunków ziołoroślowych. Warunki te stwarzają także dogodne środowisko dla rozwoju epifitycznych porostów i mszaków.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim. W regionie kontynentalnym, w Sudetach, znane są nieliczne stanowiska o niejednoznacznej przynależności.

**Status zagrożenia:** Bliskie zagrożenia (NT)

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

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

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

Związek: *Tilio platyphylis-Acerion pseudoplatani* Klika 1955

Zespół: *Aceri-Fagetum* Rüb. 1930 ex J. et M. Bartsch 1940

Związek: *Fagion sylvaticae* R.Tx. et Diem. 1936

Podzespół: *Dentario glandulosae-Fagetum* W.Mat. 1964 ex Guzikowa et Kornaś 1969 *athyrietosum distentifoliae*

### Gatunki typowe:

Region alpejski – *Carex sylvatica*, *Gentiana asclepiadea*, *Lysimachia nemorum*, *Paris quadrifolia*, *Phegopteris connectili*, *Polygonatum verticillatum*, *Prenanthes purpurea*, *Stellaria nemorum*



## 9150 Ciepłolubne buczyny storczykowe

Siedlisko obejmuje lasy bukowe wykształcające się na podłożu bogatym w węglan wapnia, głównie na południowych i zachodnich stokach wyniesień. Występują również na pokładach kredy jeziornej, klifach nadmorskich oraz na usypiskach powstałych w wyniku eksploatacji kopalin. Na tle innych typów buczyn wyróżnia się bogatym składem gatunkowym runa, z dużym udziałem gatunków ciepłolubnych, przechodzących z okrajków i muraw kserotermicznych, a także storczyków. W Polsce ciepłolubne buczyny storczykowe występują głównie na Pomorzu oraz w południowo-zachodniej części kraju. W drzewostanie dominuje buk zwyczajny.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Zagrożone (EN)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

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

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

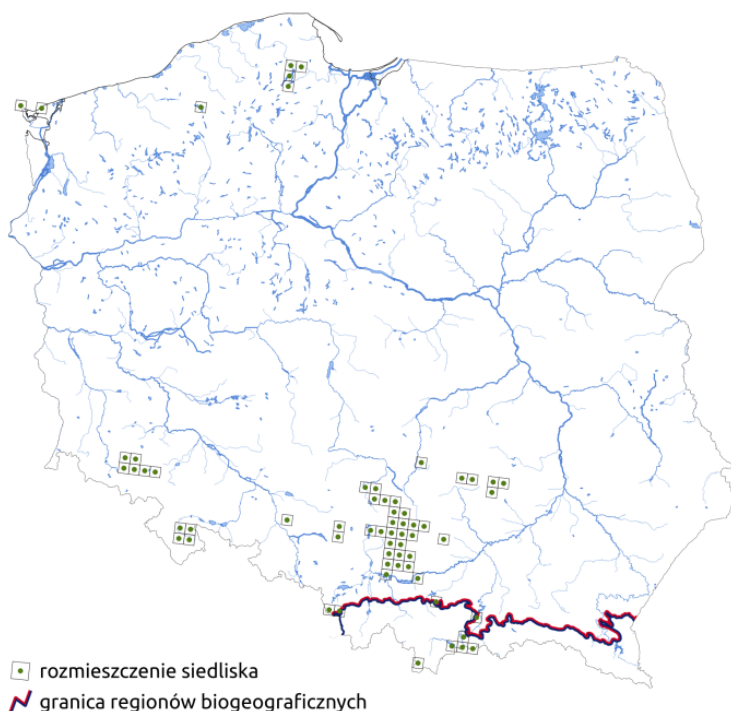
Związek: *Fagion sylvaticae* R.Tx. et Diem. 1936

Podzwiązek: *Cephalanthero-Fagenion* R.Tx. 1955

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Actaea spicata*, *Carex alba*, *Euphorbia amygdaloides*, *Lonicera xylosteum*, *Paris quadrifolia*, *Polygonatum odoratum*

Region kontynentalny – *Ajuga reptans*, *Carex digitata*, *Convallaria majalis*, *Epipactis helleborine*, *Hepatica nobilis*, *Hieracium murorum*, *Lathyrus vernus*, *Melica nutans*, *Mercurialis perennis*



## 9160 Grąd subatlantycki

Wielogatunkowy las liściasty występujący w typowej postaci na glebach żyznych, w pobliżu cieków wodnych, u podnóży wyniesień lub na płaskich, rozległych obniżeniach terenu z utworami gliniastymi na powierzchni. Dość często spotykana jest postać uboga nawiązująca do kwaśnych dąbrów. Drzewostan jest wielopiętrowy, z dużym udziałem graba, zwłaszcza w niższych warstwach. Stałym elementem drzewostanu jest również buk, który niekiedy może dominować w drzewostanie. Runo wykazuje zmienność sezonową. Siedlisko swoim zasięgiem obejmuje pas pobraża oraz Pojezierze Zachodniopomorskie i Wschodniopomorskie, a jego udział w krajobrazie rośnie z zachodu na wschód.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Najmniejszej troski (LC)

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

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

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

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

Zespół: *Stellario-Carpinetum* Oberd. 1957

### Gatunki typowe:

Region kontynentalny – *Anemone nemorosa*, *Galeobdolon luteum*, *Luzula pilosa*, *Mycelis muralis*, *Poa nemoralis*, *Stellaria holostea*, *Viola reichenbachiana*



