

SPIS TREŚCI

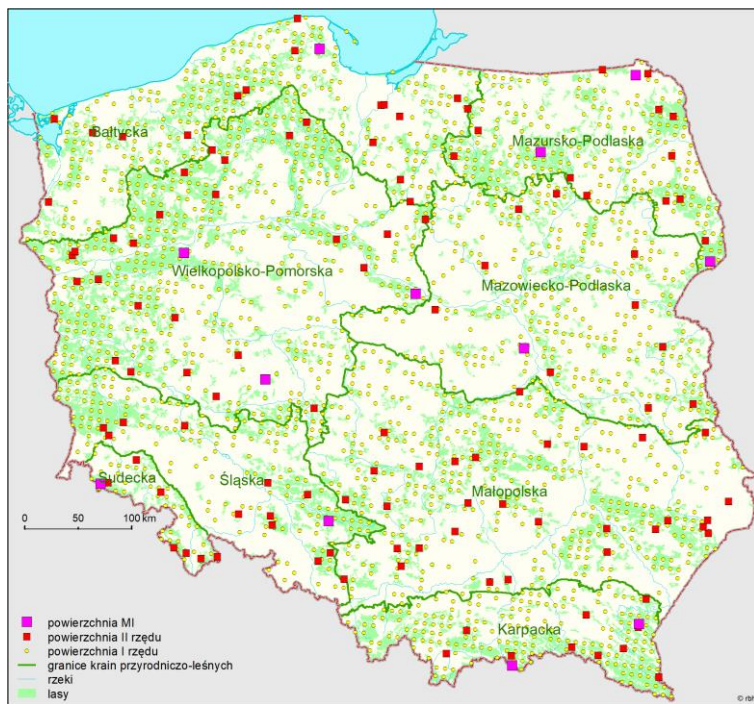
Wstęp – Jerzy Wawrzoniak	4
Część I. Program monitoringu lasów	6
1. Program monitoringu lasów w 2019 roku – Jerzy Wawrzoniak	6
Część II. Monitoring lasów na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu	8
2. Ocena poziomu zdrowotnego monitorowanych gatunków drzew w 2019 r. i porównanie w latach 2015–2019 – Jadwiga Małachowska	8
3. Ocena uszkodzeń monitorowanych gatunków drzew w 2019 r. – Paweł Lech	17
4. Charakterystyka warunków pogodowych i ich wpływ na zdrowotność drzewostanów w latach 2015–2019 – Jadwiga Małachowska	24
5. Warunki wodne gleb na terenach leśnych Polski w 2019 r. – Andrzej Boczoń, Robert Hildebrand	27
6. Stałe powierzchnie obserwacyjne monitoringu lasów na obszarach Natura 2000 – Robert Hildebrand	32
Część III. Monitoring lasów na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu	34
7. Pomiary dendrometryczne, ocena zasobów i przyrostów – Małgorzata Dudzińska	34
8. Florystyczne i ekologiczne zmiany charakteru runa – Jerzy Solon	39
9. Ocena wpływu eutrofizacji i zakwaszenia na występowanie porostów i mszaków – Martin Kukwa	49
10. Charakterystyka odnowienia naturalnego – Jadwiga Małachowska	51
Część IV. Badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych monitoringu intensywnego	51
11. Dynamika parametrów meteorologicznych w 2019 r. – Leszek Kluziński	54
12. Poziom stężenia NO ₂ i SO ₂ w powietrzu na terenach leśnych – Anna Kowalska	56
12.1. Dwutlenek siarki	56
12.2. Dwutlenek azotu	57
12.3. Depozycja gazowych związków siarki i azotu	58
13. Wielkość depozytu wnoszonego z opadami atmosferycznymi na terenach leśnych – Anna Kowalska	59
13.1. Skład chemiczny opadów – przewodność i stężenia składników	59
13.2. Depozycja roczna składników w opadach	60
13.3. Właściwości kwasowo-zasadowe opadów na otwartej przestrzeni	62
14. Opady podkoronowe oraz roztwory glebowe na terenach leśnych – Anna Kowalska ...	64
14.1. Opady podkoronowe	64
14.2. Spływ po pniu w drzewostanach bukowych	67
14.3. Roztwory glebowe	68
15. Zmiany stężeń zanieczyszczeń gazowych, depozycji oraz składu roztworów glebowych po roku 2010 – Anna Kowalska	71
16. LITERATURA	73

WSTĘP – JERZY WAWRZONIAK

Decydującym czynnikiem kształtującym stan zdrowotny lasów w Polsce w ostatnich latach był deficyt wody. Dwa minione lata charakteryzowały się niskimi, znacznie poniżej średniej wieloletniej, opadami atmosferycznymi i w efekcie występującym na znacznych obszarach Polski deficytem wody. Jego skutki powodowały zmianę przebiegu procesów fizjologicznych drzew. Dotyczyło to zwłaszcza drzewostanów rosnących na siedliskach borowych, korzystających wyłącznie z wody opadowej. Poziom wód gruntowych na tych siedliskach występuje zazwyczaj poniżej zasięgu strefy korzeniowej. Niedobór wody w okresie wegetacyjnym pogłębiały wysokie temperatury panujące latem na znacznych obszarach kraju. W takich warunkach krótkookresowa strategia adaptacyjna drzew polega na zmianach fizjologicznych i anatomicznych aparatu asymilacyjnego oraz ograniczeniu jego rozmiarów. Eksperymentalnie wykazano, że kilkuprocentowy wzrost defoliacji w krótkim okresie czasu nie powoduje negatywnych skutków dla kondycji drzew i jest kompensowany większą intensywnością fotosyntezy pozostających na drzewie liści, wskutek ich lepszego nasłonecznienia. Zmniejszenie powierzchni liści lub redukcja ich liczby powoduje ograniczenie transpiracji, co korzystnie wpływa na bilans wodny drzew. Wspomniane powyżej procesy dostosowawcze wpływają jednak na wyniki wizualnej oceny defoliacji koron drzew, która jest po prostu wyższa niż w warunkach braku deficytu wody. Przekłada się to na niższą ocenę poziomu zdrowotności drzewostanów. W 2019 roku, w badaniach monitoringu lasów na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu, zaobserwowano wzrost średniej defoliacji drzew (23,4%) w porównaniu do roku 2018 (22,4%) oraz lat wcześniejszych (2016 – 22,7%, 2017 – 22,8%). Największe wzrosty średniej defoliacji stwierdzono w 2019 roku u sosny i brzozy, tj. gatunków rosnących na siedliskach uboższych. Również zły stan zdrowotny świerka, przy relatywnie mniejszym pogorszeniu w 2019 roku, może być związany z niekorzystnymi warunkami pogodowymi występującymi na terenie Polski w poprzednim roku. Z kolei powody niskiej zdrowotności (wysokiej średniej defoliacji) dębu mają inne, trudno identyfikowalne przyczyny zależne od lokalnych warunków siedliska.

Ograniczając powierzchnię asymilacyjną i powierzchnię transpiracji, drzewa osiągają nowy poziom równowagi fizjologicznej w zmienionych warunkach środowiska. Znajdując w glebie wystarczający poziom zasobności, powodowany eutrofizacją siedlisk, a szczególnie wysokim poziomem dostępności związków azotowych, drzewostany zachowują wysoki przyrost bieżący. Wzmożenie procesów fizjologicznych drzew na skutek wyższych temperatur, wysokiej koncentracji CO₂ w powietrzu, wzrostu zasobności

siedlisk i dłuższego okresu wegetacyjnego zwiększa wrażliwość drzew na niekorzystne czynniki środowiska zarówno biotyczne, jak i abiotyczne. Symptomaticznym obniżonej zdrowotności drzewostanów jest, odnotowywane w ostatnich latach, masowe i dynamicznie narastające występowanie jemioli na wielu gatunkach drzew, zwłaszcza na sośnie i jodle.



Rycina 1. Rozmieszczenie stałych powierzchni obserwacyjnych I i II rzędu oraz powierzchni monitoringu intensywnego (MI) w krainach przyrodniczo-leśnych (2019 rok)

Zmiany klimatu w Polsce są faktem. Niezależnie od tego, czy są one zjawiskiem naturalnym, czy też są spowodowane działalnością człowieka. Nie można przewidzieć, czy uda się je powstrzymać i, ewentualnie, kiedy to nastąpi. W tej sytuacji jedynym racjonalnym działaniem podejmowanym w celu utrzymania stabilności drzewostanów i podniesienia ich odporności

na stresy w dłuższym okresie czasu są zabiegi hodowlane prowadzące do minimalizacji ryzyka ekologicznego przez zwiększenie różnorodności gatunkowej drzewostanów. Czynnikiem sprzyjającym takim działaniom jest, obserwowany w polskich lasach, wzrost żyzności siedlisk z powodu eutrofizacji, potwierdzony wzrostem bonitacji siedlisk i wysokim przyrostem drzewostanów. Z punktu widzenia zwiększania akumulacji CO₂ w biomase korzystne byłoby szersze wykorzystanie odnowień naturalnych i podsadzeń oraz ograniczenie zrębów zupełnych, które wymagają pełnego przygotowania gleby powodującego uwalnianie CO₂ z szybko rozkładającej się materii organicznej.

CZEŚĆ I. PROGRAM MONITORINGU LASÓW

1. PROGRAM MONITORINGU LASÓW W 2019 ROKU – *JERZY WAWRZONIAK*

Program monitoringu lasów ma na celu określenie zmienności powierzchniowej i czasowej poziomu uszkodzenia lasów oraz tendencji i dynamiki zmian zachodzących w ekosystemach leśnych Polski.

W 2019 roku kontynuowano realizację długookresowych celów monitoringu lasów, takich jak: określenie przestrzennego rozkładu poziomu uszkodzenia drzewostanów, porównanie poziomu uszkodzenia lasów pomiędzy różnymi kategoriami własności lasów, analiza związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zdrowotnością lasów a czynnikami środowiska, identyfikacja głównych symptomów i przyczyn (biotycznych i abiotycznych) uszkodzeń drzew, określenie trendu zmian uszkodzenia drzewostanów w czasie, tworzenie krótkoterminowych prognoz stanu zdrowotnego lasu.

W ramach programu monitoringu lasów corocznie przeprowadza się obserwacje stanu uszkodzenia drzewostanów oraz symptomów i przyczyn uszkodzeń na wszystkich dostępnych stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu (sieć powierzchni 8 x 8 km). Rozszerzony zakres badań i pomiarów wykonuje się na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu (w 2019 r. były to pomiary dendrometryczne oraz monitoring szaty roślinnej i odnowień naturalnych) i na stałych powierzchniach monitoringu intensywnego (pomiary meteorologiczne, depozycja gazowych związków siarki i azotu w powietrzu, wielkość oraz skład chemiczny opadów na otwartej przestrzeni i pod koronami drzew, skład chemiczny roztworów glebowych).

W 2019 roku wykonano następujące prace, pomiary i obserwacje:

1. Monitoring uszkodzeń drzewostanów – przeprowadzony na 2042 SPO I rzędu oraz na 134 SPO II rzędu. Zarejestrowano gatunek, wiek, pierśnicę, status oraz stanowisko biosocjalne 20 drzew próbnych. Obserwacje cech morfologicznych koron drzew dotyczyły następujących parametrów: defoliacji, odbarwienia, ocienienia korony, liczby roczników igliwia, długości igliwia lub wielkości liści, struktury przyrostu pędów, typu przerzedzenia korony, udziału martwych gałęzi, występowania pędów wtórnych, urodzaju nasion i intensywności kwitnienia.

2. Monitoring symptomów i przyczyn uszkodzeń drzew – przeprowadzono zarówno na 2042 SPO I rzędu, jak i na 134 SPO II rzędu, określając następujące parametry na 20 drzewach próbnych: miejsce uszkodzenia na drzewie (w tym lokalizację uszkodzenia

w obrębie korony), rodzaj symptomu uszkodzenia, kategorię i klasę czynnika sprawczego oraz rozmiar uszkodzenia.

3. Monitoring dendrometryczny – przeprowadzono na 133 SPO II rzędu, wykonując pomiary pierśnic, wysokości wybranych drzew oraz określając miąższość i przyrost drzewostanów.

4. Monitoring szaty roślinnej i odnowień naturalnych – przeprowadzono na 148 SPO II rzędu, wykonując rejestracje składu gatunkowego za pomocą zdjęcia fitosocjologicznego metodą Braun-Blanqueta oraz liczebności i zdrowotności odnowień naturalnych.

5. Monitoring parametrów meteorologicznych – obejmował pomiary w pobliżu 12 SPO MI następujących parametrów: temperatury powietrza [°C] na wysokości 2 m i 0,5 m oraz przy gruncie (na wysokości 5 cm), temperatury gleby [°C] na głębokości 5 cm, 10 cm, 20 cm i 50 cm, wilgotności względnej powietrza [%] na wysokości 2 m, wilgotności gleby [dm^3/m^3], promieniowania [W/m^2] (całkowitego i UVB), prędkości wiatru [m/s], kierunku wiatru [°] oraz opadu atmosferycznego [mm]. Pomiary były wykonywane przez automatyczne stacje meteorologiczne w cyklu ciągłym.

6. Monitoring jakości powietrza atmosferycznego – przeprowadzono na 12 SPO MI. Obejmował pomiar koncentracji SO_2 , NO_2 metodą pasywną.

7. Monitoring depozytu zanieczyszczeń – przeprowadzono na 12 SPO MI. Określono pH oraz skład chemiczny opadów atmosferycznych: zawartość Ca, K, Mg, Na, NH_4 , Cl, NO_3 , SO_4 , Al, Mn, Fe oraz metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn).

8. Monitoring opadów podkoronowych i roztworów glebowych – obejmował pomiary na 12 SPO MI. Wykonano pobór próbek i analizy chemiczne z 15 chwytników podkoronowych i 20 lizymetrów do pobierania roztworów glebowych na dwóch głębokościach (po 10 na każdej głębokości) w cyklu miesięcznym. Na dwóch SPO MI w drzewostanach bukowych pobrano próbki i wykonano analizy chemiczne spływu po pniu. Analizy pobranych próbek obejmowały: pH, Ca, Mg, K, Na, NH_4 , Fe, Mn, Al, NO_3 , SO_4 , Cl, Cd, Cu, Pb, Zn.

CZEŚĆ II. MONITORING LASÓW NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH I RZĘDU

Liczba stałych powierzchni obserwacyjnych I rzędu poddanych obserwacjom w 2019 roku wynosiła 2042: 1403 powierzchnie znajdują się w lasach będących w zarządzie Lasów Państwowych, 535 powierzchni – w lasach będących własnością osób fizycznych, 34 powierzchnie – w granicach parków narodowych, 70 powierzchni – w lasach pozostałych form własności.

Liczba powierzchni w lasach wszystkich form własności zawiera się w przedziale: 1) w układzie krain przyrodniczo-leśnych: od 41 w Krainie Sudeckiej do 485 w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej, 2) w układzie rdLP: od 67 w RDLP w Pile do 179 w RDLP w Olsztynie, 3) w układzie województw: od 42 w województwie opolskim do 214 w województwie mazowieckim.

Liczbę powierzchni wg gatunku panującego w drzewostanie wynoszą: powierzchnie z dominacją sosny – 1224, świerka – 84, jodły – 46, innych iglastych – 21, buka – 79, dębu – 141, brzozy – 190, olszy – 141 oraz innych liściastych – 116. (tab. 1).

Tabela 1. Liczba SPO I rzędu w lasach wszystkich form własności, zestawienie według gatunków w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2019 r.

Kraina przyrodniczo-leśna	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Iglaste razem	Buk	Dąb	Brzoza	Olsza	Inne liściaste	Liściaste razem	Gatunki razem
Bałtycka	148	11	0	4	163	26	22	33	26	8	115	278
Mazursko-Podlaska	116	17	0	0	133	0	8	27	33	10	78	211
Wielkopolsko-Pom.	393	3	0	4	400	7	24	24	19	14	88	488
Mazowiecko-Podl.	202	2	0	0	204	0	14	49	28	7	98	302
Śląska	83	3	0	3	89	3	24	15	6	16	64	153
Małopolska	255	3	8	3	269	8	38	33	19	20	118	387
Sudecka	1	19	0	0	20	1	7	3	1	9	21	41
Karpacka	26	26	38	7	97	34	4	6	9	32	85	182
Razem	1224	84	46	21	1375	79	141	190	141	116	667	2042

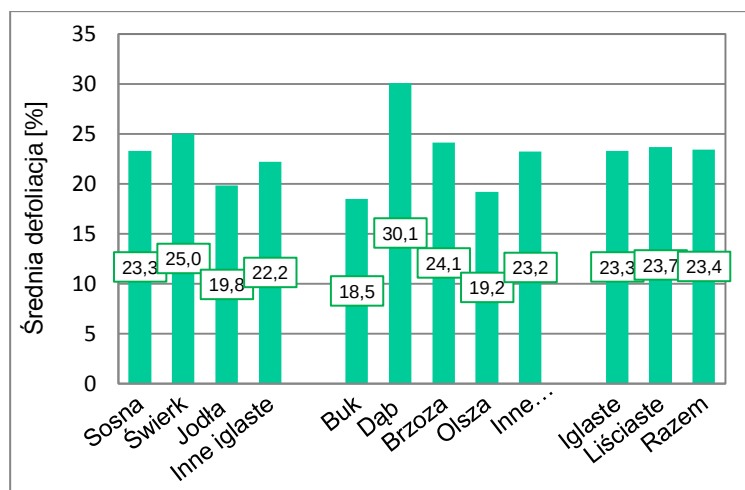
2. OCENA POZIOMU ZDROWOTNEGO MONITOROWANYCH GATUNKÓW DRZEW W 2019 R. I PORÓWNANIE W LATACH 2015–2019 – JADWIGA MAŁACHOWSKA

Parametrami oceny kondycji zdrowotnej drzew są następujące charakterystyki: procentowy udział drzew zdrowych (klasa 0, defoliacja 0–10%), procentowy udział drzew uszkodzonych (klasy 2 do 4, defoliacja > 25% i drzewa martwe) oraz średnia defoliacja. Klasa ostrzegawcza (klasa 1, lekka defoliacja, od 11% do 25% defoliacji), będąca

dopełnieniem dającym w sumie 100% drzew (po zsumowaniu klas 0, 1 i 2 do 4), w większości przypadków nie jest omawiana.

Zróźnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew w 2019 r. oraz w pięcioleciu 2015-2019

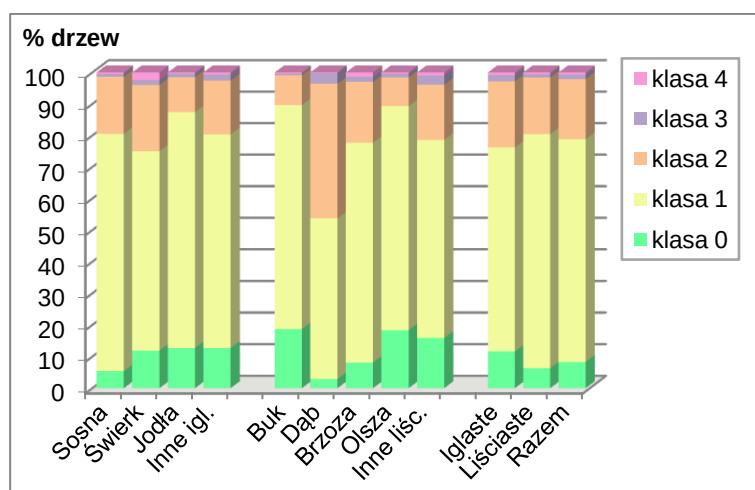
W 2019 r. średnia defoliacja wszystkich gatunków razem wynosiła 23,4% (ryc. 2), iglastych – 23,3%, liściastych – 23,7%. Udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) gatunków razem wynosił 8,3%, udział drzew uszkodzonych (powyżej 25% defoliacji) –



Rycina 2. Porównanie wartości średniej defoliacji pomiędzy gatunkami drzew w kraju – 2019 r.

21,1%. Gatunki liściaste charakteryzowały się wyższym udziałem drzew zdrowych (11,6%) oraz wyższym udziałem drzew uszkodzonych (23,8%) niż gatunki iglaste (odpowiednio: 6,3% i 19,6%). Udział drzew w klasie ostrze-gawczej (drzewa lekko uszkodzone,

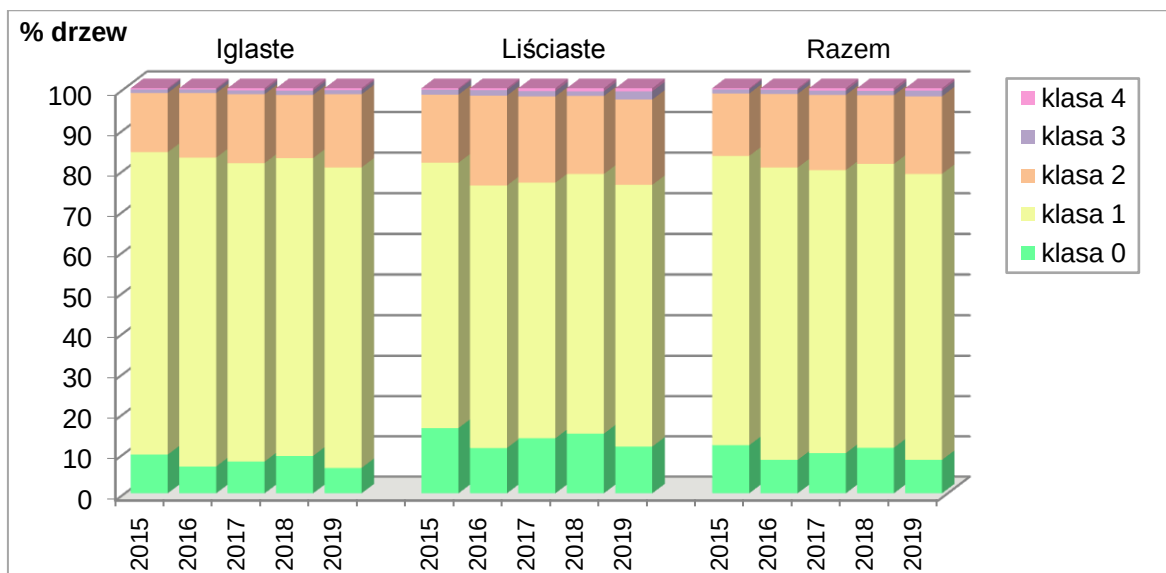
od 11% do 25% defoliacji) wynosił: gatunków razem – 70,6%, gatunków iglastych – 74,2%, a gatunków liściastych – 64,6% (ryc. 3).