## 9170 Grąd środkowoeuropejski i subkontynentalny

Siedlisko obejmuje wielogatunkowe lasy liściaste występujące na żyznych, świeżych i wilgotnych glebach. Drzewostan ma budowę piętrową i zdominowany jest przez grab oraz dęby, jako gatunki domieszkowe występują najczęściej lipa drobnolistna, klony, a regionalnie także świerk pospolity. Warstwę krzewów tworzy leszczyna pospolita oraz podrost gatunków budujących drzewostan. Warstwa runa jest bogata florystycznie i wykazuje zmienność sezonową. Zasięg siedliska obejmuje niemal cały kraj, z wyjątkiem najwyższych partii Karpat i Sudetów oraz Pomorza, gdzie jest on zastępowany w krajobrazie przez grąd subatlantycki.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Najmniejszej troski (LC)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

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

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

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

Zespół: *Galio-Carpinetum* Oberd. 1957

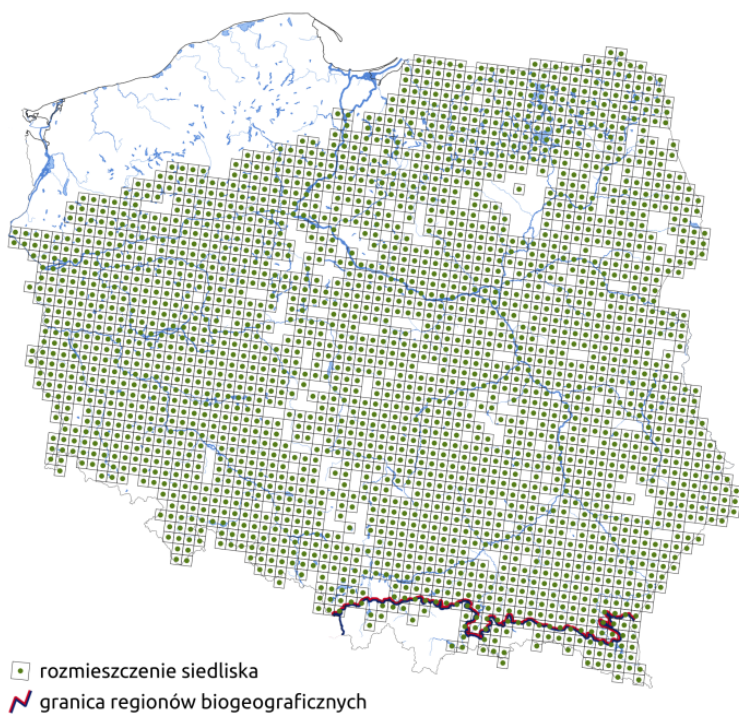
Zespół: *Tilio-Carpinetum* Tracz. 1962

Zbiorowisko *Acer platanoides-Tilia cordata* Jutr.-Trzeb. 1993

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Aegopodium podagraria*, *Carex pilosa*, *Dentaria bulbifera*, *Polygonatum multiflorum*, *Primula elatior*, *Pulmonaria obscura*, *Stellaria holostea*

Region kontynentalny – *Aegopodium podagraria*, *Ajuga reptans*, *Carex digitata*, *Pulmonaria obscura*, *Stellaria holostea*, *Viola reichenbachiana*



## 9180 Jaworzyny i lasy klonowo-lipowe na stromych stokach i zboczach

Wielogatunkowe lasy liściaste rosnące na stromych, skalistych zboczach z aktywnymi procesami erozyjnymi. Gleby w tych miejscach są płytkie i silnie szkieletowe, a ich mała stabilność sprzyja powstawaniu osunięć oraz luk w drzewostanie. Drzewostan buduje przede wszystkim jawor, klon zwyczajny, lipa szerokolistna oraz wiąz górski i jesion wyniosły. W runie stałymi elementami są gatunki ziołoroślowe oraz nitrofilne byliny. Ze względu na specyficzne wymagania siedliskowe jaworzyny występują wyłącznie w terenach górskich i podgórskich w południowej części kraju.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Bliskie zagrożenia (NT)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

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

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

Związek: *Tilio platyphyllis-Acerion pseudoplatani* Klika 1955

Zespół: *Phyllitido-Aceretum* Moor 1952

Zespół: *Lunario-Aceretum* Grüneberg et Schlüt. 1957

Zespół: *Sorbo aucupariae-Aceretum pseudoplatani* Cel. et Wojt. (1961 n.n) 1978

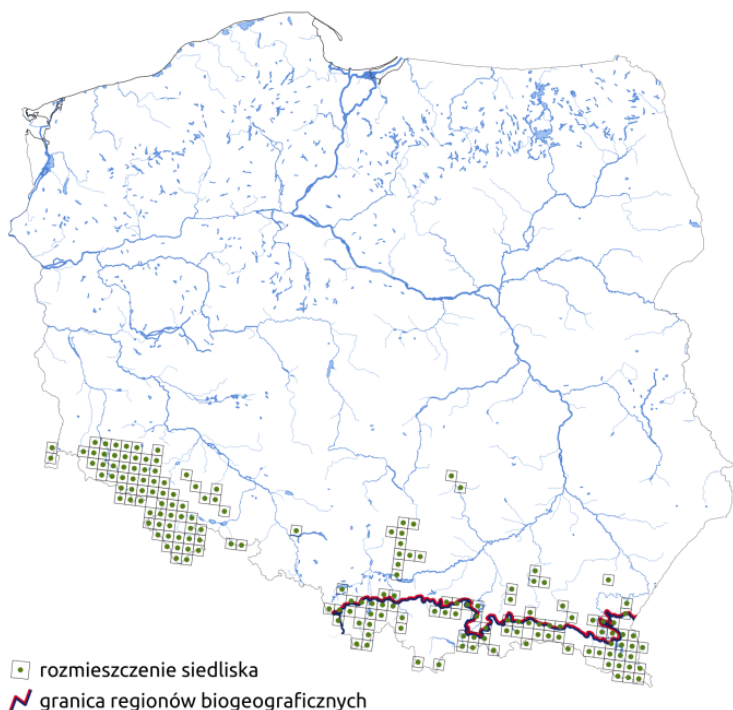
Zespół: *Aceri platanoidis-Tilietum platyphylli* Faber 1936

Zbiorowisko *Acer pseudoplatanus-Aruncus sylvestris*

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Actaea spicata*, *Dentaria bulbifera*, *Dentaria glandulosa*, *Glechoma hirsuta*, *Lunaria rediviva*, *Phyllitis scolopendrium*, *Polystichum aculeatum*, *Pulmonaria obscura*, *Symphytum cordatum*

Region kontynentalny – *Actaea spicata*, *Asarum europaeum*, *Galium odoratum*, *Impatiens noli-tangere*, *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria obscura*



## 9190 Kwaśne dąbrowy

Lasy dębowe występujące na ubogich, świeżych i wilgotnych glebach. Drzewostan tworzy zazwyczaj dąb bezszypułkowy lub dąb szypułkowy rzadziej brzoza omszona oraz buk. Jako gatunek domieszkowe może występować sosna zwyczajna i brzoza brodawkowata. W runie dominują gatunki acydofilne.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Bliskie zagrożenia (NT)

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

Klasa: *Quercetea robori-petraeae* Br.-Bl. et R.Tx. 1943 nom. mut.

Rząd: *Quercetalia roboris* R.Tx. 1931

Związek: *Quercion robori-petraeae* Br.-Bl. 1932

Zespół: *Betulo pendulae-Quercetum roboris* R.Tx. 1930

Zespół: *Molinio caeruleae-Quercetum roboris* (R.Tx. 1937) Scam. et Pass. 1959

Zespół: *Fago-Quercetum petraeae* R.Tx. 1955

Zespół: *Calamagrostio arundinaceae-Quercetum petraeae* (Hartm. 1934) Scam. et Pass. 1959

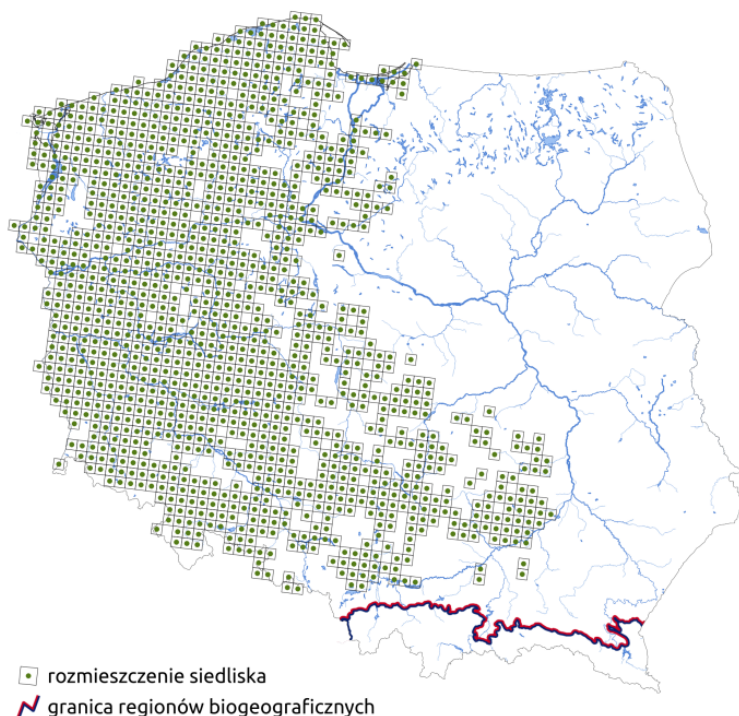
Zespół: *Molinio arundinaceae-Quercetum roboris* R. et Z. Neuhäusl 1967

Zespół: *Luzulo luzuloidis-Quercetum petraeae* Hilitzer 1932

Zespół: *Aulacomnio androgyni-Quercetum roboris* Brzeg et Kasproicz in Brzeg et al. 2000

### Gatunki typowe:

Region kontynentalny – *Atrichum undulatum*, *Hypnum cupressiforme*, *Melampyrum pratense*, *Poa nemoralis*, *Pteridium aquilinum*



## 91D0 Bory i lasy bagienne

Bory i lasy występujące na podłożu torfowym, pozostające pod wpływem wód gruntowych zasilanych wodą opadową lub z płytkich warstw gruntowych, ubogą w związki odżywcze. Drzewostan buduje przede wszystkim sosna zwyczajna, brzoza omszona i świerk pospolity. W runie dominują gatunki charakterystyczne dla oligotroficznych i mezotroficznych terenów bagiennych. Siedlisko wybitnie niejednorodne.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Zagrożone (EN)