Rycina 3. Udział drzew monitorowanych gatunków w klasach defoliacji w 2019 roku. Wszystkie formy własności

W kolejnych latach pięciolecia 2015–2019 wśród gatunków iglastych średnia defoliacja wynosiła: 21,6%, 22,4%, 22,7%, 22,4% i 23,3%; udział drzew zdrowych: 9,6%, 6,7%, 7,9%, 9,3% i 6,3%; a udział drzew uszkodzonych: 15,8%, 17,1%, 18,4%, 17,2% i 19,6%. Wśród gatunków

liściastych średnia defoliacja wynosiła: 21,4%, 23,2%, 22,9%, 22,4% i 23,7%; udział drzew zdrowych: 16,2%, 11,2%, 13,7%, 14,8% i 11,6%; udział drzew uszkodzonych: 18,4%, 24,0%, 23,3% i 21,1%, 23,8%.



Rycina 4. Udział drzew monitorowanych gatunków razem w klasach defoliacji w latach 2015-2019. Wiek powyżej 20 lat. Wszystkie formy własności.

Porównanie zmienności kondycji zdrowotnej gatunków iglastych łącznie i liściastych łącznie w pięcioleciu (ryc. 4) wykazało:

- W 2016 r. nastąpiło niewielkie pogorszenie kondycji gatunków iglastych oraz wyraźne pogorszenie kondycji gatunków liściastych (spadek udziału drzew zdrowych o 5 punktów procentowych, wzrost udziału drzew uszkodzonych o 5,6 punktu procentowego oraz średniej defoliacji o 1,8 p.p.).
- W latach 2017 i 2018 następowała stopniowa niewielka poprawa kondycji gatunków liściastych.
- W 2019 r. ponownie nastąpiło pogorszenie kondycji gatunków iglastych (spadek udziału drzew zdrowych o 3 punkty procentowe, wzrost udziału drzew uszkodzonych o 2,4 p.p. oraz średniej defoliacji o 0,9 p.p.) oraz pogorszenie kondycji gatunków liściastych (spadek udziału drzew zdrowych o 3,2 punktu procentowego, wzrost udziału drzew uszkodzonych o 2,7 p.p. oraz średniej defoliacji o 1,3 p.p.)

W 2019 r. kolejność gatunków od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych, ustalona na podstawie analizy trzech parametrów określających zdrowotność: średniej defoliacji, udziału drzew zdrowych (do 10% defoliacji) i udziału drzew uszkodzonych (powyżej 25% defoliacji), jest następująca: buk, olsza < jodła < inne liściaste, inne iglaste, sosna < brzoza < świerk << dąb.

W ciągu pięciolecia 2015–2019 poziom zdrowotności lasów był zróżnicowany. W 2016 r. w porównaniu z 2015 r. odnotowano pogorszenie kondycji lasów na skutek suszy obejmującej niemal cały kraj w 2015 r. W latach 2017, 2018 stan zdrowotny lasów ogółem w skali kraju nie zmienił się w sposób istotny. W 2019 r. nastąpiło pogorszenie kondycji zarówno gatunków iglastych jak i gatunków liściastych.

Średnia defoliacja gatunków razem wynosiła w kolejnych latach: 21,5%, 22,7%, 22,8%, 22,4% i 23,4%; udział drzew zdrowych wynosił: 11,9%, 8,3%, 10,0%, 11,3% i 8,3%; udział drzew uszkodzonych: 16,7%, 19,5%, 20,2%, 18,6% i 21,1%.

Przez cały okres pięciolecia wśród gatunków iglastych najzdrowsza była jodła, a najbardziej uszkodzony był świerk, natomiast wśród gatunków liściastych najzdrowszy był buk, a najbardziej uszkodzony – dąb. Sosna charakteryzowała najbardziej stabilną kondycją zdrowotną.

Prognoza: Stan zdrowotny lasów wyrażony poziomem defoliacji wykazuje okresową i lokalną zmienność z nieznacznym trendem wzrostu defoliacji w ostatnich latach i trend ten będzie prawdopodobnie utrzymany. Wydaje się, że jest to efekt długotrwałej adaptacji drzewostanów do zmian klimatycznych. Należy się spodziewać występowania trudno przewidywalnych ekstremalnych warunków pogodowych mogących powodować zjawiska klęskowe na ograniczonej powierzchni.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) według form własności lasu w 2019 r.

Tabela 2. Średnia defoliacja monitorowanych gatunków ogółem oraz według form własności – 2019 r.

Gatunek drzewa	W zarządzie Lasów Państwowych	Osób fizycznych	W granicach parków narodowych	Pozostałe własności	Własności razem
Sosna	23,0	24,2	25,8	24,7	23,3
Świerk	24,1	27,4	29,9	22,4	25,0
Jodła	20,0	17,7	27,2	20,0	19,8
Inne iglaste	21,6	23,9	22,5	27,1	22,2
Buk	18,6	17,8	18,8	17,1	18,5
Dąb	30,7	24,6	29,2	36,6	30,1
Brzoza	24,1	23,6	24,5	28,7	24,1
Olsza	19,8	18,3	22,4	15,4	19,2
Inne liściaste	24,8	21,3	21,4	24,9	23,2
Gat. iglaste	22,9	24,1	27,1	24,5	23,3
Gat. liściaste	24,5	21,6	21,4	26,7	23,7
Gat. razem	23,4	23,0	24,5	25,7	23,4

*) wyniki oznaczone niebieskim kolorem mogą być obarczone błędem ze względu na małą liczebność próby (ocenie poddano co najwyżej 30 drzew)

Porównanie poziomu zdrowotności monitorowanych gatunków wykonano w układzie czterech form własności: lasy w zarządzie Lasów Państwowych, lasy będące własnością osób fizycznych, lasy w granicach parków narodowych oraz lasy innych form własności (tab. 2).

Dla gatunków razem największe uszkodzenia drzew występowały w lasach ‘innych własności razem’. Zarejestrowano tam 10,0% drzew zdrowych, najwięcej drzew uszkodzonych (30,3%), najwyższa była też średnia defoliacja (25,7%) w porównaniu do

stanu lasów pozostałych form własności. Lasy w parkach narodowych charakteryzowały się gorszą kondycją w porównaniu z lasami pozostającymi w zarządzie Lasów Państwowych oraz lasami będącymi własnością osób fizycznych. Udział drzew zdrowych wynosił odpowiednio: 4,1%, 8,4% i 7,9%, udział drzew uszkodzonych: 23,4%, 21,3% i 19,4%, a średnia defoliacja: 24,5%, 23,4% i 23,0%.

Przeciętnie wyższy poziom defoliacji drzew w lasach parków narodowych, w porównaniu z lasami innych form własności, wynika z mniejszej intensywności lub braku wykonywania zabiegów pielęgnacyjnych i cięć sanitarnych, podczas których usuwa się drzewa uszkodzone i o obniżonej zdrowotności.

Ogółem w kraju największe uszkodzenia drzew występowały w lasach 'innych własności razem'. Lasy w parkach narodowych charakteryzowały się gorszą kondycją w porównaniu z lasami pozostającymi w zarządzie Lasów Państwowych oraz lasami będącymi własnością osób fizycznych.

Kondycja zdrowotna monitorowanych gatunków drzew w zależności od wieku – 2019 r.

Porównano kondycję zdrowotną (wyrażoną poziomem defoliacji) drzew młodszych (do 60 lat) i starszych (powyżej 60 lat) na tle stanu drzew w całym zakresie wiekowym (powyżej 20 lat).

Ogółem dla wszystkich drzew objętych obserwacjami udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) wynosił 8,3%, udział drzew uszkodzonych (powyżej 25% defoliacji) – 21,1%, a średnia defoliacja – 23,4%. Wśród drzew młodszych zanotowano 8,7% drzew zdrowych, 20,1% drzew uszkodzonych, średnia defoliacja wynosiła 23,2%. Wśród drzew starszych udział drzew zdrowych był nieznacznie niższy i wynosił 8,0%, udział drzew uszkodzonych oraz średnia defoliacja były wyższe i wynosiły odpowiednio: 21,8% i 23,6%.

Taki układ udziału drzew zdrowych i uszkodzonych oraz średniej defoliacji w grupach wiekowych wskazuje na niewielkie obniżanie się kondycji drzew w zestawieniu 'gatunki razem' wraz ze wzrostem wieku drzew. Powyższa zależność jest relatywnie słaba, zwłaszcza w odniesieniu do 'iglastych razem', natomiast nieco silniejsza w przypadku gatunków 'liściastych razem'. Udział drzew zdrowych, udział drzew uszkodzonych oraz średnia defoliacja wynosiły odpowiednio, dla gatunków 'iglastych razem': 5,7%, 20,6%, 23,7% u drzew młodszych i 6,6%, 18,9%, 22,2% u drzew starszych, natomiast dla gatunków 'liściastych razem': 13,1%, 19,4%, 22,4% u drzew młodszych i 10,4%, 27,1%, 24,7% u drzew starszych.

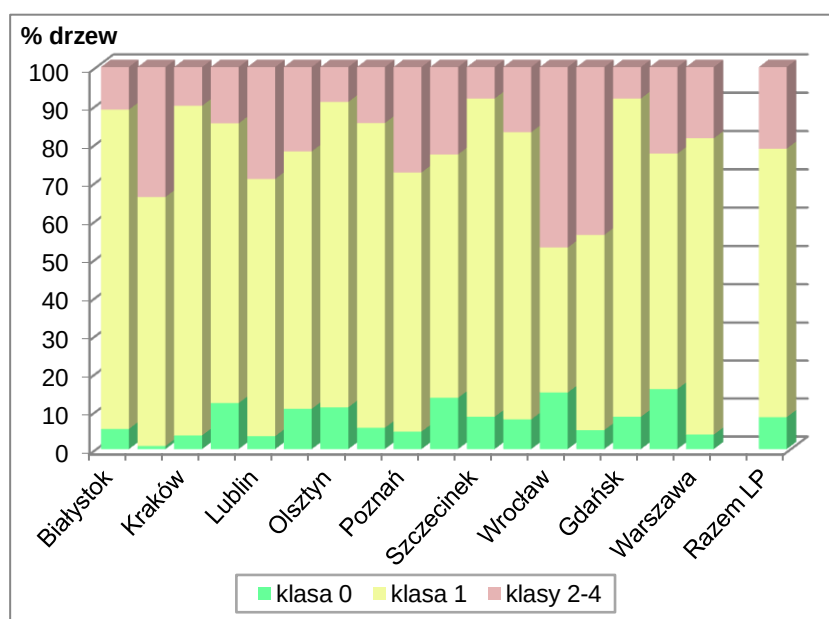
Wśród gatunków iglastych znaczny spadek kondycji związany z wiekiem zaobserwowano dla gatunków 'inne iglaste' oraz dla świerka, a słabszy u jodły. Nie stwierdzono różnic w poziomie defoliacji pomiędzy drzewami młodszymi i starszymi u sosny. Wśród gatunków liściastych największy spadek kondycji związany z wiekiem

zaobserwowano u dębów, duży – u brzozy, średni – u olszy, niewielki – u gatunków z kategorii ‘inne liściaste’ i buka.

Spadek kondycji drzew związany z wiekiem (wyrażony wzrostem defoliacji) był największy w przypadku dębów, nieco mniejszy u brzozy, świerka i domieszkowych gatunków iglastych, niewielki u jodły i olszy, zaś w przypadku sosny, buka i domieszkowych gatunków liściastych w 2019 roku nie został stwierdzony.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w 2019 r.

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach w rdLP w Szczecinku i Gdańsku. Zanotowano tam średni udział drzew zdrowych (10,3% i 8,5%), najniższy udział drzew uszkodzonych (7,3% i 8,2%) oraz najniższą średnią defoliację (19,4% i 19,8%) (ryc. 5).



Rycina 5. Udział drzew monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (lasy w zarządzie LP) w 2019 r.

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach w RDLP w Olsztynie (11,0% drzew zdrowych, 9,1% drzew uszkodzonych i 20,6% średniej defoliacji). RDLP w Radomiu, Białymstoku, Szczecinie, Warszawie i Łodzi zaliczone zostały do grupy rdLP o średnim poziomie

uszkodzenia drzew. Dobry stan zdrowotny drzew zarejestrowano w lasach w rdLP w Krakowie, Krośnie, Pile i Toruniu. Z kolei lasy w rdLP w Poznaniu, Lublinie i Katowicach charakteryzowały się wysokim poziomem uszkodzenia drzew. Średnia defoliacja zawierała się w przedziale od 25,3% do 26,6%, udział drzew zdrowych był niski (od 0,8% do 4,6%), a drzew uszkodzonych – wysoki (od 27,5% do 33,9%).

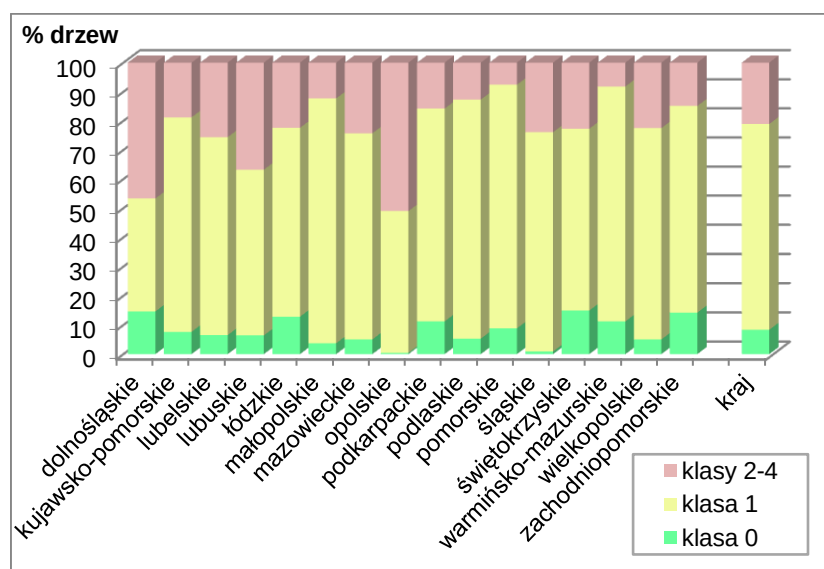
Najbardziej uszkodzone były drzewa w lasach rdLP w Zielonej Górze i Wrocławiu. Zanotowano tu najwyższe udziały drzew uszkodzonych (43,8% i 47,1%) oraz najwyższą średnią defoliację (29,4% i 29,7%). Udział drzew zdrowych w RDLP we Wrocławiu był wyjątkowo wysoki (14,9%), natomiast w RDLP w Zielonej Górze – niski (5,0%)

Regionalne dyrekcje LP uszeregowane grupami, według kondycji drzew w lasach (2019 r.), od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych: Szczecinek, Gdańsk < Olsztyn < Kraków, Krosno, Piła, Toruń < Radom, Białystok, Szczecin, Warszawa, Łódź < Poznań < Lublin, Katowice < Zielona Góra, Wrocław.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie województw w 2019 r.

Dobrą kondycją charakteryzowały się drzewa (gatunki razem) w lasach województw: pomorskiego, warmińsko-mazurskiego i zachodniopomorskiego: udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 8,8% do 14,2%, udział drzew uszkodzonych – w przedziale od 7,6% do 14,9%, a średnia defoliacja – od 19,5% do 20,9%. Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województwa podkarpackiego (11,2% drzew zdrowych, 15,8% drzew uszkodzonych, śr. def. = 22,2%). (ryc. 6).

Średni poziom uszkodzenia koron drzew odnotowano w lasach województw: świętokrzyskiego, łódzkiego, małopolskiego, podlaskiego i kujawsko-pomorskiego. Osłabioną kondycją zdrowotną charakteryzowały się drzewa w lasach województw: wielkopolskiego, mazowieckiego, lubelskiego i śląskiego.



Rycina 6. Udział drzew monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji w układzie województw) w 2019 r.

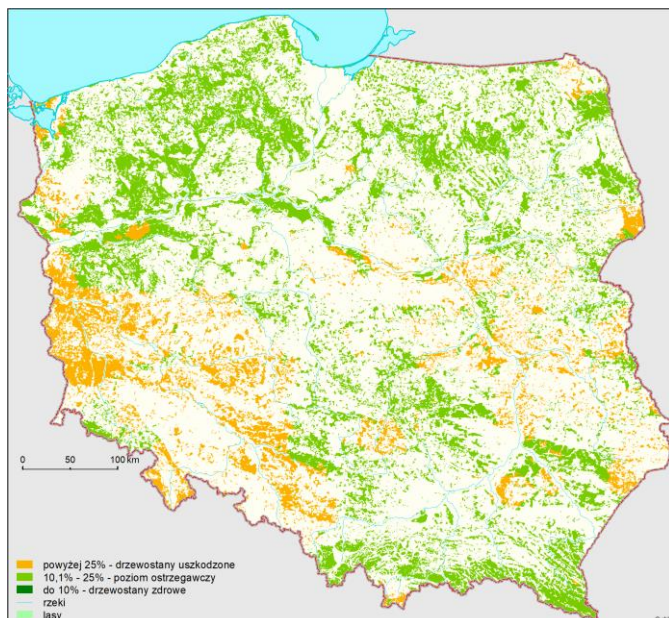
Lasy województw dolnośląskiego i lubuskiego charakteryzowały się wysokim poziomem uszkodzenia koron drzew. Udziały drzew zdrowych nie były bardzo niskie (14,6% i 6,4%), jednak o złej kondycji świadczyły wysokie udziały drzew uszkodzonych

(46,7% i 36,8%) oraz wysokie wartości średniej defoliacji (29,7% i 27,5%).

Najbardziej uszkodzone były drzewa w lasach województwa opolskiego. Zanotowano tu najniższy udział drzew zdrowych (0,4%), najwyższy udział drzew uszkodzonych (51,0%) oraz najwyższą średnią defoliację (30,9%).

Województwa uszeregowane grupami według kondycji drzew w lasach (2019 r.) od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych: warmińsko-mazurskie, pomorskie, zachodniopomorskie < podkarpackie < świętokrzyskie, łódzkie, małopolskie, podlaskie, kujawsko-pomorskie < wielkopolskie, mazowieckie, lubelskie, śląskie << dolnośląskie, lubuskie << opolskie.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2019 r. oraz w pięcioleciu 2015-2019

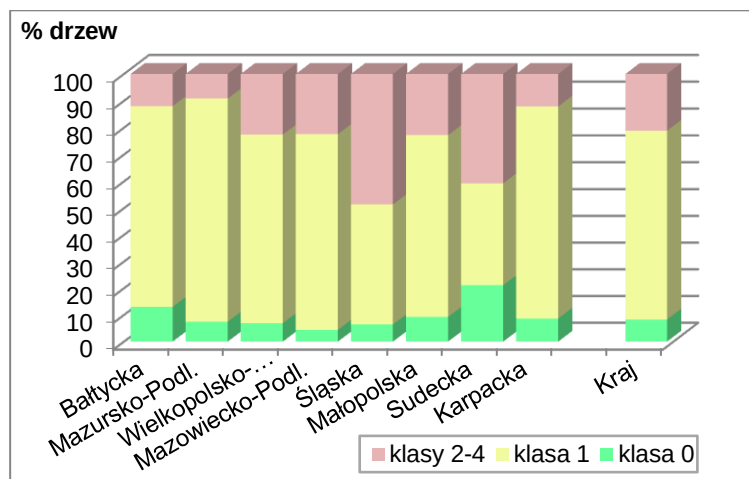


Rycina 7. Poziom uszkodzenia lasów w 2019 r. na podstawie oceny defoliacji na stałych powierzchniach obserwacyjnych z wyróżnieniem 3 klas defoliacji

W 2019 r. najzdrowsze okazały się drzewa w lasach Krainy Bałtyckiej (ryc. 7): zanotowano wysoki w porównaniu z innymi krainami udział drzew zdrowych (13,0%), niski udział drzew uszkodzonych (12,0%) i najniższą średnią defoliację (20,5%).

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa Krainie Mazursko-Podlaskiej i Karpackiej (7,4% i 8,6% drzew zdrowych, 9,2% i 12,1% drzew

uszkodzonych oraz 21,4% i 20,9% średniej defoliacji).



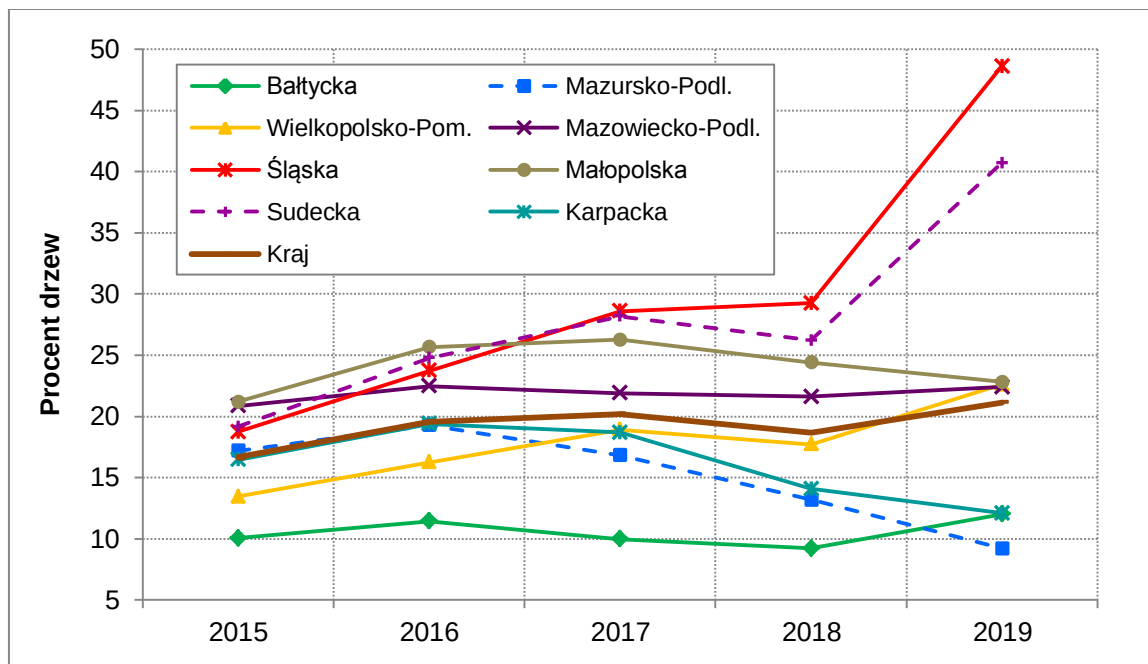
Rycina 8. Udział drzew monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2019 r.

Krainy: Małopolska i Wielkopolsko-Pomorska zaliczone zostały do grupy krain o średnim poziomie uszkodzenia koron drzew (9,3% i 6,9% drzew zdrowych, 22,8% i 22,6% drzew uszkodzonych oraz 23,8% i 23,5% średniej defoliacji). (ryc. 8).

Oslabioną kondycję zdrowotną wykazywały drzewa w lasach krain Mazowiecko-Podlaskiej i Sudeckiej, charakteryzowały się one podwyższonym poziomem uszkodzenia koron drzew. W Krainie

Sudeckiej udział drzew zdrowych był najwyższy w porównaniu z innymi krainami (21,1%), ale również udział drzew uszkodzonych i średnia defoliacja były wysokie (40,7% i 26,5%). W Krainie Mazowiecko-Podlaskiej udział drzew zdrowych był najniższy w zestawieniu, a udział drzew uszkodzonych i średnia defoliacja były podwyższone (22,4% i 24,1%).

Najbardziej uszkodzone były drzewa w lasach Krainy Śląskiej: niski udział drzew zdrowych (6,4%), najwyższy w zestawieniu udział drzew uszkodzonych (48,6%) i najwyższa średnia defoliacja (30,9%).



Rycina 9. Udział drzew monitorowanych gatunków razem w klasach defoliacji 2-4 w krainach przyrodniczo-leśnych w latach 2015-2019. Wiek powyżej 20 lat. Wszystkie formy własności

Zestawiono zmienność kondycji zdrowotnej drzewostanów w układzie krain przyrodniczo-leśnych w pięcioleciu 2015-2019 (ryc. 9).

W krainach: Śląskiej i Sudeckiej uszkodzenie drzew wykazywało silną tendencję rosnącą przez cały okres pięciolecia (wzrost udziału drzew uszkodzonych odpowiednio o: 29,9 i 21,6 punktu procentowego). W Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej uszkodzenie drzew również stale rosło, ale wzrost nie był tak duży (o 9,1 punktu procentowego). W latach 2015-2016 w pozostałych pięciu krainach również notowano pogorszenie kondycji drzew. W krainach Mazursko-Podlaskiej i Karpackiej w latach 2016-2019 obserwowano powolny spadek udziału drzew uszkodzonych. W latach 2017-2019 niewielki spadek uszkodzenia drzew zanotowano również w Krainie Małopolskiej. W krainach Mazowiecko-Podlaskiej i Bałtyckiej kondycja zdrowotna drzew była najbardziej stabilna, w pierwszej z krain uszkodzenie drzew było stale nieco wyższe niż średnio w kraju, w

drugiej z krain – uszkodzenie drzew utrzymywało się stale znacznie poniżej średniej krajowej.

Krainy przyrodniczo-leśne uszeregowane grupami według kondycji drzew w lasach (2019 r.) od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych: Bałtycka < Mazursko-Podlaska, Karpacka << Małopolska < Wielkopolsko-Pomorska < Mazowiecko-Podlaska, Sudecka << Śląska.

W pięcioleciu 2015-2019 w krainach: Śląskiej i Sudeckiej uszkodzenie drzew wykazywało najsilniejszą tendencję rosnącą przez cały okres pięciolecia w porównaniu z innymi krainami. W krainach Mazowiecko-Podlaskiej i Bałtyckiej kondycja zdrowotna drzew była najbardziej stabilna, w pierwszej z krain uszkodzenie drzew było stale nieco wyższe niż średnio w kraju, w drugiej z krain – uszkodzenie drzew utrzymywało się stale znacznie poniżej średniej krajowej.

3. OCENA USZKODZEŃ MONITOROWANYCH GATUNKÓW DRZEW W 2019 R. – PAWEŁ LECH

W 2019 r. łącznie na SPO I rzędu stwierdzono 49 236 uszkodzeń drzew, które występowały na 31 737 drzewach (77,7% ocenianych drzew, o około 2,5 punktu procentowych więcej niż w 2018 r.). Na 17 085 drzewach stwierdzono występowanie jednego uszkodzenia, na 11 805 drzewach – dwóch uszkodzeń, a na 2 847 drzewach – trzech. Nieuszkodzonych było łącznie 9 100 drzew, co stanowiło 22,3% ocenianych drzew (w 2018 r. udział drzew nieuszkodzonych wynosił 24,7%, w 2017 r. – 29,6%, a w 2016 r. – 33,3%). Spośród głównych lasotwórczych gatunków iglastych najwięcej drzew bez uszkodzeń cechowało jodłę (34,6%) i sosnę zwyczajną (30,5%), a znacznie mniej świerka (18,6%). Spośród gatunków liściastych największym udziałem drzew bez uszkodzeń cechował się buk (20,2%), niemal dwukrotnie mniejszym – brzoza brodawkowata (10,2%), a najmniejszym – olsza czarna i rodzime dęby (odpowiednio 6,2 i 2,2%). Oznacza to, że w 2019 r., w porównaniu do roku poprzedniego, udział drzew nieuszkodzonych zmniejszył się w przypadku większości (poza brzozą i olszą), głównych lasotwórczych gatunków drzew (najwięcej dla sosny – o 3,8%).

W 2019 r. przeciętna liczba uszkodzeń przypadających na jedno drzewo (gatunki razem) wynosiła 1,21 i była większa niż w 2017 r. (1,13). W układzie gatunków i grup gatunków – zawierała się w przedziale od 0,82 (dla domieszkowych gatunków iglastych) do 1,99 (dla dębu) (tab. 3). Na drzewach głównych lasotwórczych gatunków liściastych łącznie na 1 drzewo przypadało powyżej jednego uszkodzenia. W przypadku gatunków iglastych taka sytuacja miała miejsce dla świerka i jodły, natomiast dla sosny i domieszkowych gatunków iglastych wartości tego parametru były mniejsze od jedności.

Przeprowadzona analiza trendów zmian nasilenia występowania uszkodzeń na drzewach w okresie 2011–2019 (test Manna-Kendalla) wykazała brak trendu jedynie w przypadku domieszkowych gatunków iglastych. Pozostałe gatunki drzew oraz łącznie wszystkie badane drzewa wykazywały wzrost nasilenia częstości występowania uszkodzeń w tym przedziale czasu (tab. 3).

Tabela 3. Wskaźnik występowania uszkodzeń na drzewach badanych gatunków w klasach wieku w pięcioleciu 2015-2019 oraz trend zmian wskaźnika występowania uszkodzeń na jednym drzewie w latach 2011-2019 określony za pomocą testu Manna-Kendalla

Gatunek	Średnia liczba uszkodzeń na jednym drzewie w 2018 r. w przedziale wieku [lata]				Średnia liczba uszkodzeń na jednym drzewie w kolejnych latach pięciolecia					Trend
	21-40	41-60	61-80	>80	2015	2016	2017	2018	2019	
Sosna	0,76	0,90	0,98	1,11	0,71	0,74	0,77	0,89	0,97	W
Świerk	1,03	1,23	1,23	1,28	0,99	1,04	1,03	1,13	1,22	W
Jodła	0,83	0,87	0,85	1,27	0,97	1,00	0,94	1,01	1,09	W
Inne iglaste	0,54	0,84	0,93	1,12	0,62	0,66	0,69	0,80	0,82	N
Dęby	1,83	2,04	1,99	2,59	1,30	1,37	1,60	1,69	1,99	W
Buk	1,20	1,20	1,29	1,72	1,01	1,20	1,13	1,29	1,32	W
Brzoza brod.	1,21	1,53	1,54	1,66	1,15	1,24	1,31	1,41	1,56	W
Olsza czarna	1,28	1,52	1,46	1,57	1,26	1,33	1,47	1,54	1,45	W
Inne liściaste	1,38	1,50	1,60	1,49	1,32	1,45	1,43	1,53	1,52	W
Razem	1,06	1,15	1,22	1,49	0,91	0,97	1,01	1,13	1,21	W

W – wzrost, N – brak trendu

Wraz z wiekiem u większości gatunków następował wzrost średniej liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie. Jedynie w przypadku domieszkowych gatunków liściastych w najwyższym wyróżnionym przedziale wieku (> 80 lat) nieznacznie spadła liczba uszkodzeń występujących na jednym drzewie, w porównaniu do drzew z przedziałów wieku 41–60 lat i 61–80 lat (tab. 3).

Zróznicowanie pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi pod względem średniej liczby uszkodzeń przypadającej na jedno drzewo w 2019 r. nie było znaczące. Zawierało się w przedziale od 1,03 w Krainie Mazursko-Podlaskiej do 1,56 w Krainie Sudeckiej. Największe różnice pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi pod względem liczby uszkodzeń na jednym drzewie stwierdzono świerka i buka. Największym nasileniem występowania uszkodzeń na drzewach gatunków iglastych cechowała się Kraina Karpacka. W przypadku gatunków liściastych najwyższe średnie liczby uszkodzeń w przeliczeniu na jedno drzewo odnotowano: dla dębu – w Krainie Śląskiej (2,31 uszkodzenia/drzewo), dla buka – w Krainie Karpackiej (1,78), dla brzozy – w Krainie Sudeckiej (2,23), natomiast dla olszy – w Krainie Karpackiej (2,07 uszkodzenia/drzewo).

W porównaniu do 2018 r. odnotowano wzrost średniej liczby uszkodzeń przypadających na jedno drzewo w sześciu krainach przyrodniczo-leśnych i niewielki spadek w dwóch: Bałtyckiej i Mazursko-Podlaskiej. Wykonana za pomocą testu Mann-Kendall’a analiza trendów dla okresu 2013–2019 wykazała wzrost nasilenia występowania uszkodzeń w siedmiu krainach oraz prawdopodobny wzrost w Krainie Sudeckiej.

Średnia liczba uszkodzeń przypadających na jedno drzewo w regionalnych dyrekcjach LP zawierała się w przedziale od 0,98 (RDLP w Olsztynie) do 1,79 (RDLP w Krośnie). Mniejsza niż przeciętna dla całej Polski liczba uszkodzeń na jednym drzewie (1,21) wystąpiła w dwunastu rdLP (Białymstoku, Katowicach, Lublinie, Łodzi, Olsztynie, Pile, Szczecinku, Toruniu, Zielonej Górze, Gdańsku, Radomiu, Warszawie), w pozostałych rdLP oraz w parkach narodowych była wyższa. W piętnastu rdLP oraz w parkach narodowych odnotowano wzrost średniej liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie (w porównaniu do 2018 r.). Jedynie w Białymstoku i w Szczecinie odnotowano niewielki spadek tego parametru.

Tabela 4. Najczęściej występujące lokalizacje, symptomy i czynniki sprawcze uszkodzeń występujących na drzewach badanych gatunków – 2019 r.

Gatunek	Liczba uszkodzeń	Najczęściej występująca lokalizacja			Najczęściej występujący symptom			Najczęściej występujący czynnik sprawczy			
		Miejsce	Liczba	Udział	Nazwa	Liczba	Udział	Nazwa	Liczba	Udział 2018	Udział 2019
Sosna	21516	Strzała	12866	59,8%	Deformacje	6438	29,9%	Badane niezidentyfikowane	8575	36,2%	39,9%
Świerk	2154	Strzała	1323	61,4%	Ubytek igieł	545	25,3%	Badane niezidentyfikowane	845	31,9%	39,2%
Jodła	1151	Strzała	547	47,5%	Deformacje	396	34,4%	Badane niezidentyfikowane	410	32,5%	35,6%
Inne iglaste	528	Strzała	348	65,9%	Deformacje	109	20,6%	Badane niezidentyfikowane	250	40,8%	47,3%
Dęby	6514	Liście	4493	69,0%	Ubytek liści	2567	39,4%	Owady	2203	44,2%	33,8%
Buk	2302	Strzała	1170	50,8%	Ubytek liści	730	31,7%	Badane niezidentyfikowane	712	39,2%	30,9%
Brzoza brod.	6239	Liście	3826	61,3%	Ubytek liści	2888	46,3%	Owady	2739	50,0%	43,9%
Olsza czarna	3913	Liście	2507	64,1%	Ubytek liści	2497	63,8%	Owady	2285	61,1%	58,4%
Inne liściaste	4919	Liście	2458	50,0%	Ubytek liści	2039	41,5%	Owady	1710	39,6%	34,8%
Łącznie	49236	Strzała	22409	45,5%	Ubytek igieł/liści	16547	33,6%	Badane niezidentyfikowane	15995	28,7%	32,5%

Na charakter występujących zagrożeń wskazuje zestawienie najczęściej stwierdzanych symptomów i lokalizacji uszkodzeń zarejestrowanych dla danego drzewa oraz związanych z nimi czynników sprawczych w układzie gatunków drzew (tab. 4).

Lokalizacja uszkodzeń w obrębie drzewa

Uwzględniając podział na części morfologiczne drzew (strzała razem z szyją korzeniową, gałęzie wraz z pędami i pączkami oraz igły bądź liście), najczęściej wskazywanym miejscem położenia symptomów była strzała (45,5% wskazanych lokalizacji uszkodzeń), w tym przede wszystkim pień pomiędzy szyją korzeniową i koroną (27,1%) oraz liście bądź igły – 41,0%. Udział gałęzi, pędów i pączków, jako miejsc występowania uszkodzeń był dużo mniejszy (13,5% wskazanych lokalizacji uszkodzeń).

Wśród gatunków iglastych oraz u buka najczęściej występującą lokalizacją uszkodzeń była strzała, zaś wśród pozostałych gatunków liściastych – liście. W przypadku sosny, poza strzałą, uszkodzenia występowały licznie na igłach (24,5% uszkodzeń u sosny) i mniej licznie na gałęziach, pędach i pączkach (15,8%). Podobne proporcje występowały u świerka. W przypadku jodły i iglastych gatunków domieszkowych uszkodzenia występowały liczniej na gałęziach, pędach i pączkach niż na igłach. Strzała była drugim pod względem udziału miejscem występowania uszkodzeń u wszystkich z wyjątkiem buka wyróżnionych gatunków liściastych. U buka drugą po strzale, najczęściej wskazywaną lokalizacją uszkodzeń były liście (37,1% uszkodzeń), najrzadziej zaś – gałęzie, pędy i pączki (11,6%).

Symptomy uszkodzeń

W 2019 r. wśród symptomów uszkodzeń największym udziałem (33,6%) wyróżniał się ubytek igieł/liści, który dominował u świerka i wszystkich gatunków liściastych. Znaczący był również udział deformacji (20,4% wszystkich symptomów uszkodzeń), które przeważały u sosny, jodły i domieszkowych gatunków iglastych (odpowiednio 29,9%, 34,4% i 20,6% wszystkich symptomów dla danego gatunku). W przypadku gatunków liściastych udział deformacji zawierał się w przedziale od 6,8% (dęby) do 20,8% (buki). Wśród wyróżnionych symptomów uszkodzeń mniejszymi udziałami cechowały się rany (9,2%), których udział był wysoki w przypadku świerka i buka (odpowiednio 20,4%, 17,9%), następnie drzewa pochylone (7,4%), martwe, obumierające gałęzie (7,1%) oraz przebarwienia liści/igieł (7,0% wszystkich symptomów uszkodzeń). W przypadku świerka dużym udziałem cechowały się ponadto wycieki żywicy (23,6% symptomów uszkodzeń drzew tego gatunku).

Czynniki sprawcze

Spośród wyróżnionych kategorii czynników sprawczych uszkodzeń drzew najwyższy udział, poza kategorią badane, niezidentyfikowane (32,5% wszystkich przypadków), miały owady i konkurencja i inne czynniki, w tym przede wszystkim konkurencja (odpowiednio: 23,4% i 22,0%). Znacznie rzadziej wskazywano na grzyby (8,5%), czynniki abiotyczne (6,7%) oraz bezpośrednie oddziaływanie człowieka (5,5%). Konkurencja i inne czynniki odpowiadały za 32,8% wszystkich uszkodzeń sosny, 22,0% uszkodzeń świerka, 20,9% uszkodzeń jodły oraz 20,3% uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych. W przypadku jodły najczęściej wykazywaną w 2019 r. przyczyną uszkodzeń były grzyby (czynnik sprawczy 24,8% uszkodzeń tego gatunku). W przypadku drzew gatunków liściastych najczęściej wskazywanym czynnikiem sprawczym uszkodzeń były owady. Odpowiadały one za 58,4% uszkodzeń olszy czarnej, 43,9% uszkodzeń brzozy brodawkowatej, 34,8% uszkodzeń domieszkowych gatunków liściastych, 33,8% uszkodzeń dębów oraz 28,0% uszkodzeń buków. W przypadku dębów znaczny udział, jako przyczyna uszkodzeń drzew, miały także grzyby (23,7%). Czynniki abiotyczne najczęściej stanowiły przyczynę uszkodzeń brzozy (12,6%), natomiast bezpośrednie działanie człowieka – domieszkowych gatunków iglastych (11,4%), świerka (10,3%) i buka (9,9%).

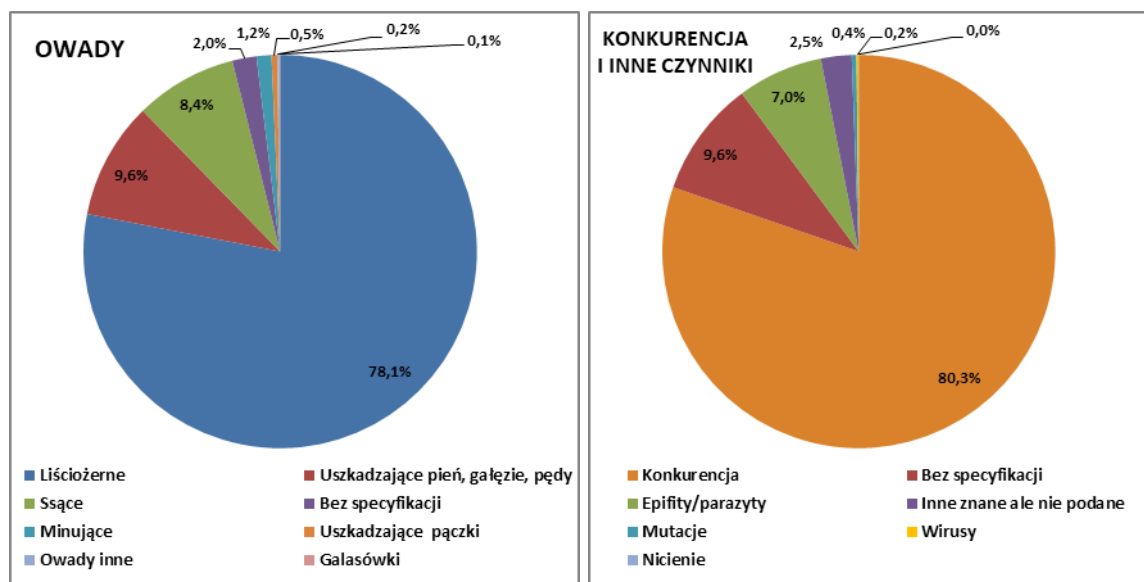
Udział uszkodzeń, dla których nie zidentyfikowano czynnika sprawczego w przypadku gatunków iglastych, zawierał się w przedziale od 35,6 do 47,3%, w przypadku gatunków liściastych – od 16,4% do 30,9%. Największym udziałem niezidentyfikowanych czynników sprawczych cechowały się domieszkowe gatunki iglaste, najmniejszym zaś – olsze. W 2019 r. dla większości gatunków zwiększył się znacząco w porównaniu do 2018 r. udział uszkodzeń, dla których nie określono czynnika sprawczego. Pomimo tej niekorzystnej zmiany analiza trendów w okresie 2010–2019 wykazała poprawę identyfikacji przyczyn uszkodzeń dla większości gatunków drzew. Przeprowadzone testy Mann-Kendall'a wykazały brak statystycznie istotnego trendu jedynie dla jodły i olszy.

Owady oraz konkurencja i inne czynniki

W 2019 r. na SPO I rzędu stwierdzono 11 508 przypadków uszkodzeń spowodowanych przez owady, co stanowiło przyczynę 23,4% wszystkich uszkodzeń. Na gatunkach iglastych występowało łącznie 16,7% uszkodzeń spowodowanych przez owady, na gatunkach liściastych – 83,3% uszkodzeń. Najliczniejszymi wśród owadów sprawcami szkód, podobnie jak w latach ubiegłych, były owady liściożerne (foliofagi) – stanowiły one

78,1% wszystkich przypadków uszkodzeń przez tę kategorię sprawców. Udział powyżej 5% cechował ponadto owady uszkadzające pień, gałęzie i pędy oraz owady ssące (ryc. 10).