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939

Rząd: *Cladonio-Vaccinietalia* Kiell.-Lund 1967

Związek: *Dicrano-Pinion* W.Mat. 1962

Zespół: *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* Libb. 1933;

Zespół: *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* Kleist 1929

Rząd: *Vaccinio-Piceetalia* Br.-Bl. 1939

Związek: *Piceion abietis* Pawł. et al. 1928

Zespół: *Sphagno-Piceetum* (Tüxen 1937) Hartmann 1953;

Zespół: *Bazzanio-Piceetum* Br.-Bl. et Siss. 1939;

Zespół: *Sphagno girgensohnii-Piceetum* Polak. 1962

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

Rząd: *Alnetetalia glutinosae* R.Tx. 1937

Związek: *Pino-Betulion pubescentis* Czerw. 1972

Zespół: *Dryopteridi thelypteridis-Betuletum pubescentis* Czerw. 197

Związek: *Alnion glutinosae* (Malc. 1929) Meijer Drees 1936

Zespół: *Sphagno squarrosi-Alnetum* Sol.-Górn. (1975) 1987

### Gatunki typowe:

Region alpejski – *Empetrum nigrum*, *Ledum palustre*, *Polytrichum commune*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum magellanicum*, *Vaccinium uliginosum*, *Vaccinium vitis-idaea*

Region kontynentalny – *Aulacomnium palustre*, *Dicranum polysetum*, *Ledum palustre*, *Polytrichum commune*, *Sphagnum fallax*, *Sphagnum palustre*, *Vaccinium uliginosum*



## 91E0 Łęgi wierzbowe, topolowe, olszowe i jesionowe

Siedlisko obejmuje lasy olszowe, jesionowe, topolowe i wierzbowe rozwijające się na terasach zalewowych rzek oraz w obszarach niezalewanych, ale o wysokim poziomie wód gruntowych przemieszczających się poziomo. Spotykane jest także w rejonach źródłkowych. Warstwa zielna jest bujnie rozwinięta, bogata w gatunki i wykazuje wyraźną zmienność w ciągu sezonu.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Narażone (VU)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Salicetea purpureae* Moor 1958

Rząd: *Salicetalia purpureae* Moor 1958

Związek: *Salicion albae* R.Tx. 1955

Zespół: *Salicetum albae* Issler 1926

Zespół: *Populetum albae* Br.-Bl. 1931

Klasa: *Querco-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

Zespół: *Fraxino-Alnetum* W.Mat. 1952

Zespół: *Stellario nemorum-Alnetum glutinosae* Lohm. 1957

Zespół: *Carici remotae-Fraxinetum* Koch 1926 ex Faber 1936

Zespół: *Alnetum incanae* Lüdi 1921

Zespół: *Caltho-Alnetum* (Zarz. 1963) Stuchlik 196

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Aegopodium podagraria*, *Anthriscus nitida*, *Carex sylvatica*, *Glechoma hirsuta*, *Plagiomnium undulatum*, *Stachys sylvatica*, *Stellaria nemorum*

Region kontynentalny – *Aegopodium podagraria*, *Carex remota*, *Festuca gigantea*, *Plagiomnium undulatum*, *Stellaria nemorum*





## 91F0 Łęgowe lasy dębowo-wiązowo-jesionowe

Siedlisko obejmuje wilgotne lasy, związane z obszarami okresowo zalewanymi wodami rzecznyymi lub przemieszczającymi się wodami gruntowymi. Lasy te występują przeważnie na wyższych tarasach rzecznych, dolinkach małych cieków, zagłębieniach, najczęściej na madach rzecznych lub czarnych ziemiach. Drzewostan jest wielogatunkowy. Dolne warstwy roślinności są zazwyczaj dobrze rozwinięte. Runo charakteryzuje się dużym bogactwem gatunkowym i wykazuje zmienność sezonową.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Narażone (VU)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

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

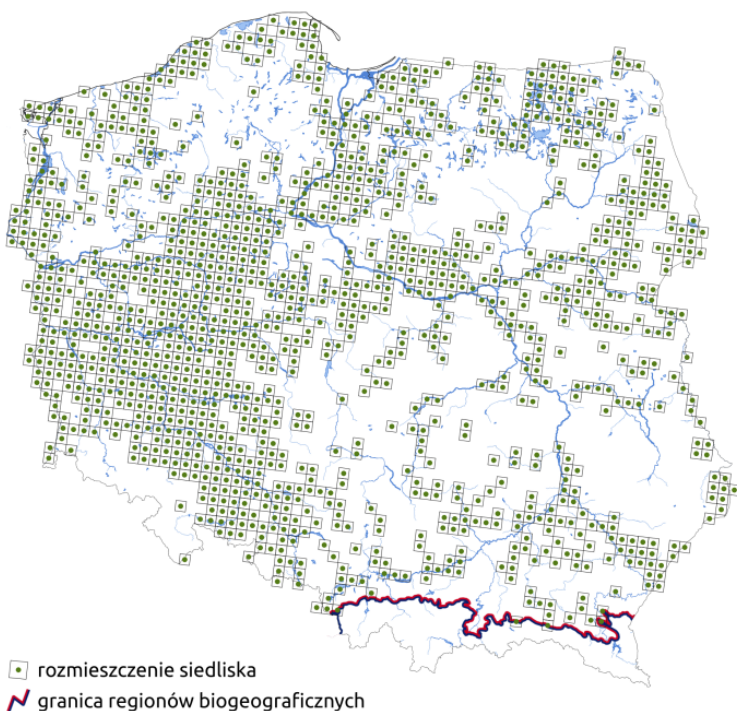
Rząd: *Fagetalia sylvaticae* Pawł. in Pawł., Sokół. et Wallisch 1928