W przypadku sosny dominującymi grupami owadów powodujących uszkodzenia drzew były foliofagi i kambiofagi (uszkadzające pień, gałęzie, pędy), w przypadku świerka – kambiofagi, w przypadku jodły – owady ssące i kambiofagi, natomiast w przypadku wszystkich monitorowanych gatunków liściastych – foliofagi.



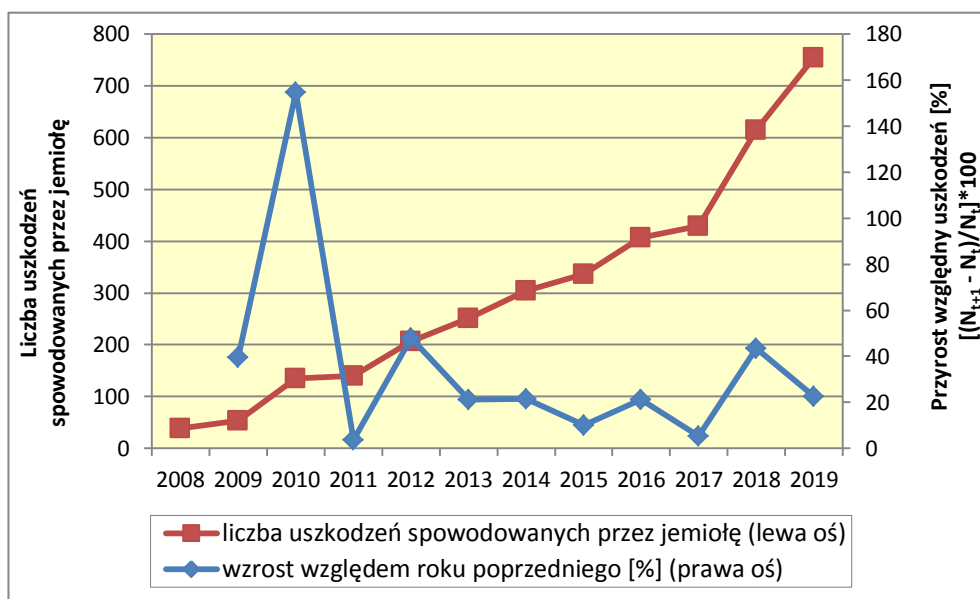
Rycina 10. Udział procentowy uszkodzeń drzew spowodowanych przez wyróżnione grupy owadów oraz kategorie innych czynników i konkurencji na SPO I rzędu w 2019 r.

Konkurencja i inne czynniki była drugą najczęściej wskazywaną grupą czynników sprawczych uszkodzeń drzew na SPO I rzędu w 2019 r. Stwierdzono 10 811 uszkodzenia tej kategorii, co stanowiło 22,0% wszystkich uszkodzeń. Konkurencja charakteryzowała się największym udziałem (80,3%) wśród wyróżnionych podkategorii tej grupy sprawców i dominowała w przypadku wszystkich gatunków iglastych i liściastych. Udziałem powyżej 1% cechowały się również takie podkategorie, jak epifity, parazyty (7,04%), i inne znane, ale niepodane (2,53%).

Występowanie uszkodzeń spowodowanych jemiolę

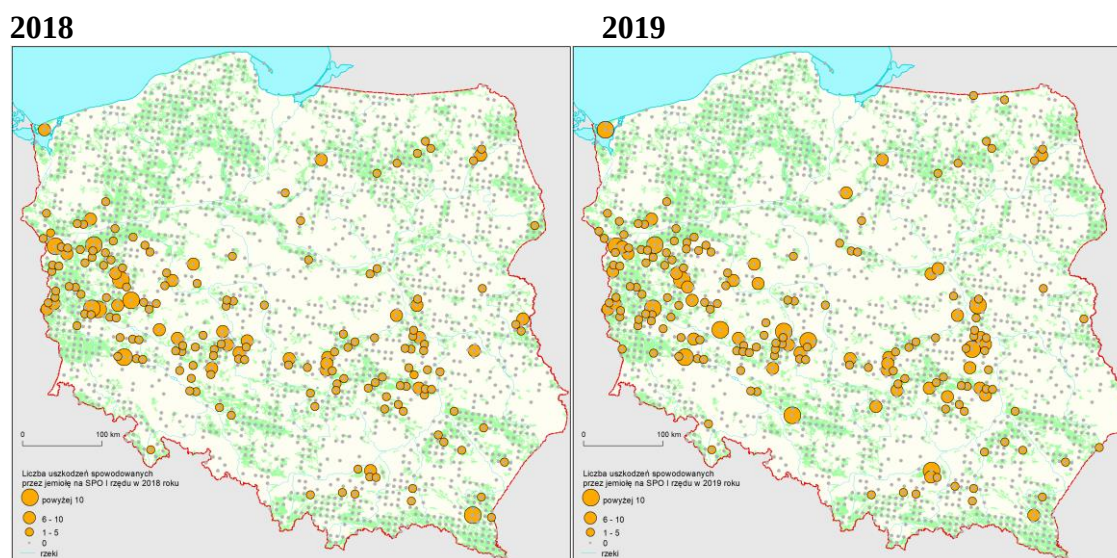
W 2019 r. podobnie jak w latach ubiegłych udział epifitów/parazytów wśród wyróżnianych czynników sprawczych uszkodzeń drzew był relatywnie niewielki. Była to przyczyna 754 uszkodzeń (1,5% wszystkich zarejestrowanych uszkodzeń drzew). W 2019 r. jemiola występowała najczęściej na 2 gatunkach drzew: jodle oraz sośnie zwyczajnej (3,89 i 2,96 uszkodzeń/100 drzew). Znacząco rzadziej była rejestrowana na brzozech oraz domieszkowych gatunkach liściastych (0,75 i 0,56 uszkodzeń/100 drzew). Gatunkami

wolnymi od uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę był świerk, domieszkowe gatunki iglaste, buk, rodzime dęby i olsza czarna.



Rycina 11. Wzrost liczby uszkodzeń spowodowanych przez epifity/parazyty (jemiolę) wyrażony w liczbach bezwzględnych oraz przyrost tych uszkodzeń względem roku poprzedniego [%] w latach 2008-2019

W okresie 2008–2019 występowanie jemioli wykazywało wyraźną tendencję wzrostową (ryc. 11). Była ona statystycznie istotna dla wszystkich gatunków i grup gatunków drzew, na których występował ten patogen. W 2019 r. liczba uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę wzrosła o 22,6% w porównaniu z 2018 r. Sprawia to, że jemiola jest przyczyną uszkodzeń o największej dynamice wzrostu spośród wszystkich wyróżnionych.



Rycina 12. Występowanie jemioli na SPO I rzędu w Polsce w latach 2018 i 2019

Rozkład przestrzenny powierzchni, na których zarejestrowano jemiołę jako czynnik sprawczy uszkodzeń, wykazuje znaczącą regionalizację (ryc. 12). Podobnie, jak to miało miejsce w roku 2018, najwięcej uszkodzeń spowodowanych przez tego parazyta zarejestrowano w pasie rozciągającym się od zachodu Polski (lubuskie, północna część Dolnego Śląska, południowa część Wielkopolski) poprzez Góry Świętokrzyskie aż po południowe Mazowsze i Lubelszczyznę na wschodzie. Największe nasilenie uszkodzeń spowodowanych przez tego sprawcę stwierdzono na terenie rdLP w Zielonej Górze, Szczecinie (południowa część), Poznaniu, Wrocławiu (na północ od linii Odry), w południowej części RDLP w Łodzi i na terenie RDLP w Radomiu.

W 2019 r. odnotowano uszkodzenia na około 78% drzew poddanych obserwacji. Najsilniej uszkodzonymi gatunkami liściastymi były: dęby, a z gatunków iglastych – świerk.

Najczęściej uszkodzaną częścią drzew iglastych oraz buka była strzała, zaś gatunków liściastych – liście. Najczęściej występującym symptomem uszkodzenia drzew był ubytek liści/igieł.

Wśród czynników sprawczych dominowały owady (przede wszystkim owady liściożerne), uszkadzające w największym stopniu gatunki liściaste oraz konkurencja i inne czynniki (głównie konkurencja).

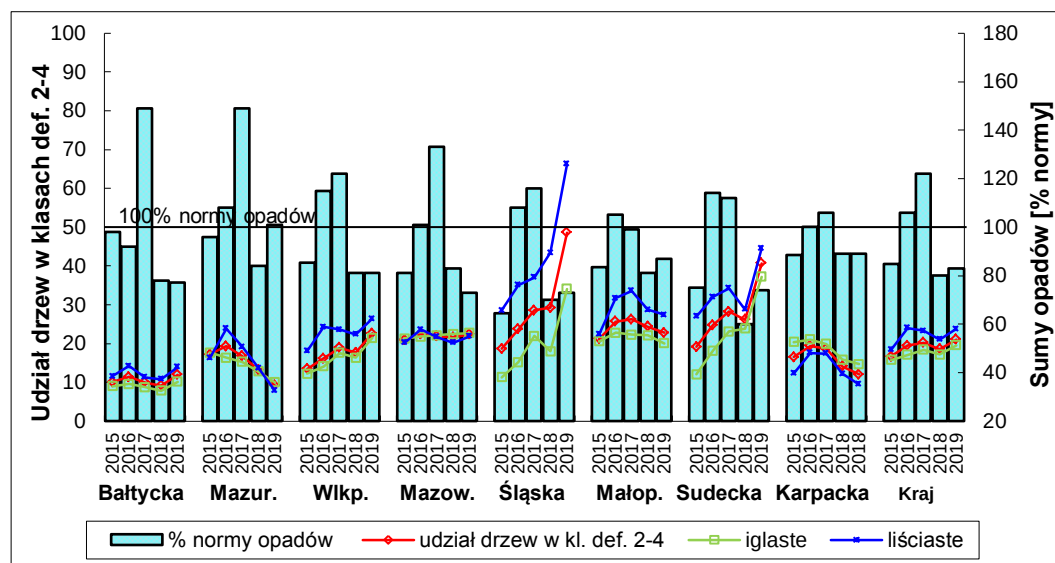
W latach 2008-2019 dynamicznie zwiększało się występowanie uszkodzeń spowodowanych przez jemiołę. W 2019 porażone było jedenaście gatunków drzew, najsilniej jodła i sosna.

4. CHARAKTERYSTYKA WARUNKÓW POGODOWYCH I ICH WPŁYW NA ZDROWOTNOŚĆ DRZEWOSTANÓW W LATACH 2015–2019 – JADWIGA MAŁACHOWSKA

W 2019 r. średnia suma opadów w kraju w okresie od 1 marca do 31 lipca, wyliczona na podstawie wyników z 22 stacji synoptycznych IMGW była niska, zbliżona do wartości notowanych w latach 2015 i 2018, wynosiła 239 mm, co stanowi 83% wieloletniej normy. Najbardziej obfite opady w pięcioleciu 2015–2019 wystąpiły w 2017 r. (343 mm = 122% normy). (Biuletyny IMGW z lat 2015–2019) (ryc. 13).

W 2019 r. średnia suma opadów przekroczyła wieloletnią normę jedynie w Krainie Mazursko-Podlaskiej oraz RDLP w Radomiu, wynosiła odpowiednio: 101% = 281 mm i 117% = 303 mm. Najniższą wartość tego parametru odnotowano w krainach: Mazowiecko-Podlaskiej (73% normy = 181 mm) i Śląskiej (73% normy = 192 mm), w układzie rdLP – w RDLP w Łodzi (54% normy = 128 mm). W trzech krainach (Mazowiecko-Podlaskiej, Bałtyckiej i Wielkopolsko-Pomorskiej) oraz w czterech rdLP (w

Łodzi, Szczecinku, Poznaniu i Lublinie) sumy opadów odnotowane w 2019 r. były najniższe w porównaniu z wcześniejszymi latami pięciolecia.



Rycina 13. Uszkodzenie drzewostanów (gatunki razem, iglaste i liściaste) oraz suma opadów [% normy] od 1 marca do 31 lipca w latach 2015-2019 w krainach przyrodniczo-leśnych (Biuletyny IMGW z lat 2015-2019)

W pięcioleciu średnio w kraju niewielkie ilości opadów deszczu (od 24% do 70% normy wieloletniej) zanotowano w 2015 r. – w kwietniu, czerwcu i sierpniu (alarmująco niskie opady – 24% normy), w 2016 r. – we wrześniu, w 2018 r. – w maju, czerwcu i w sierpniu oraz w 2019 r. – w kwietniu, czerwcu i lipcu. Opady obfite, osiągające wartość od 125% do 197% normy występowały w 2016 r. – w lipcu, w 2017 r. – w marcu, kwietniu, lipcu i we wrześniu, a w 2019 r. – w maju.

W 2015 roku występowały przedłużające się niedobory opadów (trwające od 2 do 4 miesięcy), w szczególności z krytycznym niedoborem wody deszczowej zanotowanym we wszystkich krainach przyrodniczo-leśnych w sierpniu. Odpowiedzią na powyżej opisane niedobory wody deszczowej był obserwowany w 2016 r. wzrost defoliacji drzew odnotowany niemal w całym kraju (ryc. 13). Dodatkowo na wzrost defoliacji mogła wpłynąć bezśnieżna zima 2015/2016 oraz wiosenne przymrozki, które w wielu regionach pojawiły się po rozpoczęciu okresu wegetacji. Obserwowany w 2017 r. wzrost defoliacji w niektórych regionach mógł być kontynuacją tego zjawiska.

Najwięcej niedoborów opadów w okresie wiosenno-letnim w 2015 r. wystąpiło w krainach Śląskiej oraz Sudeckiej, w mniejszym stopniu również w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej. I właśnie w tych krainach w całym pięcioleciu 2015-2019 następowało pogarszanie się kondycji zdrowotnej drzew monitorowanych gatunków: w dwu pierwszych krainach – bardzo wyraźne, w trzeciej krainie – wolniejsze.

Rok 2016 w analizowanym okresie od marca do września był umiarkowanie wilgotny, tylko w niektórych regionach suchy. Wyjątkowo długi okres niedoboru wody deszczowej (od marca do maja) wystąpił w Krainie Bałtyckiej, jednak nie wpłynęło to na stan zdrowotny lasów w skali całej krainy. W 2017 r. zaopatrzenie siedlisk leśnych w wodę było dobre. W większości krain okresy niedoboru opadów przeplatały się z okresami, kiedy opady były zadowalające lub nawet mocno obfite, co oznacza, że nie było okresów przedłużającej się suszy, która spowodowałaby pogorszenie stanu koron drzew. 2018 r. nastąpiło pogorszenie warunków wilgotnościowych. Najbardziej odczuwalna susza wystąpiła w krainach: Bałtyckiej, Wielkopolsko-Pomorskiej, Śląskiej, Małopolskiej i Sudeckiej. Szczególnie ucierpiały kompleksy leśne, które wcześniej, w 2015 r. były narażone na suszę. W 2019 r. okres wiosenno-letni w wielu regionach kraju był również suchy, co nie sprzyjało poprawie kondycji lasów. W 2019 r. nastąpiło znaczne pogorszenie kondycji drzew w lasach Krainy Śląskiej, w południowo-zachodniej części Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej (w okolicach Zielonej Góry) oraz w Krainie Sudeckiej (lasy Ziemi Kłodzkiej).

Porównanie temperatur sezonu wegetacyjnego w kolejnych latach pięciolecia 2015–2019 uzupełnia charakterystykę pogodową. Zarówno w skali kraju, jak i w poszczególnych krainach przyrodniczo-leśnych marzec 2018 r. okazał się najzimniejszy, a reszta miesięcy okresu wegetacyjnego tego roku – najcieplejsza (kwiecień, maj, czerwiec) lub ciepła (lipiec, sierpień, wrzesień) w porównaniu z odpowiadającymi im miesiącami pozostałych lat pięciolecia.

W 2019 r. średnia suma opadów przekroczyła wieloletnią normę jedynie w Krainie Mazursko-Podlaskiej, wyniosła 101% = 281 mm. Najniższą wartość tego parametru odnotowano w krainach: Mazowiecko-Podlaskiej (73% normy = 181 mm) i Śląskiej (73% normy = 192 mm). W trzech krainach (Mazowiecko-Podlaskiej, Bałtyckiej i Wielkopolsko-Pomorskiej) sumy opadów odnotowane w 2019 r. były najniższe w porównaniu z wcześniejszymi latami pięciolecia.

Średnie temperatury w kolejnych miesiącach sezonu wegetacyjnego 2019 r., podobnie jak w ubiegłych latach pięciolecia, były najniższe w Krainie Karpackiej, a najwyższe w Krainie Śląskiej.

W latach 2016 i 2017 warunki pogodowe w wielu regionach kraju sprzyjały kondycji drzewostanów. W pozostałych latach pięciolecia 2015-2019 na przeważającym obszarze kraju panowały niekorzystne warunki pogodowe. Występujące w wielu regionach niedobory wody deszczowej oraz wysokie temperatury prowadziły do przedłużających się okresów suszy, co miało wpływ na pogarszanie się kondycji lasów.

5. WARUNKI WODNE GLEB NA TERENACH LEŚNYCH POLSKI W 2019 R.–

ANDRZEJ BOCZOŃ, ROBERT HILDEBRAND

W warunkach klimatu umiarkowanego można wyróżnić dwa wyraźne okresy zasilania i odpływu wody z gleby. W półroczu chłodnym mamy do czynienia z dopływem i retencjonowaniem wody w glebie, która jest wykorzystywana przez roślinność w półroczu ciepłym, w którym odpływ wody przeważa nad przychodem i powstają okresowe niedobory wody glebowej. Ocieplenie się klimatu przejawiające się wzrostem średnich temperatur i zmianą rozkładu opadów powoduje zaburzenie tej równowagi. Ciepłe zimy, brak pokrywy śnieżnej sprawiają, że już w okresie przedwiośnia coraz częściej mamy do czynienia z występowaniem niedoborów wilgoci w glebie. To zwiększa ryzyko wystąpienia suszy długotrwałej w kolejnych miesiącach.

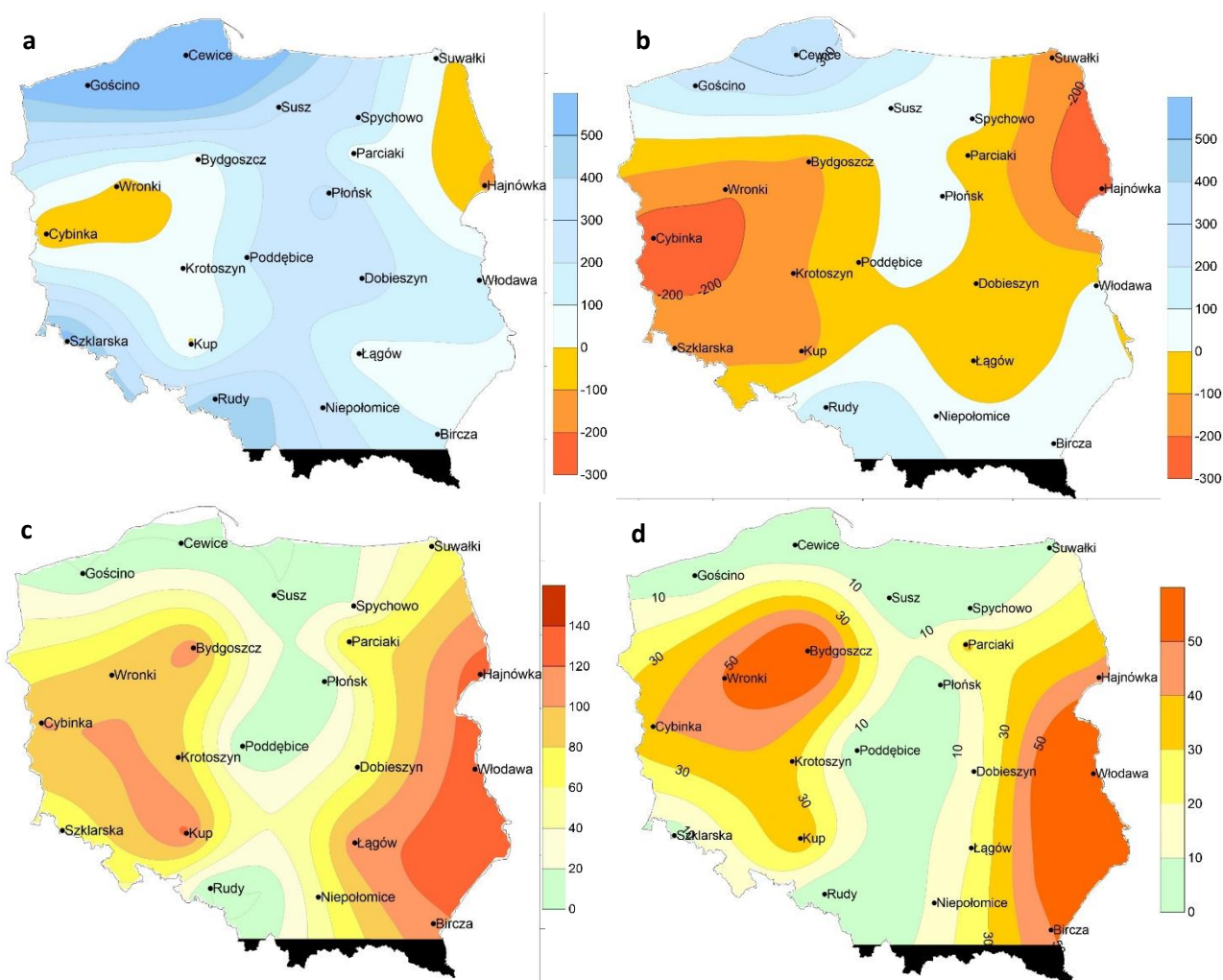
W ostatnich latach obserwuje się występowanie susz glebowych na terenach leśnych obejmujące duże obszary Polski. Zmiany klimatu i ich wpływ na drzewostany powodują konieczność wyznaczania zasięgu, częstotliwości i nasilenia susz zarówno w skali globalnej, jak i krajowej. Takie działania mogą stanowić podstawę do opracowywania strategii łagodzenia skutków suszy (Wang i in. 2014). W południowej Europie długość i intensywność letnich susz podwoiły się w ciągu ostatnich dziesięcioleci powodując, że susze należą do głównych wyzwań, przed którymi stanie leśnictwo w najbliższej perspektywie (Albert i in. 2015). Aby zapewnić produktywne i funkcjonalne ekosystemy, gospodarka leśna musi dostosować strukturę i skład lasu do oczekiwanego wzrostu częstotliwości zdarzeń ekstremalnych (Bolte i in. 2009).

Wyznaczanie suszy glebowej w skali kraju oparto na określeniu dostępności wody glebowej dla roślin w referencyjnym ekosystemie leśnym, za który uznano najliczniej reprezentowany w lasach Polski średniowiekowy bór sosnowy rosnący na słabych glebach piaszczystych – rdzawych bielicowych.

Obliczenia przeprowadzono na podstawie pomiarów na stacjach meteorologicznych Instytutu Badawczego Leśnictwa zlokalizowanych w czterech nadleśnictwach i PGL Lasy Państwowe zlokalizowanych w siedemnastu nadleśnictwach.

Określono **klimatyczny bilans wodny (CWB)**, który jest różnicą przychodu wody z opadami i rozchodu wody w procesie ewapotranspiracji (BP-EVT). Wskaźnik został obliczony na podstawie ewapotranspiracji dobowej wzorem Penmana-Monteitha. Obliczono ten wskaźnik dla półrocza letniego (CWBL) i dla całego roku (CWBR). Liczbę

dni z deficytem wody glebowej przedstawiono w ujęciu lat kalendarzowych (LDR) i dla miesięcy letnich (LDL).



Rycina 14. Warunki klimatyczno wodne w 2019 r.: a) roczny klimatyczny bilans wodny, b) klimatyczny bilans wodny półrocza letniego, c) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślinności w roku, d) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślin w miesiącach kwiecień – lipiec

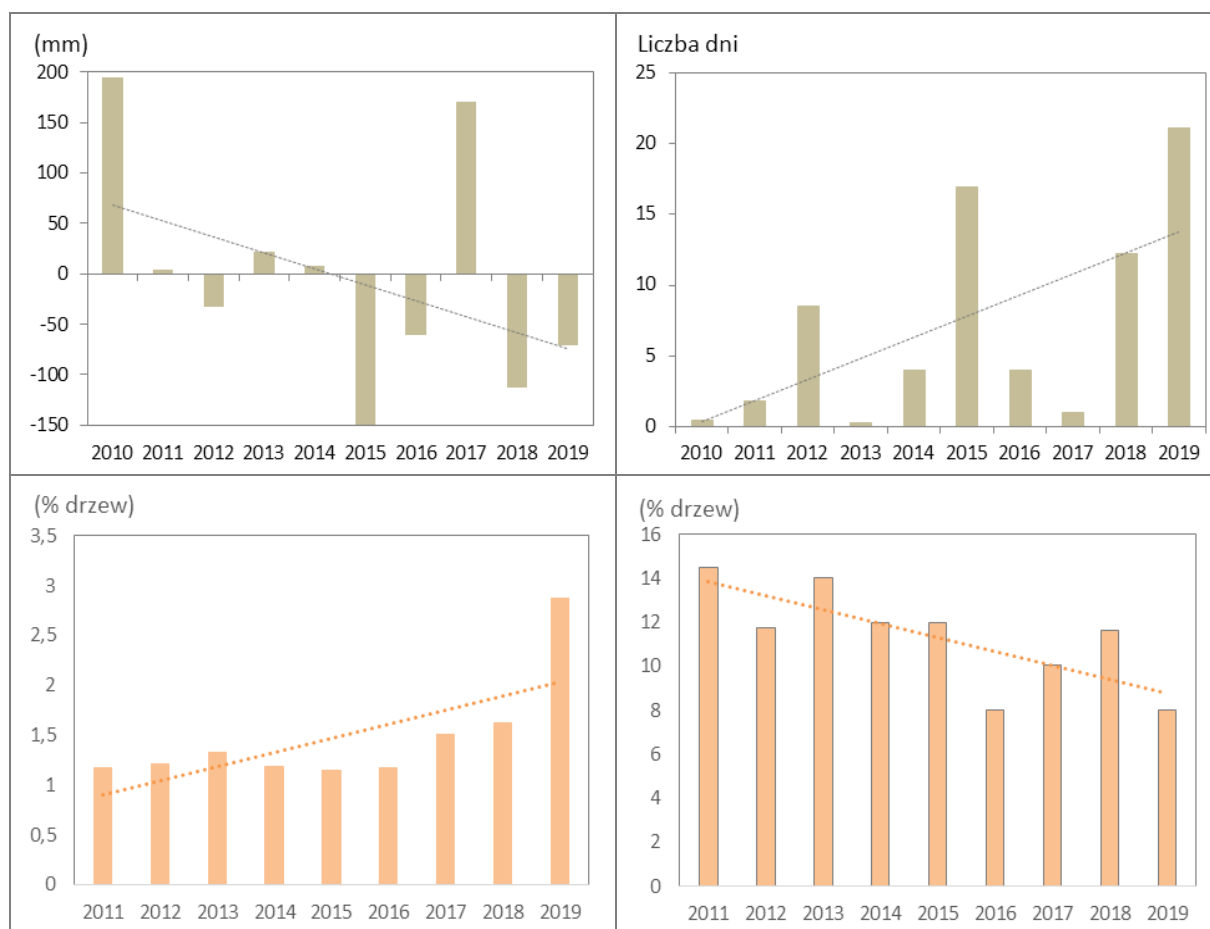
Opad docierający do gleby w drzewostanie został zmniejszony o intercepcję drzewostanów, w obliczeniach zastosowano model Liu (1997, 2001). Pojemność wodną koron określono metodą użytą w modelu Kondo (2001) (Smax wg Komatsu et al. 2008).

Wpływ suszy na stan drzewostanów określono, posługując się różnicą defoliacji poszczególnych drzew między latami 2018 i 2019 na powierzchniach monitoringu lasu, w poszczególnych strefach wystąpienia suszy i zróżnicowania klimatycznego bilansu wodnego w miesiącach największego przyrostu drzew, tj. w miesiącach maj–lipiec.

Warunki klimatyczno-wodne w 2019 r. oraz w dziesięcioleciu 2010-2019

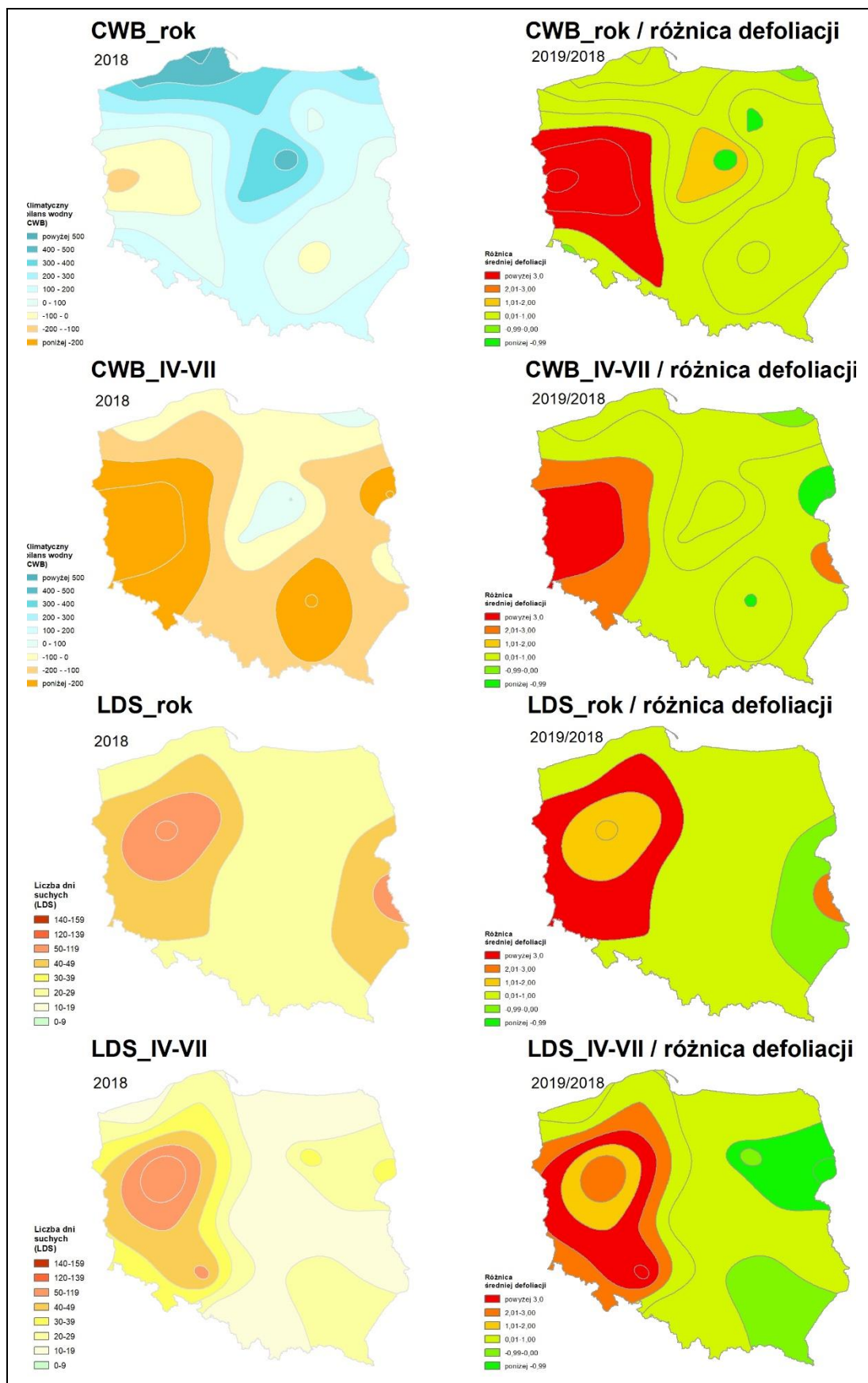
Zastosowane wskaźniki identyfikacji susz wskazują, że w 2019 r. susza objęła duże tereny leśne kraju (ryc. 14). Klimatyczny bilans wodny całego roku (CWBR) wskazuje na

występowanie niedoboru wody jedynie na niewielkich obszarach Wielkopolski oraz na krańcach północno-wschodnich kraju. W półroczu letnim (według klimatycznego bilansu wodnego tego okresu – CWBL) problem deficytu wody wyraźnie się nasilił i niedobór wilgoci objął swoim zasięgiem większość terenów leśnych kraju. Ten efekt potwierdzają wskaźniki liczby dni z niedoborem wody w glebie zarówno w ujęciu rocznym (LDR), jak i w okresie największego wzrostu drzew (LDL). Zastosowane wskaźniki wskazują na intensywną suszę w rejonie Wielkopolski i Dolnego Śląska, oraz na wschodzie kraju. Z tym, że CWBL wskazuje na gorsze warunki wilgotnościowe na Podlasiu, zaś LDL i LDR wskazują na gorsze warunki panujące na Lubelszczyźnie.



Rycina 15. Uśrednione powierzchnią zasięgi wskaźniki KBWL (A) i LDL (B) w latach 2010-2019 oraz procent drzew najbardziej (C) i najmniej (D) uszkodzonych

Przeprowadzona analiza warunków wodnych gleby na przełomie półroczy zimowego i letniego wykazała inną genezę susz w latach 2018 i 2019. W roku 2018 po półroczu zimowym panowały w Polsce dobre warunki zaopatrzenia gleby w wodę. Susza w tym roku była więc głównie spowodowana niekorzystną relacją między przychodem a rozchodem wody w miesiącach letnich. W 2019 r. można zauważyć, że zimą, na dużych obszarach kraju, nie nastąpiło uzupełnienie niedoborów wody po suszy w 2018 r.



Rycina 16. Zmiana defoliacji drzewostanów na powierzchniach monitoringu między latami 2019 i 2018 uśrednione w strefach wskaźników susz

Największy brak wody występował w południowo-wschodniej Polsce, co skutkowało suszą w kolejnych miesiącach na tym obszarze. Również w Wielkopolsce i na Dolnym Śląsku nie doszło do pełnego uzupełnienia wody glebowej po okresie zimy. To warunkowało występowanie susz w 2019 roku na tych terenach.

W okresie 2010–2019 uśrednione dla terenu kraju wskaźniki susz wskazują na występowanie niekorzystnych trendów w zasobach wodnych (ryc. 15). KBWL wykazuje wyraźny trend malejący wskazujący na zmniejszanie się zasobów wody w półroczu letnim. Natomiast LDL ma wyraźny trend rosnący, co wskazuje na występowanie coraz dłuższych okresów z ograniczeniem dostępności wody dla drzewostanów oraz wzrastającą powierzchnię kraju, której ten problem dotyczy. W czterech z ostatnich pięciu lat KBWL osiąga wyraźnie ujemną wartość średnią ważoną powierzchnią wskazując, że na terenie kraju w półroczu letnim dochodzi do wyraźnej przewagi rozchodu wody nad jej przychodem. W przypadku LDL w skali kraju wartości uśrednione osiągały najwyższe w kolejności wartości w 2019, 2015 i 2018 roku.

Zmiana ulistnienia drzewostanów w okresie dziesięciolecia 2010-2019 jako skutek warunków wilgotnościowych na terenach leśnych

W okresie 2011–2019 na powierzchniach monitoringu odnotowano wzrost udziału drzew silnie uszkodzonych oraz spadek udziału drzew lekko uszkodzonych i zdrowych. Szczególnie duże zwiększenie udziału drzew silnie uszkodzonych miało miejsce w 2019 r., natomiast udział drzew zdrowych był w tym roku podobnie niski, jak w roku 2016. Warto przypomnieć, że lata 2016 i 2019 były poprzedzone latami z bardzo głęboką suszą.

Szczególnie niekorzystne i rzutujące na kondycję drzewostanów może być występowanie dużej liczby dni z ograniczeniem dostępności wody w dwóch następujących po sobie latach, tj. 2018 i 2019. Można się spodziewać w kolejnych latach obniżenia stanu zdrowotnego drzewostanów.

Od 2010 r. po raz pierwszy pojawiły się dwa następujące po sobie lata (2018 i 2019) z występującą suszą obejmującą większość obszarów leśnych kraju.

Poszczególne lata charakteryzuje inna geneza susz. W 2018 r. główną przyczyną były niekorzystne warunki opadowe panujące w półroczu letnim, co powodowało występowanie niedoborów wody glebowej w miesiącach jesiennych. W 2019 r. wpływ na występowanie deficytu wilgoci miały zarówno niewielkie opady, nie pokrywające zapotrzebowania na wodę, ale również niska zawartość wody w glebie w następstwie suchego roku 2018.

W 2019 r. największa susza wystąpiła na terenie Wielkopolski oraz na Podlasiu i Lubelszczyźnie.

Na powierzchniach monitoringu lasu w 2019 r. wystąpiło zróżnicowanie defoliacji zgodne z sytuacją wilgotnościową panującą w 2018 r. (ryc. 16). Największe zwiększenie defoliacji wystąpiło na zachodzie kraju – w Wielkopolsce i w północnej części Dolnego Śląska. Średnio w strefie z największym deficytem wody defoliacja zwiększyła się o ponad 4%.

Przed 2018 r. susza z 2003 r. była klasyfikowana jako najcięższe wydarzenie klimatyczne w Europie w ciągu ostatnich 500 lat. Obecnie susza z 2018 r., która objęła swoim zasięgiem całą Europę Środkową, jest określana przez ekspertów jako jedna z najcięższych i najtrwalszych letnich susz i fal upałów, jakie kiedykolwiek odnotowano. Była bardziej ekstremalna klimatycznie i miała większy wpływ na ekosystemy leśne Środkowej Europy niż susza w 2003 r. (Schuldt i in. 2020).

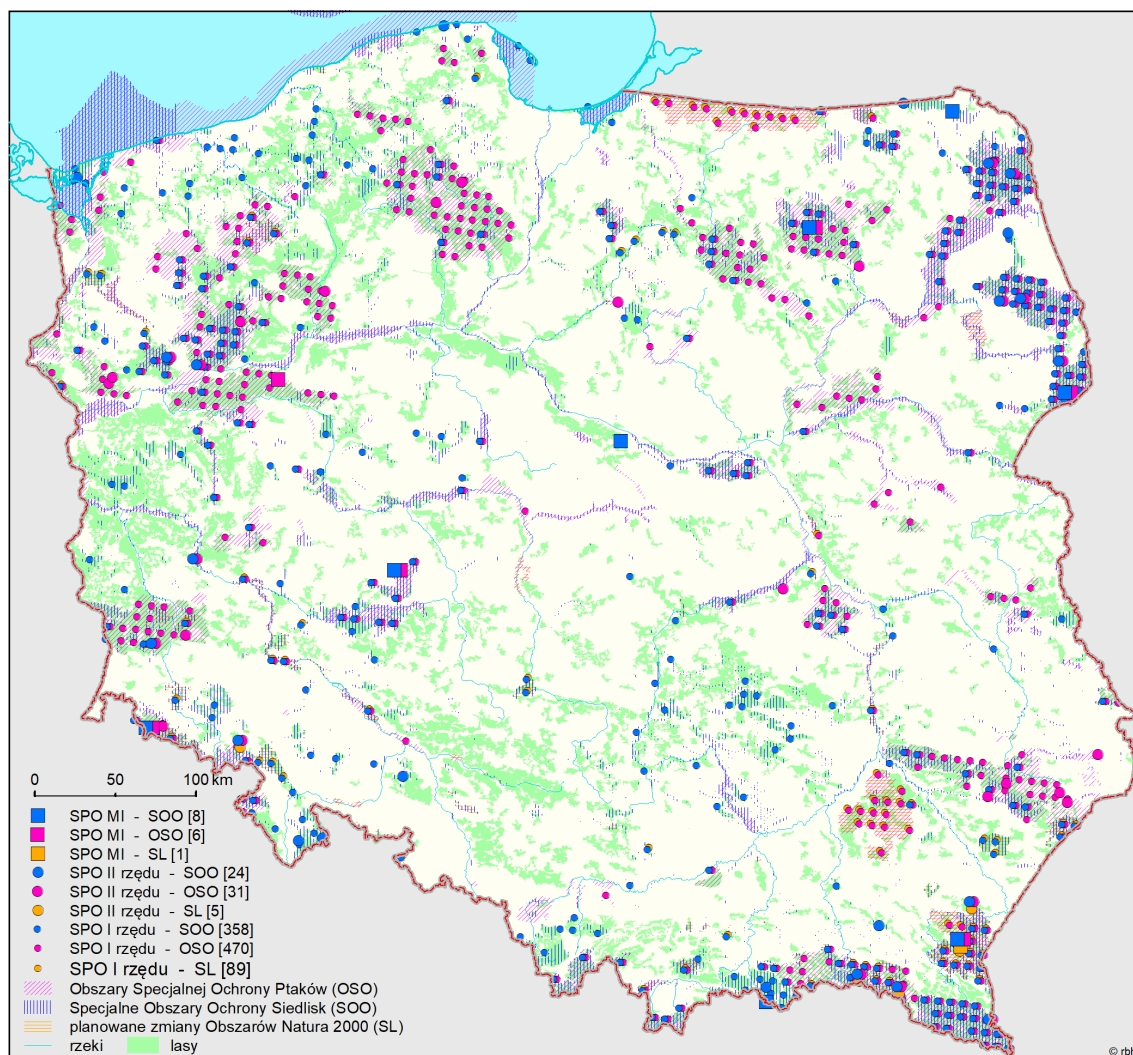
6. STAŁE POWIERZCHNIE OBSERWACYJNE MONITORINGU LASÓW NA OBSZARACH NATURA 2000 – ROBERT HILDEBRAND

Sieć Natura 2000 została utworzona dla zapewnienia przetrwania najcenniejszych i najbardziej zagrożonych europejskich gatunków i siedlisk. Jest to jeden z podstawowych elementów systemu ochrony przyrody i bioróżnorodności w Unii Europejskiej. Tworzy ona system uzupełniający i wzbogacający wcześniejsze, funkcjonujące dotychczas w państwach europejskich systemy obszarów ochrony przyrody w postaci ustawowo przyjętych form ochrony przyrody, takich jak: parki narodowe, rezerваты przyrody, parki krajobrazowe, obszary chronionego krajobrazu, pomniki przyrody itp.

Sieć Natura 2000 składa się z obszarów ochrony środowiska wyznaczonych w poszczególnych krajach wspólnoty europejskiej, na podstawie dwóch dyrektyw Komisji Europejskiej:

- obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) [SPECIAL PROTECTION AREAS (SPAs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Ptasiej (wersja skonsolidowana 2009/147/EC z 30.11.2009) o ochronie dziko żyjących ptaków (Directive on the conservation of wild birds).
- obszarów specjalnej ochrony siedlisk (SOO) [SITES OF COMMUNITY IMPORTANCE (SCIs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Siedliskowej (Habitatowej) (wersja skonsolidowana 2013/17/EU z 13.05.2013) w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora).

Na gruncie prawa krajowego podstawą funkcjonowania Sieci Natura 2000 jest ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. oraz towarzyszący jej szereg aktualizujących rozporządzeń.



Rycina 17. Rozmieszczenie SPO I i II rzędu oraz powierzchni Monitoringu Intensywnego na obszarach Natura 2000 (stan na koniec 2019 r.)