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

Zespół: *Ficario-Ulmetum minoris* Knapp 1942 em. J.Mat. 1976

**Gatunki typowe:**

Region kontynentalny – *Aegopodium podagraria*, *Brachypodium sylvaticum*, *Circaea lutetiana*, *Euonymus europaeus*, *Festuca gigantea*, *Geum urbanum*, *Stachys sylvatica*



## 9110 Ciepłolubne dąbrowy

Siedlisko obejmuje luźne lasy dębowe rosnące na przepuszczalnych, suchych i ciepłych glebach. Drzewostan jest przeważnie lity, dębowy, a warstwa podszytu umiarkowanie rozwinięta. Warstwa zielna jest dobrze rozwinięta, w jej skład wchodzi liczne gatunki charakterystyczne dla lasów liściastych, borów, łąk, muraw kserotermicznych oraz okrajków. Większość płatów w Polsce ma charakter antropogeniczny – powstały w wyniku użytkowania dąbrów jako pastwisk dla zwierząt gospodarskich. Po zaprzestaniu takiej działalności następuje ekspansja gatunków typowych dla siedlisk żyzniejszych, rozwój podszytu i dolnych warstw drzewostanu i stopniowe ustępowanie roślin termofilnych.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Zagrożone (EN)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

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

Rząd: *Quercetalia pubescenti-petraeae* Klika 1933 corr. Mor. in Beg. & Theur. 1984

Związek: *Potentillo albae-Quercion petraeae* Zól & Jakucs n.nov. Jakucs 1967

Zespół: *Potentillo albae-Quercetum* Libb. 1933

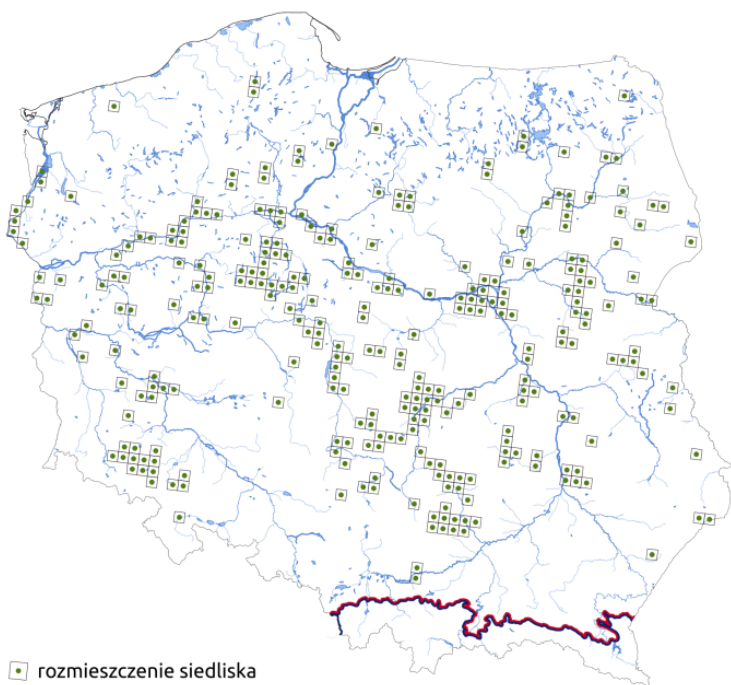
Zespół: *Sorbo torminalis-Quercetum* Svoboda ex Blažková 1962

Związek: *Quercion pubescenti-petraeae* Br.-Bl. 1932 emend. Rivas-Martinez 1972

Zespół: *Quercetum pubescenti-petraeae* Imchenetzky 1926 n.inv. Heinis 1933

**Gatunki typowe:**

Region kontynentalny – *Campanula persicifolia*, *Convallaria majalis*, *Galium schultesii*, *Lathyrus niger*, *Melampyrum pratense*, *Melittis melissophyllum*, *Polygonatum odoratum*, *Solidago virgaurea*



□ rozmieszczenie siedliska

— granica regionów biogeograficznych



## 91P0 Jodłowy bór świętokrzyski

Typ siedliska obejmuje bory jodłowe na stosunkowo ubogich, świeżych i wilgotnych glebach, występujące w obszarze Wyżyn Południowopolskich. Drzewostan charakteryzuje się dominacją jodły, czasami występują domieszka świerka i sosny w postaciach uboższych oraz buka na żyzniejszych stanowiskach. Drzewostan jest zwarty i cienisty, z bujnie rozwiniętą warstwą krzewów, w skład której wchodzi głównie gatunki budujące drzewostan. W warstwie zielnej dominują gatunki borowe i mezotroficzne, Warstwa mszysta jest dobrze rozwinięta.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Najmniejszej troski (LC)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939