Według bazy <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps> (prowadzonej przez Europejską Agencję Środowiska Komisji Europejskiej) zaktualizowanej na koniec 2019s r. liczba obszarów Sieci Natura 2000 w Polsce wynosi 985. Łączna powierzchnia zajmowana przez obszary Natura 2000 wynosi 68 405 km², w tym 61 168 km² obszarów lądowych i 7 237 km² obszarów morskich. Obszary lądowe zajmują 19,6% powierzchni lądowej kraju.

145 lądowych obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) zajmuje 48 428 km² (z czego 2,54 miliona hektarów stanowią lasy), natomiast 850 lądowych obszarów specjalnej ochrony siedlisk (SOO) zajmuje 34 196 km² (w tym 1,95 miliona hektarów lasów).

Niektóre obszary OSO i SOO zachodzą na siebie, co oznacza, że liczba obszarów oraz powierzchnia wyrażona w km² nie sumuje się.

W 2019 r. na obszarach Sieci Natura 2000 znalazło się 660 (ponad 30,3% z ogólnej liczby) czynnych (na których wykonywane były obserwacje i pomiary) powierzchni obserwacyjnych monitoringu leśnego (I i II rzędu, w tym monitoringu intensywnego). Na 82 lądowych obszarach specjalnej ochrony ptaków (OSO) znalazło się 6 SPO monitoringu intensywnego, 31 SPO II rzędu oraz 470 SPO I rzędu. Z kolei na 169 lądowych specjalnych obszarach ochrony siedlisk (SOO) znalazło się 8 SPO monitoringu intensywnego, 24 powierzchnie II rzędu i 358 SPO I rzędu.

Średnie wartości defoliacji drzew w lasach znajdujących się na obszarach ochrony siedlisk (SOO) i obszarach ochrony ptaków (OSO) wynoszą około 23-24% i mieszczą się w klasie 1 (lekkiej defoliacji).

CZEŚĆ III. MONITORING LASÓW NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH II RZĘDU

W 1994 r. założono 122 stałe powierzchnie obserwacyjne II rzędu (SPO II rzędu) w drzewostanach iglastych (w 100 sosnowych i w 22 świerkowych), w 1996 r. założono 26 takich powierzchni w drzewostanach liściastych (w 15 dębowych i w 11 bukowych). Wszystkie powierzchnie zlokalizowane są w lasach będących w zarządzie Lasów Państwowych. W latach 2008–2019 z 15 powierzchni usunięto drzewostan i od tej pory nie przeprowadza się na nich pomiarów i obserwacji odnoszących się do drzewostanu.

Na SPO II rzędu, poza corocznymi obserwacjami stanu zdrowotnego drzew oraz symptomów i przyczyn uszkodzeń, cyklicznie co 5-6 lat realizowany jest rozszerzony zakres badań. W 2017 r. przeprowadzono piąty cykl badań glebowych oraz szósty cykl badań chemizmu igliwia i liści. Wyniki tych badań znajdują się w sprawozdaniu za rok 2018. W 2019 r. przeprowadzono badania roślinności runa i odnowień naturalnych (piąty cykl badań) oraz pomiary dendrometryczne (piąty cykl badań).

7. POMIARY DENDROMETRYCZNE, OCENA ZASOBÓW I PRZYROSTÓW – MALGORZATA DUDZIŃSKA

Jednym z celów badań prowadzonych na stałych powierzchniach doświadczalnych II rzędu (SPO II) jest poznanie procesów wzrostu i rozwoju drzewostanów.

Badania dendrometryczne na SPO II rzędu wykonywane były w latach 1994/1996 (gatunki iglaste/gatunki liściaste), 2004, 2009, 2014 i 2019.

Tabela 5. Średnie wartości parametrów drzewostanowych na SPO II rz. w krainach przyrodniczo-leśnych w 2019 r.

Kraina przyrodniczo-leśna	Gatunek drzewostanu	Liczba powierzchni	Pow.	Wiek	Dg	H	Vg	Vm	Vd	Vu	Zv
Bałtycka	Sosna	16	0,6	76	30,5	27,7	496	6,7	1,3	16,6	15,3
	Świerk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Dąb	2	0,5	103	25,7	24,3	423	3,8	0,4	17,5	15,6
	Buk	3	0,8	98	34,5	33,0	570	6,2	0,0	32,9	12,1
	Razem	21	0,6	82	30,6	28,1	500	6,4	1,1	19,0	14,9
Mazursko-Podl.	Sosna	11	0,7	79	31,2	29,7	565	12,0	3,4	12,2	16,4
	Świerk	2	0,7	83	38,2	31,5	529	0,3	2,9	20,3	12,1
	Dąb	2	1,3	99	36,9	26,6	410	1,4	5,9	32,9	14,0
	Buk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Razem	15	0,7	82	32,9	29,5	539	9,0	3,6	16,1	15,5
Wielkopolsko-	Sosna	19	0,4	79	24,7	24,8	449	10,3	0,7	7,4	9,9
	Świerk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Dąb	3	0,9	106	34,2	28,2	441	18,4	0,0	10,8	9,2
	Buk	1	0,8	89	31,8	33,9	567	17,9	0,0	0,1	13,7
	Razem	23	0,5	83	26,3	25,6	453	11,7	0,6	7,6	10,0
Mazowiecko-Podl.	Sosna	13	0,5	77	27,8	25,9	450	13,5	2,7	24,5	13,2
	Świerk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Dąb	1	1,5	94	41,7	30,1	413	0,4	0,4	83,2	10,3
	Buk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Razem	14	0,5	79	28,8	26,2	448	12,5	2,5	28,7	13,0
Śląska	Sosna	9	0,5	80	28,6	25,8	458	2,8	0,5	36,7	12,3
	Świerk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Dąb	2	1,0	105	35,9	29,8	621	9,2	1,2	14,6	13,2
	Buk	2	0,9	87	41,3	33,6	424	0,0	0,0	79,2	11,1
	Razem	13	0,6	85	31,7	27,6	478	3,4	0,5	39,9	12,3
Małopolska	Sosna	24	0,5	80	28,3	25,5	439	3,3	1,4	12,4	11,9
	Świerk	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Dąb	2	0,8	93	35,7	27,7	428	1,5	0,4	75,0	9,8
	Buk	1	0,7	94	38,2	37,7	617	8,8	0,0	55,5	26,3
	Razem	27	0,5	81	29,2	26,1	445	3,4	1,3	18,6	12,3
Sudecka	Sosna	0		-	-	-	-	-	-	-	-
	Świerk	6	0,7	83	36,1	28,8	583	5,9	0,5	27,2	9,5
	Dąb	1	0,8	117	37,1	24,6	383	7,4	2,1	0,0	15,5
	Buk	1	0,9	101	40,6	36,0	566	0,1	0,0	171,6	9,2
	Razem	8	0,7	90	36,8	29,2	556	5,3	0,6	41,9	10,2
Karpacka	Sosna	5	0,9	73	36,9	27,7	472	6,5	2,3	9,3	17,1
	Świerk	3	0,5	73	29,2	26,1	317	4,3	0,7	23,4	9,1
	Dąb	1	1,0	100	36,5	30,2	446	0,8	3,2	31,6	12,2
	Buk	3	0,9	102	37,3	31,3	500	0,9	0,3	32,5	14,1
	Razem	12	0,8	83	35,0	28,4	438	4,1	1,5	20,5	14,0
Razem	Sosna	97	0,5	78	28,7	26,4	470	7,7	1,6	15,8	13,1
	Świerk	11	0,6	80	34,6	28,5	501	4,4	0,9	24,9	9,9
	Dąb	14	0,9	102	34,7	27,6	452	6,8	1,5	30,5	12,2
	Buk	11	0,8	96	37,1	33,4	528	4,4	0,1	52,9	13,6
	Razem	133	0,6	82	30,5	27,3	475	7,1	1,4	21,2	12,8

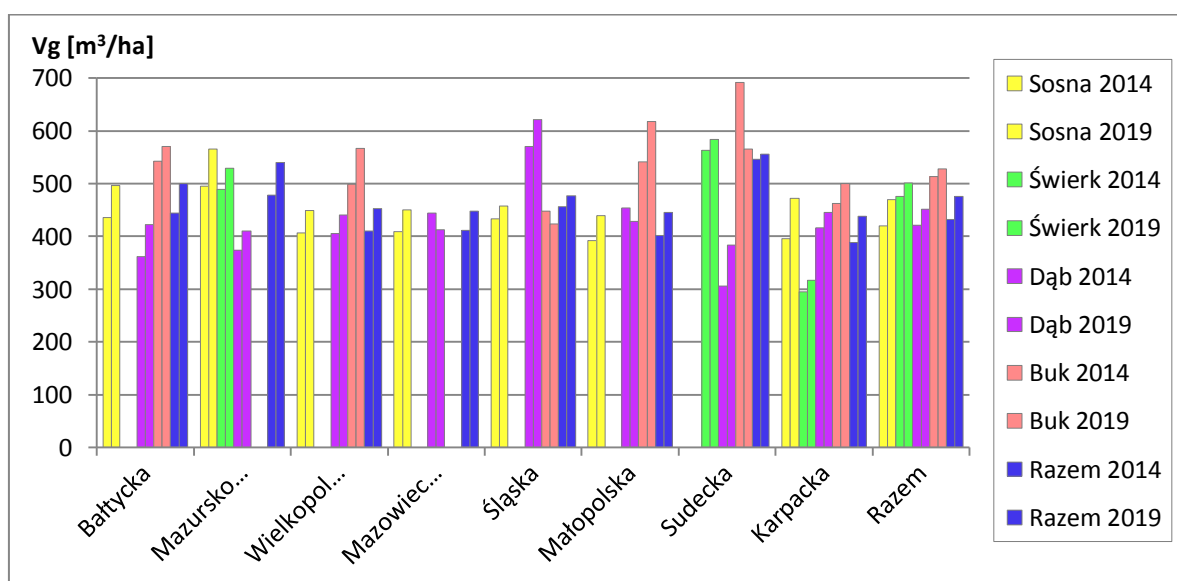
Dg – przeciętna pierśnica [cm], H – wysokość Loreya [m], Vg - miąższość grubizny drzewostanu [m^3/ha], Vm - miąższość drzew martwych [m^3/ha], Vd - miąższość dorostów [m^3/ha], Vu - miąższość drzew usuniętych [m^3/ha], Zv – przyrost miąższości [$m^3/ha/rok$].

W 2019 roku wiek drzewostanów na powierzchniach zawierał się w przedziale od 66 do 117 lat (sosnowych od 66 do 91 lat, świerkowych od 71 do 89 lat, dębowych od 89 do 117 lat i bukowych od 78 do 111 lat).

Przeciętna pierśnica drzewostanów wahała się od 18,2 do 45,5 cm (sosnowych od 18,2 do 40,3 cm, świerkowych od 25,4 do 45,5 cm, dębowych od 24,2 do 42,5 cm i bukowych od 30,1 do 43,4 cm).

Średnia wysokość drzewostanów kształtowała się od 19,6 do 37,7 m (sosnowych od 19,9 do 33,8 m, świerkowych od 21,4 do 34,1 m, dębowych od 19,6 do 31,9 m i bukowych od 25,6 do 37,7 m). Większość (24,8%) przyjmowała wartości w granicach 26,1–28,0 m.

Średnia miąższość grubizny drzewostanów wynosiła 475 m³/ha (sosnowych – 470 m³/ha, świerkowych – 501 m³/ha, dębowych – 452 m³/ha i bukowych – 528 m³/ha). W poprzednim okresie pomiarowym, w 2014 r., średnie miąższości poszczególnych gatunków drzew były niższe, wynosiły odpowiednio: 420 m³/ha, 476 m³/ha, 422 m³/ha i 513 m³/ha.

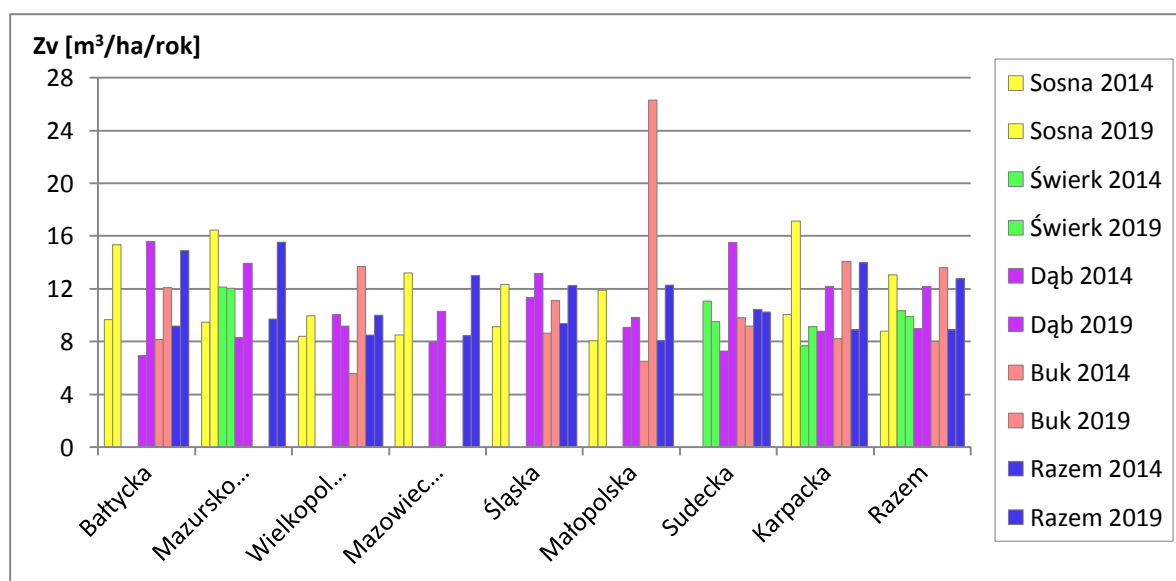


Rycina 18. Kształtowanie się miąższości grubizny drzewostanów w układzie gatunków w krainach przyrodniczo-leśnych – lata 2014 i 2019.

W układzie krain przyrodniczo-leśnych najwyższą średnią miąższością (powyżej 500 m³/ha) charakteryzowały się drzewostany położone w krainach Sudeckiej i Mazursko-Podlaskiej, a najniższą (438 m³/ha) – drzewostany Krainy Karpackiej. W drzewostanach sosnowych (reprezentowanych w siedmiu krainach) średnia miąższość zawiera się w przedziale od 439 m³/ha w Krainie Małopolskiej do 565 m³/ha w Krainie Mazursko-Podlaskiej, w drzewostanach świerkowych (reprezentowanych tylko w trzech krainach): od

317 m³/ha w Krainie Karpackiej do 583 m³/ha w Krainie Sudeckiej, w drzewostanach dębowych: od 383 m³/ha w Krainie Sudeckiej do 621 m³/ha w Krainie Śląskiej, w drzewostanach bukowych (reprezentowanych w sześciu krainach): od 424 m³/ha w Krainie Śląskiej do 617 m³/ha w Krainie Małopolskiej. (tab. 5, ryc. 18)

Średni przyrost miąższości drzewostanów wynosił 12,8 m³/ha: w drzewostanach sosnowe 13,1 m³/ha, w świerkowych – 9,9 m³/ha, w dębowych – 12,2 m³/ha, a w bukowych – 13,6 m³/ha (tab. 5). W 2014 r., przyrosty miąższości poszczególnych gatunków drzew, z wyjątkiem świerka, kształtowały się na znacznie niższym poziomie niż obecnie, wynosiły odpowiednio: 8,8 m³/ha, 10,3 m³/ha, 9,0 m³/ha i 8,0 m³/ha (ryc. 19).



Rycina 19. Kształtowanie się przyrostu miąższości drzewostanów w układzie gatunków w krainach przyrodniczo-leśnych – lata 2014 i 2019.

W układzie krain przyrodniczo-leśnych największym średnim przyrostem charakteryzowały się powierzchnie położone w krainach Bałtyckiej i Mazursko-Podlaskiej (>14 m³/ha), najmniejszym – w krainach Wielkopolsko-Pomorskiej i Sudeckiej (ok 10 m³/ha) (tab. 5, ryc. 19). W krainach Bałtyckiej, Mazursko-Podlaskiej i Karpackiej zanotowano największy wzrost wartości przyrostu miąższości (o ok. 6 m³/ha) w porównaniu z 2014 r. W drzewostanach sosnowych (reprezentowanych w siedmiu krainach) średni przyrost miąższości zawierał się w przedziale od 9,9 m³/ha w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej do 17,1 m³/ha w Krainie Karpackiej, w drzewostanach świerkowych (reprezentowanych tylko w trzech krainach): od 9,1 m³/ha w Krainie Karpackiej do 12,1 m³/ha w Mazursko-Podlaskiej, w drzewostanach dębowych: od 9,2 m³/ha w Wielkopolsko-Pomorskiej do 15,5 i 15,6 m³/ha w krainach Sudeckiej i Bałtyckiej,

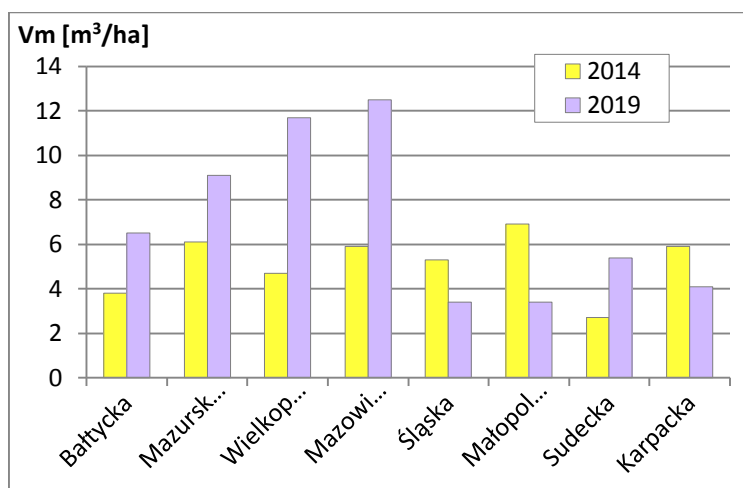
w drzewostanach bukowych (reprezentowanych w sześciu krainach): od 9,2 m³/ha w Krainie Sudeckiej do 26,3 m³/ha w Krainie Małopolskiej.

Z przyrostem miąższości związana jest miąższość dorostów (drzew, u których po raz pierwszy zmierzono pierśnicę, czyli grubość na wysokości 1,3 m, po tym jak grubość osiągnęła 7 cm) oraz miąższość drzew usuniętych w użytkowaniu przedrębnym.

Średnia miąższość dorostów na powierzchni wynosiła 1,4 m³/ha: w drzewostanach sosnowych – 1,6 m³/ha, w świerkowych – 0,9 m³/ha, w dębowych – 1,5 m³/ha, a w bukowych – 0,1 m³/ha (tab. 5).

Średnia miąższość przypadająca na drzewa martwe na powierzchni wynosiła 7,1 m³/ha: w drzewostanach sosnowych – 7,7 m³/ha, w świerkowych – 4,4 m³/ha, w dębowych – 6,8 m³/ha, a w bukowych – 4,4 m³/ha (tab. 5). Odnotowano wzrost miąższości drzew martwych, w porównaniu z danymi z 2014 r.: w drzewostanach sosnowych – o 2,0 m³/ha, w świerkowych – o 0,9 m³/ha, w dębowych – o 2,2 m³/ha, a w bukowych – o 0,3 m³/ha. Na 26,3% powierzchni znajduje się ok. 10 m³/ha drzew suchych, w 2014 r. wartość tę odnotowano na 12,8% powierzchni.

W użytkowaniu przedrębnym, w ciągu 5-letniego okresu pomiarowego, usunięto z powierzchni średnio 21,2 m³/ha drewna: w drzewostanach sosnowych – 15,8 m³/ha, w świerkowych – 24,9 m³/ha, w dębowych – 30,5 m³/ha i w bukowych – 52,9 m³/ha (tab. 5).



Rycina 20. Kształtowanie się średniej miąższości drzew martwych w krainach przyrodniczo-leśnych w latach 2014 i 2019

W układzie krain najwyższą (12,5 m³/ha) średnią wartość miąższości drzew martwych zanotowano na powierzchniach położonych w Krainie Mazowiecko-Podl., wysoką (11,7 m³/ha) – w Krainie Wielkopolsko-Pom. (ryc. 20). W tych krainach zanotowano też duży wzrost

miąższości drzew martwych wynoszący ok. 7 m³/ha, w porównaniu do badań przeprowadzonych w roku 2014. W krainach Śląskiej, Małopolskiej i Karpackiej stwierdzono spadek miąższości w stosunku do 2014 r.

Wiek drzewostanów na powierzchniach kształtował się od 66 do 117 lat. Przeciętna pierśnica zawierała się w przedziale od 18,2 do 45,5 cm; średnia wysokość – od 19,9 do 37,7 m., a przyrost miąższości – od 3,9 do 26,3 m³/ha.

Średnia miąższość grubizny drzewostanów wynosiła 475 m³/ha: od 452 m³/ha w drzewostanach dębowych do 528 m³/ha w drzewostanach bukowych.

Średni przyrost miąższości drzewostanów wynosił 12,8 m³/ha: od 9,9 m³/ha w drzewostanach świerkowych do 13,6 m³/ha w drzewostanach bukowych. Odnotowano znaczny wzrost przyrostu miąższości grubizny u wszystkich gatunków, oprócz świerka, w porównaniu do 2014 r.

W drzewostanach wszystkich gatunków odnotowano wzrost miąższości drewna martwego, największy w drzewostanach dębowych i sosnowych, średnio o 2,2 i 2,0 m³/ha.

W użytkowaniu przedrębnym, w ciągu 5-letniego okresu badawczego, usunięto średnio: 21,2 m³/ha drewna (łącznie na 133 powierzchniach – 2817,8 m³/ha).

W krainach Sudeckiej i Mazursko-Podlaskiej położone są drzewostany o największych przeciętnych wartościach miąższości grubizny (>500 m³/ha). Największymi wartościami przyrostu miąższości wyróżniają się powierzchnie położone w krainach Bałtyckiej i Mazursko-Podlaskiej (>14 m³/ha). Największe wartości miąższości drzew martwych występują na powierzchniach położonych w Krainie Mazowiecko-Podlaskiej (12,5 m³/ha) i Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej (11,7 m³/ha) (tab. 7).

8. FLORYSTYCZNE I EKOLOGICZNE ZMIANY CHARAKTERU RUNA – JERZY SOLON

Celem opracowania jest przedstawienie wybranych charakterystyk florystycznych i ekologicznych runa powierzchni monitoringowych, określonych w wyniku analizy danych zebranych w 2019 roku na 148 stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu, określenie zmian, jakie zaszły w runie w ciągu 20 lat (między pięcioma terminami pomiarowymi) oraz próba identyfikacji czynników i procesów o charakterze lokalnym, regionalnym i ogólnopolskim, które spowodowały zarejestrowane zmiany.

Zróźnicowanie syntaksonomiczne

Stale powierzchnie obserwacyjne reprezentują różne zbiorowiska roślinne, należące do trzech klas: *Vaccinio-Piceetea* (79 powierzchni), *Querco-Fagetea* (59 powierzchni) i *Quercetea roboris-petreae* (10 powierzchni). W obrębie zbiorowisk borowych z klasy *Vaccinio-Piceetea* 74 powierzchnie reprezentują związek *Dicrano-Pinion* (w tym *Leucobryo-Pinetum* – 33, *Peucedano-Pinetum* – 7, *Molinio-Pinetum* – 2, *Querco roboris-Pinetum* – 29, *Serratulo-Pinetum* – 2 oraz jedno zbiorowisko o charakterze przejściowym, reprezentujące płat o niejasnym stanowisku syntaksonomicznym), 5 powierzchni – związek *Vaccinio-Piceion*. W obrębie lasów z klasy *Querco-Fagetea* reprezentowane są trzy związki: *Fagion sylvaticae* (21 powierzchni), *Carpinion* (27 powierzchni) i *Alno-*

Ulmion (1 powierzchnia), pozostałe 10 powierzchni z tej klasy to zbiorowiska zastępcze z drzewostanem sosnowym i ubogim runem, regenerujące w kierunku zbiorowisk grądowych i buczynowych.

Poszczególne krainy przyrodniczo-leśne różnią się wyraźnie pod względem udziału powierzchni z różnych klas. Szczegółowy rozkład wygląda następująco (na pierwszym miejscu liczba powierzchni reprezentujących zbiorowiska z klasy *Vaccinio-Piceetea*, na drugim – z klasy *Quercio-Fagetea*, na trzecim – z klasy *Quercetea robori-petreae*): Kraina Bałtycka – 11, 9 i 3; Kraina Mazursko-Podlaska – 8, 6 i 0; Kraina Wielkopolsko-Pomorska – 16, 5 i 3, dodatkowo jedna powierzchnia po utracie drzewostanu została zakwalifikowana jako *Sambuco-Salicion* z klasy *Epilobietea*; Kraina Mazowiecko-Podlaska – 8, 7 i 0; Kraina Śląska – 8, 5 i 3; Kraina Małopolska – 21, 6 i 0; Kraina Sudecka – 1, 6 i 1; Kraina Karpacka – 4, 15 i 0.

Zmiany charakteru fitosocjologicznego powierzchni

W porównaniu ze stanem z 2013 r., na 18 spośród 148 powierzchni zaszły zmiany w identyfikacji fitosocjologicznej: na 2 powierzchniach związane ze zjawiskami klęskowymi (powierzchnie nr 111 i 319), na pozostałych – z regeneracją składu gatunkowego runa. W okresie 1998–2019 na 44 powierzchniach nastąpiły zmiany w identyfikacji fitosocjologicznego typu zbiorowiska roślinnego. Najważniejszym powodem tych zmian był proces regeneracji składu gatunkowego runa po wcześniejszych zaburzeniach, spowodowanych przede wszystkim przez wprowadzenie jednogatunkowych drzewostanów niezgodnych z siedliskiem. Wszystkie powyższe zmiany mieszczą się albo w schemacie przejścia od siedlisk mniej żyznych do żyzniejszych, albo w schemacie zmiany zbiorowiska w ramach tego samego poziomu żyzności siedlisk.

Bogactwo gatunkowe i wskaźniki różnorodności runa

W sumie na 148 powierzchniach w obrębie roślin naczyniowych runa zarejestrowano wystąpienie 331 gatunków, a w warstwie mchów i porostów – 207 gatunków.

Wśród roślin naczyniowych runa 103 gatunki wystąpiły tylko na jednej powierzchni, natomiast kolejne 96 gatunków wystąpiło od 2 do 5 razy. Na ponad 30 powierzchniach wystąpiło jedynie 21 gatunków roślin zielnych (*Agrostis capillaris*, *Athyrium filix-femina*, *Calamagrostis arundinacea*, *C. epigejos*, *Calluna vulgaris*, *Carex pilulifera*, *Deschampsia flexuosa*, *Dryopteris carthusiana*, *D. dilatata*, *D. filix-mas*, *Luzula pilosa*, *Maianthemum bifolium*, *Melampyrum pratense*, *Moehringia trinervia*, *Mycelis muralis*, *Oxalis acetosella*, *Rubus idaeus*, *R. plicatus*, *Trientalis europaea*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*) oraz siewki i postaci młodociane 10 gatunków drzew i krzewów

(*Betula pendula*, *Corylus avellana*, *Fagus sylvatica*, *Frangula alnus*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Prunus serotina*, *Quercus petraea*, *Quercus robur*, *Sorbus aucuparia*). Wszystkie te gatunki (poza *Rubus plicatus* i *Prunus serotina*) również w latach 2013, 2008 i 2003 wchodziły do grupy gatunków najpospolitszych.

Tabela 6. Liczba gatunków w warstwie krzewów i warstwie runa w typach lasu reprezentowanych przynajmniej przez 5 SPO II rzędu

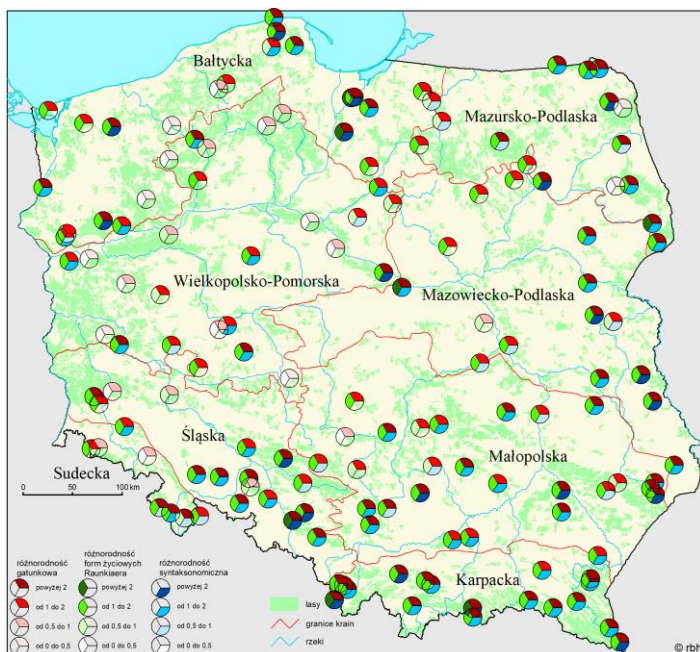
Obecne zbiorowisko leśne	liczba powierzchni	warstwa krzewów			warstwa runa		
		min	średnia	max	min	średnia	max
<i>Leucobryo-Pinetum</i>	33	0	3,7	20	4	15,9	59
<i>Peucedano-Pinetum</i>	7	0	4,6	9	12	18,4	29
<i>Querco roboris-Pinetum</i>	29	1	6,3	18	3	20,7	37
<i>Calamagrostio arundinaceae-Quercetum</i>	5	3	5,2	7	15	24,0	40
<i>Luzulo luzuloidis-Fagetum</i>	9	0	4,0	11	9	19,6	41
<i>Dentario glandulosae-Fagetum</i>	6	3	6,5	11	25	45,5	73
<i>Tilio-Carpinetum</i>	17	2	7,5	19	13	36,1	62
<i>Tilio-Carpinetum</i> zbiorowiska zastępcze	9	4	9,6	13	22	37,7	72

W warstwie przyziemnej obejmującej mchy i porosty 75 gatunków wystąpiło tylko raz, a kolejne 71 gatunków napotkano na 2–5 powierzchniach. Na ponad 30 powierzchniach zarejestrowano obecność 22 taksonów, z czego 18 (*Atrichum undulatum*, *Brachythecium rutabulum*, *Dicranella heteromalla*, *Dicranum polysetum*, *D. scoparium*, *Hylocomium splendens*, *Hypnum cupressiforme*, *Hypocnomyce scalaris*, *Hypogymnia physodes*, *Lecanora conizaeoides*, *Lepraria incana*, *Lophocolea heterophylla*, *Plagiomnium affine*, *Plagiothecium laetum*, *Pleurozium schreberi*, *Pohlia nutans*, *Polytrichastrum formosum*, *Scleropodium purum*) były najpospolitsze także w 2013 roku, a kolejne 4 taksony (*Cladonia coniocraea*, *C. digitata*, *Herzogiella seligeri* oraz *Lepraria* sp.) weszły do tej grupy dopiero w 2019 roku.

Zróżnicowane jest bogactwo gatunkowe poszczególnych powierzchni, zależy ono w znacznym stopniu od typu fitosocjologicznego lasu. Najbogatsze w gatunki runa są powierzchnie grądowe oraz żyzne buczyny *Dentario glandulosae-Fagetum*, natomiast najuboższe – powierzchnie borów świeżych *Leucobryo-Pinetum* (tab. 6).

Szczegółowa analiza, uwzględniająca wszystkie powierzchnie, wskazuje na istnienie słabego związku między położeniem geograficznym a bogactwem gatunkowym roślin naczyniowych warstwy runa. Taka korelacja dla wszystkich powierzchni ujmowanych łącznie jest silniejsza (wsp. korelacji = 0,32) niż w przypadku borów sosnowych świeżych (*Leucobryo-Pinetum* i *Peucedano-Pinetum*) oraz grądów (*Stellario-*

Carpinetum, *Galio-Carpinetum* i *Tilio-Carpinetum*) traktowanych jako oddzielne grupy (wskaźniki korelacji odpowiednio 0,17 i 0,13). Określone wskaźniki korelacji i parametry linii regresji wskazują na słabą tendencję wzrostu bogactwa gatunkowego w kierunku z zachodu na wschód.



Rycina 21. Różnorodność gatunkowa runa wyrażona trzema wskaźnikami.

powierzchniowy poszczególnych form życiowych w podziale Raunkiaera. W ujęciu trzecim określono różnorodność na podstawie pokrywania gatunków charakterystycznych dla zbiorowisk z różnych klas syntaksonomicznych.

Szczegółowa analiza nie wskazuje na istnienie istotnego związku między wartością wskaźników różnorodności a krainą przyrodniczo-leśną lub fitosocjologicznym typem lasu. Występują natomiast istotne statystycznie (przy $p < 0,05$) związki między różnorodnością gatunkową, różnorodnością form życiowych i różnorodnością syntaksonomiczną a długością geograficzną: współczynnik korelacji dla tych zależności wynosi odpowiednio: 0,32, 0,32 i 0,26. Związki z szerokością geograficzną są słabsze (choć również istotne statystycznie) i wynoszą odpowiednio -0,24, -0,27 i -0,17. Określone wskaźniki korelacji i parametry linii regresji wskazują na powolny wzrost różnorodności w obrębie runa w kierunku z zachodu na wschód oraz z północy na południe, przy czym związki te są wyraźnie silniejsze niż obserwowane dla danych z roku 2013.

Zmiany bogactwa i różnorodności gatunkowej

Na powierzchniach monitoringowych w ciągu czterech okresów obserwacyjnych zaszły wielokierunkowe zmiany charakteru runa, przejawiające się zarówno w

Z odmienną liczbą gatunków, zróżnicowaniem ich budowy i wymagań życiowych wiąże się zmienność wskaźnika różnorodności. Na rycinie 21 przedstawiono różnorodność powierzchniową runa liczoną trzema różnymi sposobami. W pierwszym ujęciu wartość wskaźnika odpowiada klasycznej różnorodności gatunkowej. W drugim podstawą określenia różnorodności był udział

zmieniającej się liczbie zarejestrowanych gatunków, jak i odmiennych wartościach wskaźników różnorodności runa.

Zmiany liczby gatunków w warstwie runa były zróżnicowane. W kolejnych latach, w których przeprowadzano obserwacje (1998, 2003, 2008, 2013, 2019), zmiany nie przekraczające dwóch gatunków wystąpiły na - odpowiednio: 58, 71, 75 i 70 powierzchniach. Natomiast zmiany duże, obejmujące ubytek lub wzbogacenie, o co najmniej 7 gatunków wystąpiły na znacznie mniejszej liczbie powierzchni, odpowiednio na: 30, 25, 31 i 26 powierzchniach.

Zmiany, które zaszły w kolejnych latach miały częściowo podobny charakter: przez dwa pierwsze okresy gatunków przybywało najczęściej w płatach ubogich w gatunki, natomiast bogactwo florystyczne malało na powierzchniach, które początkowo charakteryzowały się wysoką liczbą gatunków. Zależności te były najsilniej wyrażone w przypadku kwaśnych dąbrów i zbiorowisk z klasy *Vaccinio-Piceetea*, a nieco słabiej w obrębie płatów reprezentujących *Querco-Fagetea* i to niezależnie od stopnia dojrzałości/regeneracji fitocenoz. Trzecie pięciolecie charakteryzowało się osłabieniem lub nawet zanikiem powyższych trendów, co świadczy – najprawdopodobniej – o zmianie procesów kształtujących składy gatunkowe płatów. Ostatni okres wskazuje – w przypadku zbiorowisk z klasy *Querco-Fagetea* – na słabo zarysowaną kontynuację tendencji zmniejszania liczby gatunków w płatach wcześniej bogatych florystycznie. Natomiast brak takiej zależności (lub nawet słabo zarysowana tendencja odwrotna) charakteryzuje powierzchnie borowe i kwaśnych dąbrów.

Bardziej szczegółowa analiza wskazuje, że tempo i natężenie zmian liczby gatunków runa nie było jednak równomierne. Jedynie na czterech powierzchniach wystąpił systematyczny, z okresu na okres, spadek liczby gatunków. Na kolejnych czterech powierzchniach spadek obserwowano w trzech kolejnych okresach (tj. do roku 2013), a następnie nastąpił wzrost liczby gatunków. Na trzech powierzchniach obserwowano systematyczny przez cztery okresy wzrost liczby gatunków. Natomiast na 16 powierzchniach obserwowano wzrost z okresu na okres, ale tylko w trzech kolejnych terminach. Jedna powierzchnia charakteryzowała się stałą liczbą gatunków przez wszystkie okresy pomiarowe. Pozostałe 120 powierzchni wykazywało mniejszą lub większą fluktuację w liczbie gatunków, i charakteryzowało się brakiem wyraźnego procesu kierunkowego.

Niezależnie od zachodzących kierunków zmian przez cały analizowany okres 20 lat utrzymuje się podobne zróżnicowanie makrogeograficzne bogactwa gatunkowego, zgodnie

z którym przeciętna liczba gatunków jest wyższa na wschodzie niż na zachodzie. Zależność ta jest istotna, choć stosunkowo słaba w sensie statystycznym.

Zupełnie inny charakter wykazywały **zmiany wskaźników różnorodności runa**. W sumie, w całym okresie obserwacyjnym łącznie różnorodność gatunkowa spadła wyraźnie (o ponad jedną jednostkę) na 31 powierzchniach, a wzrosła o ponad jedną jednostkę na 20 powierzchniach. Dla różnorodności form życiowych liczebności powierzchni wynoszą odpowiednio 12 i 9, a dla różnorodności syntaksonomicznej – 18 i 17.

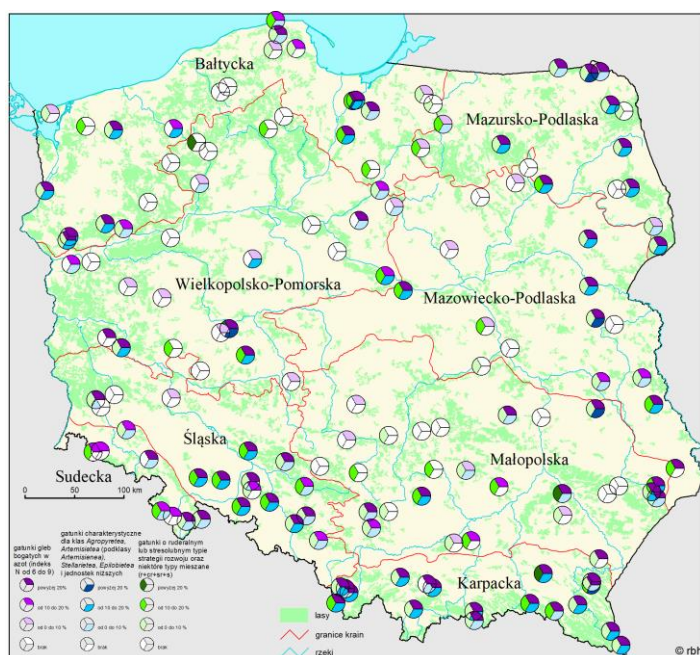
Trendy spadku różnorodności gatunkowej wystąpiły na 6 powierzchniach przez wszystkie 4 okresy pomiarowe i na 44 powierzchniach przez kolejne 3 okresy pomiarowe. Dla różnorodności form życiowych liczba powierzchni o różnym charakterze trendu spadkowego wynosi odpowiednio 5 i 20, podczas gdy dla różnorodności syntaksonomicznej – 0 i 38. Słabiej były reprezentowane trwałe tendencje wzrostowe. Jedynie na dwóch powierzchniach występował trwały, przez 4 okresy, wzrost różnorodności form życiowych, natomiast na trzech powierzchniach wystąpił wzrost różnorodności syntaksonomicznej, ale tylko przez trzy kolejne okresy obserwacyjne. Warto przy tym podkreślić, że zmiany poszczególnych kategorii różnorodności były w znacznym stopniu niezależne. Jedynie na 5 powierzchniach dominowały te same tendencje w odniesieniu do trzech kategorii gatunków, a na 24 powierzchniach – do dwóch kategorii różnorodności. Nie ma przy tym istotnych różnic co do rozkładu tendencji dynamicznych między poszczególnymi krainami przyrodniczo-leśnymi ani pomiędzy zbiorowiskami z różnych klas fitosocjologicznych.

Poziom antropogenicznego odkształcenia runa

Poziom antropogenicznego odkształcenia runa został wyrażony za pomocą trzech wskaźników: (a) obecności gatunków związanych z wysoką zawartością azotu, (b) obecności gatunków charakterystycznych dla zbiorowisk ruderalnych, (c) obecności gatunków o tzw. ruderalnej strategii rozwoju (ryc. 22). Biorąc pod uwagę, że jedynie kilka powierzchni reprezentuje zbiorowiska w sposób naturalny związane ze stosunkowo wysoką zawartością azotu (np. niektóre postaci grądów i buczyn) można przyjąć, że udział poszczególnych grup gatunków dobrze odzwierciedla różne aspekty odkształceń antropogenicznych runa.

Jedynie 23 powierzchnie charakteryzują się brakiem gatunków z wymienionych grup, co świadczy o bardzo niskim poziomie pośrednich i bezpośrednich oddziaływań antropogenicznych. Są to przede wszystkim ubogie bory sosnowe *Leucobryo-Pinetum* (16

powierzchni) oraz niektóre płaty *Peucedano-Pinetum*, *Querco-Pinetum* i *Fago-Quercetum*. Na 3 powierzchniach żadna z grup nie charakteryzuje się łącznym udziałem w licznie gatunków wyższym niż 5%, na 12 powierzchniach dwie grupy gatunków (z trzech analizowanych) charakteryzują się udziałem niższym niż 5% a trzecia – niższym od 10%. Jedenaście powierzchni jest stosunkowo bogatych w gatunki świadczące o presji antropogenicznej, gdyż udział co najmniej dwóch grup gatunków przekracza 20% w ogólnej liczbie gatunków.



Rycina 22. Ocena stopnia antropogenicznego odkształcenia runa (na podstawie liczby gatunków z poszczególnych grup)

skład gatunkowy wyraźnie przekształcony antropo-genicznie, gdyż co najmniej dwie grupy gatunków (z trzech analizowanych) charakteryzują się pokryciem powyżej 20%. Należy przy tym podkreślić, że powierzchnie o najwyższym udziale gatunków azotolubnych, związanych ze zbiorowiskami ruderalnymi oraz o ruderalnej strategii rozwoju, obejmują przede wszystkim zbiorowiska z klasy *Querco-Fagetea*, natomiast co najmniej w 5 przypadkach dotyczy to borów mieszanych *Querco-Pinetum*.

Zmiany stopnia synantropizacji runa

Zmiany stopnia synantropizacji runa obserwuje się zarówno w odniesieniu do liczby gatunków, jak i do ich pokrywania, przy czym zmiany w pokrywaniu są znacznie silniej wyrażone.