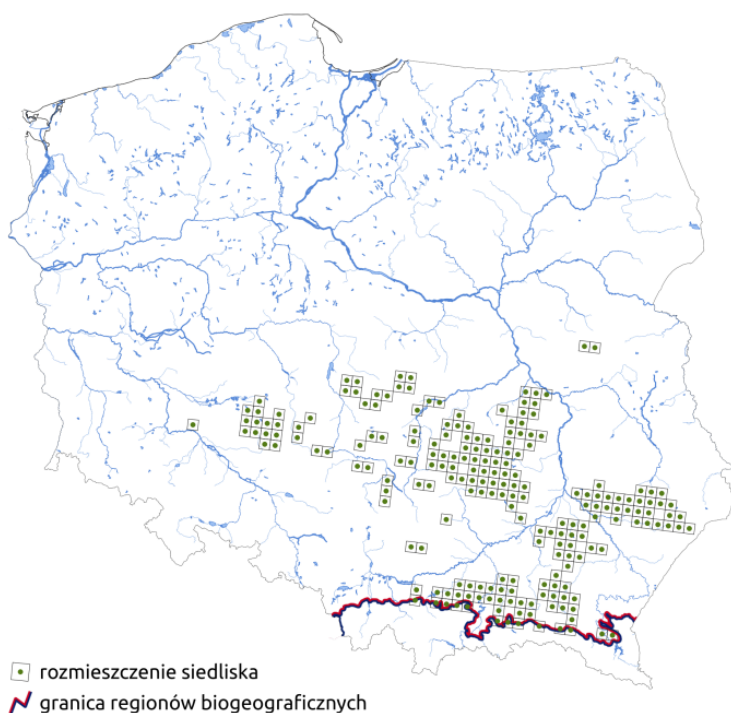
Rząd: *Piceetalia abietis* Pawł & al. 1928

Związek: *Piceion abietis* Pawł & al. 1928

Zespół: *Abietetum polonicum* (Dziub. 1928) Br.Bl. & Vlieg. 1939

**Gatunki typowe:**

Region kontynentalny – *Hypnum cupressiforme*, *Plagiomnium affine*, *Pleurozium schreberi*, *Thuidium tamariscinum*, *Trientalis europaea*



## 91Q0 Górskie reliktywne lasy sosnowe

Reliktywne lasy sosnowe wykształcają się na skalistych, płytkich i suchych glebach wapiennych (rędzinach). Miejsca ich występowania charakteryzują się dużym nachyleniem, najczęściej o ekspozycji południowej lub południowo-zachodniej, co sprzyja kształtowaniu się ciepłego i suchego mikroklimatu. Drzewostan tworzy sosna zwyczajna o luźnym zwarciu; ze względu na surowe warunki siedliskowe drzewa nie osiągają dużych rozmiarów, często przyjmując postać karłowatą. Warstwa krzewów jest silnie rozwinięta i wielogatunkowa, natomiast w warstwie runa o umiarkowanym zwarciu występują gatunki charakterystyczne dla lasów liściastych, borów, muraw ciepłolubnych oraz zbiorowisk kserotermicznych i okrajkowych. Płaty siedliska mają niewielką powierzchnię i występują w mozaice z innymi typami zbiorowisk leśnych i murawowych. Siedlisko to spotykane jest głównie w Tatrach i Pieninach.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym alpejskim.

**Status zagrożenia:** Bliskie zagrożenia (NT)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Erico-Pinetea* Horvat 1959

Rząd: *Erico-Pinetalia* Horvat 1959

Związek: *Erico-Pinion* Br.-Bl. 1939

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Abietinella abietina*, *Calamagrostis varia*, *Carlina acaulis*, *Epipactis atrorubens*, *Hylocomium splendens*, *Jovibarba hirta*, *Polygonatum odoratum*, *Rhytidium rugosum*, *Tortella tortuosa*



## 91T0 Śródlądowy bór chrobotkowy

Siedlisko obejmuje bory sosnowe występujące na bardzo suchych i ubogich siedliskach, wykształconych najczęściej na przepuszczalnych piaskach wydmych. Może rozwijać się również na ubogich i suchych glebach jako stadium sukcesyjne borów świeżych. Drzewostan buduje sosna zwyczajna, z niewielką domieszką brzozy brodawkowatej. Jest on słabo zwarty i niski. Warstwa krzewów jest słabo rozwinięta i tworzona głównie przez sosnę, brzozę brodawkowatą oraz jałowiec pospolity. Warstwa zielna ma niewielkie pokrycie i składa się głównie z krzewinek oraz nielicznych traw, natomiast wyróżniającą cechą siedliska jest bardzo dobrze rozwinięta warstwa mszysto-porostowa, zdominowana przez porosty krzaczkowate, w tym liczne gatunki chrobotków.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Zagrożone (EN)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. 1939

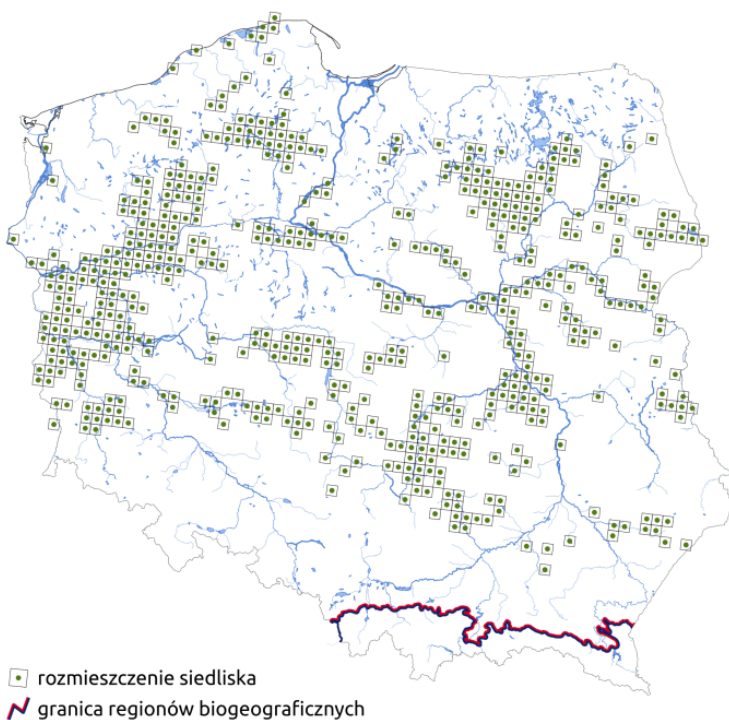
Rząd: *Piceetalia abietis* Pawł & m.in. 1928

Związek: *Dicrano-Pinion* W.Mat. 1962

Zespół: *Cladonio-Pinetum* Juraszek 1927

**Gatunki typowe:**

Region kontynentalny – *Cladonia arbuscula*, *Cladonia furcata*, *Cladonia gracilis*, *Cladonia mitis*, *Cladonia phyllophora*, *Cladonia portentosa*, *Cladonia rangiferina*, *Cladonia uncialis*, *Dicranum polysetum*, *Dicranum scoparium*



## 9410 Górskie bory świerkowe

Siedlisko występuje w górnej części regła dolnego oraz w reglu górnym. Wykształca się zarówno na glebach kwaśnych, jak i na podłożach bogatych w węglan wapnia. W drzewostanie dominuje świerk pospolity, z domieszką jarzębu pospolitego. W niższych położeniach w drzewostanie może występować w znacznym udziale jodła pospolita. Warstwa krzewów jest stosunkowo słabo rozwinięta, natomiast warstwa zielna zazwyczaj bujna, choć uboga w gatunki. Warstwa mszysta jest dobrze rozwinięta.

Siedlisko występuje w regionie biogeograficznym alpejskim i kontynentalnym.

**Status zagrożenia:** Zagrożone (EN)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939

Rząd: *Piceetalia abietis* Pawł. in Pawł. et al. 1928

Związek: *Piceion abietis* Pawł. et al. 1928

Zespół: *Calamagrostio villosae-Piceetum* (R.Tx. 1937) Hartm. ex Schlüter 1966

Zespół: *Plagiothecio-Piceetum* (Szaf., Pawł. et Kulcz. 1923) Br.-Bl., Vlieg. et Siss. 1939 em. J.Mat. 1977

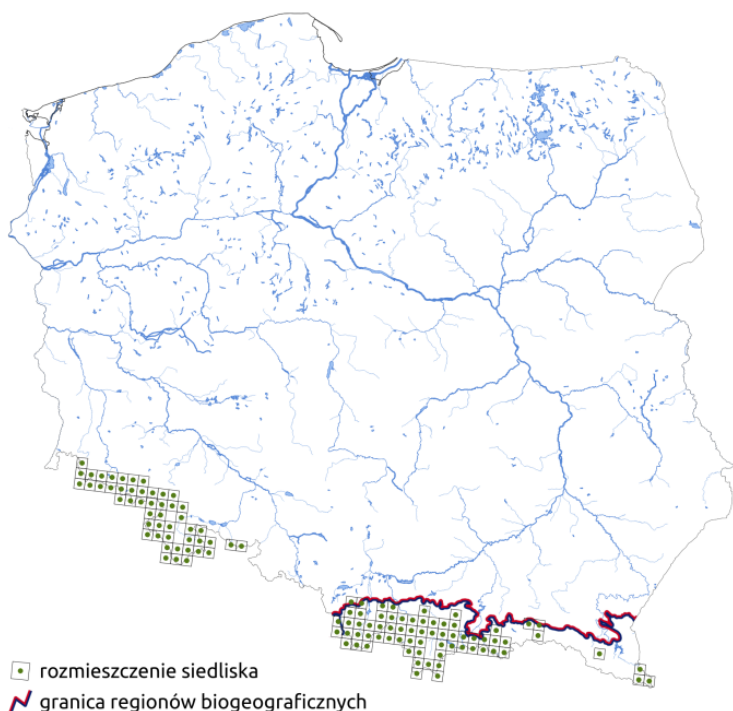
Zespół: *Abieti-Piceetum* Szaf., Pawł. et Kulcz. 1923 em. J.Mat. 1978

Zespół: *Polysticho-Piceetum* (Szaf. et al. 1923) W.Mat. (1967) 1977

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Buckiella undulata*, *Dicranum scoparium*, *Homogyne alpina*, *Luzula sylvatica*, *Sphagnum girgensohnii*

Region kontynentalny – *Buckiella undulata*, *Dicranum scoparium*, *Dryopteris dilatata*, *Sphagnum girgensohnii*, *Trientalis europaea*



## 9420 Górski bór limbowo-świerkowy

Siedlisko występuje w wyższych partiach regla górnego, pomiędzy górnoreglowym borem świerkowym a zaroślami kosodrzewiny. Zajmują strome, kamieniste stoki ze słabo wykształconą glebą. Jego występowanie uzależnione jest od wysokogórskiego klimatu. Drzewostan jest luźny, złożony głównie ze świerka pospolitego i sosny limby. Na mniej stabilnym podłożu udział limby jest większy dzięki jej głębszemu systemowi korzeniowemu, który zapewnia lepsze zakorzenienie w niestabilnym podłożu. W domieszce występują również modrzew europejski, brzoza omszona oraz jarząb pospolity. Warstwę krzewów tworzy głównie kosodrzewina oraz wierzba śląska. Warstwa zielna i mszysta jest dobrze rozwinięta. Siedlisko to występuje wyłącznie w Tatrach.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym alpejskim.

**Status zagrożenia:** Bliskie zagrożenia (NT)

**Identyfikatory fitosocjologiczne:**

Klasa: *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1939

Rząd: *Piceetalia abietis* Pawł. in Pawł. et al. 1928

Związek: *Piceion abietis* Pawł. et al. 1928

Zespół: *Pino cembrae-Piceetum* Myczkowski et Lesiński 1974

**Gatunki typowe:**

Region alpejski – *Buckiella undulata*, *Homogyne alpina*, *Huperzia selago*, *Hylocomium splendens*, *Luzula sylvatica*, *Lycopodium annotinum*, *Pinus cembra*, *Sphagnum girgensohnii*, *Vaccinium vitis-idaea*



## 91XX Olsy

Olsy nie są siedliskiem wymienionym w załączniku I Dyrektywy Siedliskowej, ale mają wyjątkową wartość przyrodniczą i kluczowe znaczenie dla ochrony krajowych zasobów przyrodniczych.

Siedlisko wykształca się w rozległych dolinach rzecznych, starorzeczach i obniżeniach terenu. Warunkiem koniecznym dla istnienia olsu jest występowanie okresowych zalewów powierzchniowych w wyniku pionowych ruchów wody gruntowej i zabagnienia terenu. Charakterystyczna dla tego siedliska jest struktura kępkowo-dolinkowa dna lasu. W dolinkach rozwijają się gatunki bagienne, a na kępach występują gatunki mezotroficzne i acydofilne. W drzewostanie dominuje olsza czarna, a jako domieszka występuje brzoza omszona i brodawkowata, świerk pospolity.

Siedlisko występuje wyłącznie w regionie biogeograficznym kontynentalnym.

### Identyfikatory fitosocjologiczne:

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

Rząd: *Alnetalia glutinosae* R.Tx. 1937

Związek: *Alnion glutinosae* (Malc. 1929) Meijer Drees 1936

Zespół: *Ribeso nigri-Alnetum* Sol.-Górn. (1975) 1987

### Gatunki typowe:

Region kontynentalny – *Calliergonella cuspidata*, *Carex elongata*, *Lycopus europaeus*, *Plagiomnium affine*, *Solanum dulcamara*, *Thelypteris palustris*







*Aspekt wiosenny w grądzie (fot. A. Cieśla)*

## MONITORING SIEDLISK PRZYRODNICZYCH

### Przewodnik metodyczny Część piąta: siedliska leśne

Dyrektywa Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (tzw. Dyrektywy Siedliskowej) ma na celu zapewnienie różnorodności biologicznej poprzez ochronę siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory. Przyjęcie jej zobowiązało kraje członkowskie do składania co 6 lat raportów, dotyczących stanu ochrony siedlisk przyrodniczych i gatunków, opracowywanych na podstawie prowadzonego monitoringu.

Format raportu o stanie siedlisk przyrodniczych składany przez Państwa Członkowskie, nie jest stały, a zakres i jakość niezbędnych do jego sporządzenia danych różni się w kolejnych okresach sprawozdawczych. Monitoring powinien więc priorytetowo traktować pozyskiwanie obiektywnych danych środowiskowych oraz archiwizowanie ich w nieprzetworzonej formie, tak aby możliwe było wyprowadzanie oceny stanu ochrony siedliska przyrodniczego według jak najszerzego wachlarza potencjalnych metod. Ocena stanu ochrony jest ostatnim etapem procesu monitorowania siedliska i powinna odbywać się tak samo we wszystkich krajach Wspólnoty. Dlatego też Komisja Europejska podjęła kroki w celu wypracowania jednakowych standardów monitoringu, które powinny uwzględniać krajowe systemy monitoringu.

Odpowiedzią na te wyzwania jest niniejsza metodyka monitoringu leśnych siedlisk przyrodniczych, która przeznaczona jest do zastosowania w ocenie stanu ochrony 17 typów leśnych siedlisk przyrodniczych (9110, 9130, 9140, 9150, 9160, 9170, 9180, 9190, 91D0, 91E0, 91F0, 91I0, 91P0, 91Q0, 91T0, 9410, 9420), siedliska 2180 (Lasy mieszane i bory na wydmach nadmorskich) zaliczonego do grupy siedlisk morskich i nadmorskich oraz olsów (91XX) niebędących siedliskiem przyrodniczym.