Tempo i natężenie zmian synantropizacji runa nie było równomierne. Jedynie na niewielkiej liczbie powierzchni kierunki zmian w czterech pięcioleciach były takie same. Biorąc pod uwagę liczby gatunków dotyczy to 2 powierzchni ze stałą tendencją wzrostową

Nieco inny obraz rysuje się na podstawie analizy bazującej na udziale określonych gatunków w ogólnym pokrywaniu. W takim ujęciu aż 47 powierzchni charakteryzuje się udziałem każdej z analizowanych grup niższym niż 5%, na 3 powierzchniach pokrycie dwóch grup nie przekracza 5% ogólnego pokrycia, a trzeciej grupy – jest niższa od 10%. Natomiast 20 powierzchni ma

w przypadku udziału gatunków (a) azotolubnych; 5 powierzchni w przypadku gatunków (b) właściwych dla siedlisk ruderalnych i zaburzonych (jedna ze spadkiem i 4 ze wzrostem) oraz 1 powierzchni ze stałą tendencją spadkową w przypadku gatunków (c) z ruderalną i stresolubną strategią rozwoju. Nieco więcej powierzchni charakteryzowało się stałą tendencją przez trzy okresy (w latach 1998–2013 lub 2003–2019). W przypadku gatunków (a) azotolubnych dotyczyło to 9 powierzchni ze spadkiem i ośmiu ze wzrostem. W przypadku gatunków (b) właściwych dla siedlisk ruderalnych i zaburzonych – 4 powierzchnie ze spadkiem i 7 ze wzrostem. Natomiast w przypadku gatunków (c) z ruderalną i stresolubną strategią rozwoju na 8 powierzchniach występował spadek przez trzy kolejne okresy, a na 4 wzrost.

Biorąc pod uwagę pokrywanie gatunków z odpowiednich grup, sytuacja wygląda nieco inaczej: stały, przez cztery okresy, kierunek zmian występował na 6 powierzchniach w przypadku udziału gatunków (a) azotolubnych, w tym 5 z tendencją spadkową i 1 ze wzrostową; na 7 powierzchniach w przypadku gatunków (b) właściwych dla siedlisk ruderalnych i zaburzonych (5 ze spadkiem i 2 ze wzrostem) oraz na 4 powierzchniach w przypadku gatunków (c) z ruderalną strategią rozwoju (1 ze spadkiem i 3 ze wzrostem). Nieco więcej powierzchni charakteryzowało się stałą tendencją przez trzy okresy (w latach 1998–2013 lub 2003–2019). W przypadku gatunków (a) azotolubnych dotyczyło to 13 powierzchni ze spadkiem i 6 ze wzrostem. W przypadku gatunków (b) właściwych dla siedlisk ruderalnych i zaburzonych – 15 powierzchni ze spadkiem i 2 ze wzrostem. Natomiast w przypadku gatunków (c) z ruderalną i stresolubną strategią rozwoju na 13 powierzchniach występował spadek przez trzy kolejne okresy, a na 6 wzrost. Pozostałe powierzchnie charakteryzowały się fluktuacyjnymi zmianami, tzn. ten sam kierunek zmian utrzymywał się maksymalnie w ciągu dwóch okresów.

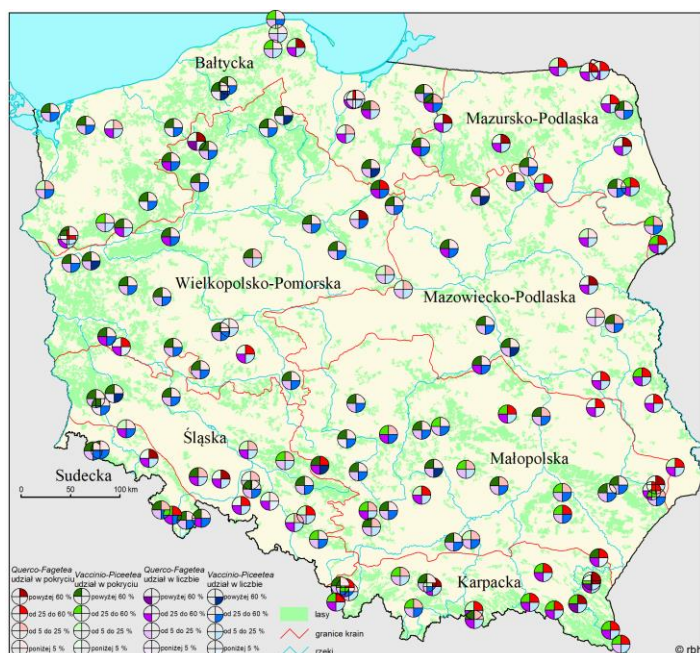
Biorąc pod uwagę niewielką liczbę powierzchni, na których utrzymały się te same kierunki zmian przez cztery lub trzy analizowane okresy, nie można stwierdzić różnic międzyregionalnych. Nie obserwuje się również zróżnicowania między zbiorowiskami należącymi do różnych klas fitosocjologicznych. Zmiany wyżej omówionych, poszczególnych aspektów synantropizacji, nie były ze sobą skorelowane w sposób istotny statystycznie.

Główne formy życiowe gatunków runa

Pośród wielu form życiowych gatunków roślin w runie powierzchni monitoringowych przeważają zdrewniałe chamefity (półkrzewy i krzewinki), hemikryptofity, czyli rośliny, których organy zimujące leżą na powierzchni ziemi, oraz

geofity, czyli rośliny z organami zimującymi ukrytymi w ziemi, często zaopatrzonymi w materiały zapasowe. Związek między dominacją określonej formy życiowej a typem lasu jest wyraźny. Zdrewniałe chamefity dominują w obrębie borów świeżych i, częściowo, borów mieszanych, geofity są silniej związane z grądami i żyznymi buczynami, a na większości pozostałych powierzchni dominują hemikryptofity.

Udział gatunków grądowych i borowych



Rycina 23. Udział gatunków charakterystycznych klas *Quercus-Fagetum* i *Vaccinio-Piceetea* w runie

Proporcje między udziałem w liczbie i udziałem w pokryciu gatunków charakterystycznych dla klas *Quercus-Fagetum* (gatunki grądowe) i *Vaccinio-Piceetea* (gatunki borowe) są bardzo zróżnicowane (ryc. 23). Na ośmiu powierzchniach brakuje gatunków charakterystycznych dla zbiorowisk z klasy *Quercus-Fagetum*, natomiast na kolejnych czterech nie występują gatunki charakterystyczne dla

zbiorowisk z klasy *Vaccinio-Piceetea*. Na pozostałych 136 powierzchniach obie grupy gatunków są reprezentowane. Jest rzeczą oczywistą, że w borach świeżych udział gatunków charakterystycznych dla klasy *Vaccinio-Piceetea* wielokrotnie przewyższa udział gatunków związanych z klasą *Quercus-Fagetum*.

W porównaniu z okresami poprzednimi wzrosła liczba powierzchni, na których brakuje jednej z wymienionych grup gatunków. Jest to nie tyle wynikiem procesów regeneracji, ile przeciwnie – konsekwencją zmian destrukcyjnych i degeneracyjnych, związanych ze zniszczeniem drzewostanu w wyniku klęsk żywiołowych.

Gatunki chronione

Na SPO II rzędu nie występują gatunki, których ochrona jest niezbędna na podstawie dyrektywy siedliskowej. W 2019 r. stosunkowo obficie reprezentowane były taksony podlegające ochronie gatunkowej na mocy rozporządzenia z 2014 r. (bez grzybów i porostów): napotkano 4 gatunki roślin naczyniowych i 3 gatunki mszaków objętych

ochroną całkowitą oraz 21 gatunków roślin naczyniowych i 24 gatunki mszaków podlegających ochronie częściowej (tab. 7).

Tabela 7. Liczba wystąpień gatunków prawnie chronionych na SPO II rzędu

Rodzaj ochrony	Grupa gatunków	Gatunki	Liczba wystąpień
Ochrona ścisła	warstwy krzewów i runa	<i>Polystichyum aculeatum</i>	1
		<i>Goodyera repens, Lilium martagon</i>	3
		<i>Sorbus intermedia</i>	5
	mchy	<i>Geocalyx graveolens, Ulota phyllantha</i>	1
		<i>Dicranum undulatum</i>	5
Ochrona częściowa	warstwy krzewów i runa	<i>Aruncus sylvestris, Carex arenaria, Digitalis grandiflora, Galanthus nivalis, Huperzia selago, Listera ovata, Melittis melissophyllum, Moneses uniflora, Neottia nidus-avis, Pyrola minor, Pyrola rotundifolia</i>	1
		<i>Daphne mezereum, Blechnum spicant, Epipactis atrorubens, Lycopodium clavatum, Platanthera bifolia</i>	2
		<i>Galium rotundifolium, Epipactis helleborine</i>	3
		<i>Chimaphila umbellata</i>	4
		<i>Lycopodium annotinum</i>	5
		<i>Gentiana asclepiadea</i>	6
	mchy	<i>Amblystegium radicale, Leucobryum juniperoideum, Nowellia curvifolia, Sphagnum capillifolium, Thuidium recognitum, Ulota bruchii</i>	1
		<i>Bazzania trilobata, Polytrichum commune, Ptilidium ciliare, Sphagnum girgensohnii, Ulota crispa</i>	2
		<i>Aulacomnium palustre, Plagiochila asplenoides</i>	3
		<i>Homalia trichomanoides</i>	4
		<i>Thuidium tamariscinum</i>	5
		<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	7
		<i>Eurhynchium angustirete</i>	12
		<i>Leucobryum glaucum</i>	17
		<i>Ptilium crista-castrensis</i>	20
		<i>Pseudoscleropodium purum</i>	35
		<i>Hylocomium splendens</i>	49
		<i>Dicranum polysetum</i>	55
		<i>Dicranum scoparium</i>	69
		<i>Pleurozium schreberi</i>	93

Liczebność omawianych gatunków na poszczególnych powierzchniach jest stosunkowo mało zmienna. Gatunki pod ochroną ścisłą występują na 19 powierzchniach, przy czym na 7 są reprezentowane jedynie przez mszaki, a na 12 jedynie przez rośliny naczyniowe. Gatunki pod ochroną częściową są znacznie pospolitsze i występują na 126 powierzchniach, przy czym jedynie w 35 przypadkach obecne jest 5 lub więcej gatunków w płacie.

W ujęciu ogólnym, bez podziału na gatunki pod ochroną ścisłą bądź częściową, na 19 powierzchniach nie występuje żaden z gatunków chronionych, na 49 powierzchniach występują jeden lub dwa gatunki, a jedynie na 7 powierzchniach występuje od 7 do 11 gatunków.

Tu należy podkreślić, że w porównaniu do obserwacji z roku 2013 (Solon 2014) zmiany liczby i rozmieszczenia gatunków chronionych na powierzchniach wynikają w pierwszym rzędzie ze zmian w przepisach prawnych. Takie gatunki, jak np. *Gentiana asclepiadea*, *Chimaphila umbellata*, *Lycopodium annotinum*, *Lycopodium clavatum*, należące w roku 2013 do najczęściej występujących gatunków pod ochroną ścisłą, są obecnie tylko pod ochroną częściową, a takie gatunki, jak: *Frangula alnus*, *Convallaria majalis*, *Galium odoratum* i *Viburnum opulus*, będące wcześniej pod ochroną częściową, obecnie nie są chronione.

Stale powierzchnie obserwacyjne reprezentują różne zbiorowiska roślinne, należące do trzech klas: zbiorowiska borowe *Vaccinio-Piceetea* (79 powierzchni), zbiorowiska lasowe *Quercio-Fagetea* (59 powierzchni) oraz zbiorowiska *Quercetea roboris-petreae* (10 powierzchni).

Na 44 powierzchniach w okresie 1998–2019 zmieniła się identyfikacja fitosocjologiczna zbiorowiska roślinnego, co – niezależnie od szczegółowych przyczyn – świadczy o zmianach składu gatunkowego i zachodzeniu procesów regeneracji/degeneracji w wymiarze lokalnym.

W 2019 r. na 148 powierzchniach zanotowano we wszystkich warstwach łącznie obecność 553 gatunków (wliczając porosty). W warstwie drzew wystąpiło 30 gatunków, a w warstwie krzewów 63 gatunki. W obrębie roślin naczyniowych runa zarejestrowano wystąpienie 331 gatunków, a w warstwie mchów i porostów – 207 gatunków.

Stwierdzono wzrost bogactwa gatunkowego oraz różnorodności w obrębie runa w kierunku z zachodu na wschód oraz – słabiej zarysowana tendencja – z północy na południe.

Odnotowano zróżnicowany poziom oddziaływań antropogenicznych na analizowanych powierzchniach. Jedynie 23 powierzchnie (głównie ubogie bory sosnowe *Leucobryo-Pinetum*) można uznać za słabo przekształcone i mało narażone na antropogeniczne oddziaływania o charakterze degradacyjnym, natomiast 20 powierzchni ma skład gatunkowy wyraźnie zakłócony, z dużym udziałem gatunków o charakterze ruderalnym.

Powierzchnie są relatywnie ubogie w rzadkie i chronione gatunki roślin naczyniowych.

9. OCENA WPLYWU EUTROFIZACJI I ZAKWASZENIA NA WYSTĘPOWANIE POROSTÓW I MSZAKÓW – MARTIN KUKWA

Zarówno porosty, jak i mszaki są organizmami, które pełnią rolę wskaźników zmian środowiska zachodzących w wyniku naturalnych procesów lub działalności człowieka, powodującej m.in. zmiany klimatyczne, eutrofizację (depozycja związków

azotu m.in. w wyniku masowych hodowli zwierząt) czy zakwaszenie (np. opad tlenków siarki) (Barkman 1969, Czyżewska 1976, Fałtynowicz 1995, Klama 1995, Żarnowiec 1995, van Herk i in. 2003, van Herk 2009, Żółkoś i in. 2013, Łubek i in. 2018 i literatura tam cytowana).

Celem niniejszego opracowania było sprawdzenie, czy wieloletni monitoring i notowanie porostów i mszaków na stałych powierzchniach może wykazać obecność dwóch procesów, eutrofizacji i zakwaszenia. Materiał wyjściowy stanowiła baza danych z notowaniami porostów i mszaków ze 148 powierzchni SPO II rzędu w latach 1998–2019.

Badania wykazały obecność na powierzchniach łącznie 119 gatunków porostów. Najliczniej reprezentowane były gatunki o szerokiej amplitudzie ekologicznej, występujące na wielu siedliskach zarówno leśnych, jak i poza terenami leśnymi. Jedynie 34 gatunki porostów były charakterystyczne dla lasów. Stwierdzono również występowanie 88 gatunków i odmian mchów. 11 taksonów występujących na największej liczbie powierzchni to mchy runa leśnego oraz występujące na korze drzew i martwym drewnie. Ponadto zarejestrowano obecność 17 gatunków wątrobowców. Najliczniej reprezentowane były gatunki występujące zazwyczaj na martwym drewnie.

Eutrofizacja

Na badanych powierzchniach stwierdzono tylko 9 naziemnych gatunków porostów, oraz 4 gatunki epifityczne związane z siedliskami żyznymi, które mogłyby wskazywać na eutrofizację. Gatunki naziemne to: *Amandinea punctata*, *Bacidina sulphurella*, *Cliostomum griffithi*, *Lecania cyrtella*, *Lecania naegelii*, *Lecanora hageni*, *Parmelina tiliacea*, *Physcia adsendens*, *Xanthoria parietina*. Wszystkie gatunki były notowane z niewielkim udziałem. Spośród nich więcej niż raz stwierdzono tylko *Lecania cyrtella* (5 razy na 3 powierzchniach, ostatni raz w 2013 roku), *Lecanora hageni* (2 razy na jednej powierzchni, ostatni raz w 2003 roku) i *Xanthoria parietina* (na dwóch powierzchniach, obydwa razy w 2019 roku). Gatunki epifityczne to: *Parmelia sulcata*, *Scoliciosporum chloroocum* *Micarea denigrata* i *Pertusaria coccodes* (dwa ostatnie gatunki notowane rzadko). Na powierzchniach zanikają naziemne gatunki porostów związane z siedliskami ubogimi, m.in. *Cladonia* spp. Zazwyczaj dochodziło do tego przy zwiększaniu się udziału mszaków, co związane jest z powszechnym zjawiskiem wypierania porostów przez silniejsze konkurencyjnie mszaki.

Zakwaszenie

Na podstawie analizy składu gatunkowego porostów i mszaków, ich udziału i zmian w czasie zostało wykazane, że na badanych powierzchniach nie stwierdzono zakwaszenia. Wiele gatunków posiada taki sam lub bardzo zbliżony udział w ciągu całego okresu badań, niektóre gatunki się wycofały. Tylko w wyjątkowych przypadkach zauważono zwiększenie udziału gatunków kwasolubnych, co było związane głównie ze zmianami w fitocenozach.

Analiza wyników oceny występowania porostów i mszaków na SPO II rzędu wykazała, że w ciągu całego okresu badawczego (lata 1998-2019) podstawowy skład bioty porostów, mchów i wątrobowców stanowią gatunki leśne. Rzadka obecność, a najczęściej brak gatunków związanych z siedliskami zeutrofizowanymi czy silnie zakwaszonymi oznacza, że te dwa procesy (eutrofizacja i zakwaszenie) nie wpływają w widoczny sposób na kształtowanie bioty tych organizmów na badanych powierzchniach.

10. CHARAKTERYSTYKA ODNOWIENIA NATURALNEGO – JADWIGA MALACHOWSKA

W 2019 roku przeprowadzono kolejną ocenę występowania odnowienia naturalnego na 148 SPO II rzędu. Jest to już piąty cykl badań tego komponentu szaty roślinnej. Wcześniejsze obserwacje były prowadzone w latach: 1998/1999, 2003, 2008 i 2013. Oceniano skład gatunkowy, ilościowość, wiek oraz żywotność poszczególnych kategorii odnowienia naturalnego (nalotu, młodszego podrostu i starszego podrostu) oraz podsadzenia. Analizę zmian w poszczególnych kategoriach odnowienia naturalnego przeprowadzono w układzie gatunku panującego w drzewostanie.

Gatunki drzew występujących w odnowieniu naturalnym pogrupowano zgodnie z systematyką botaniczną.

W kolejnych latach badań (1998/99, 2003, 2008, 2013 i 2019) odnowienie naturalne w postaci nalotu notowano na 93% do 98% monitorowanych powierzchni, młodszego podrostu – na 67% do 82% powierzchni, starszego podrostu – na 53% do 77% powierzchni, a podsadzeń – na 9% do 20% powierzchni. W miarę upływu czasu w kolejnych cyklach badań udział powierzchni z nalotem, młodszym podrostem i starszym podrostem wzrastał, natomiast udział powierzchni z podsadzeniami malał.

W 2019 r. na monitorowanych powierzchniach zanotowano ogółem 14 grup gatunków drzewiastych **w warstwie nalotu**. Na największej liczbie powierzchni (113) występował dąb, dość często były obecne brzoza, sosna, świerk, buk i klon (na co najmniej 30 powierzchniach), rzadko występowały grab, jodła, lipa, jesion i osika (od 14 do 27 powierzchni), sporadycznie pojawiały się – wiąz, modrzew i olsza (tab. 8).

Średnia ilościowość nalogu wahała się od 0,1 dla modrzewia do 0,5 dla olszy. Średni wiek nalogu (liczony w latach) zawierał się w przedziale od 2,5 dla sosny do 5,0 dla olszy. Wskaźnik żywotności wahał się od 2,1 dla osiki i jesionu (najwyższa żywotność); poprzez 2,2–2,4 dla modrzewia, sosny, brzozy, jodły, klonu, buka; 2,5 dla grabu i świerka; 2,6–2,8 dla lipy, dębu i wiązu do 3,0 dla olszy (najniższa żywotność).

W **młodszym podroście** w 2019 r. zanotowano ogółem na powierzchniach 14 grup gatunków drzewiastych. Na największej liczbie powierzchni (71) występował dąb, dość często były obecne brzoza, świerk, buk, klon i grab (od 24 do 51 powierzchni), rzadko występowały sosna, jodła, lipa i osika (od 12 do 17 powierzchni), sporadycznie pojawiały się – wiąz, jesion, olsza i modrzew (tab. 8).

Tabela 8. Średnie wartości parametrów odnowienia naturalnego na SPO II rz. w 2019 r.

Grupy gatunków drzew	Nalot				Młodszy podrost				Starszy podrost			
	Liczba powierzchni	Ilość	Wiek	Żywotność	Liczba powierzchni	Liczba	Wiek	Żywotność	Liczba powierzchni	Liczba	Wiek	Żywotność
Sosna	56	0,2	2,5	2,3	13	9,1	8,9	3,0	7	2,1	17,9	2,6
Świerk	37	0,4	4,7	2,5	35	38,9	12,0	2,9	39	24,3	19,7	2,7
Jodła	20	0,4	4,9	2,3	17	11,0	12,4	2,7	15	26,3	18,2	2,3
Modrzew	5	0,1	3,6	2,2	3	1,3	10,8	2,3	2	14,0	9,1	1,7
Buk	42	0,3	4,3	2,4	39	29,5	10,5	2,7	43	18,5	17,8	2,2
Dąb	113	0,3	3,9	2,7	71	12,8	11,2	3,2	60	10,1	18,9	2,8
Brzoza	61	0,3	3,3	2,3	51	8,5	7,7	2,7	43	9,5	14,8	2,3
Olsza	1	0,5	5,0	3,0	2	1,5	13,5	3,0	0	-	-	-
Grab	27	0,2	3,5	2,5	24	17,4	8,8	2,8	19	22,1	16,2	2,4
Jesion	14	0,2	3,6	2,1	6	32,0	7,6	2,4	5	3,6	9,4	1,6
Klon	31	0,2	3,0	2,4	26	16,7	7,1	2,7	19	14,9	14,0	2,2
Lipa	15	0,3	4,0	2,6	14	6,9	9,0	2,7	11	7,8	16,6	2,5
Wiąz	9	0,2	4,4	2,8	9	14,2	6,4	2,5	6	18,5	16,3	2,7
Osika	14	0,2	3,0	2,1	12	4,4	5,2	2,3	4	1,8	9,8	2,3

Najwyższą średnią liczebnością (38,9 sztuk/powierzchnię) w młodszym podroście charakteryzował się świerk, wysoką – buk i jesion (29,5 i 32 szt.), nielicznie pojawiały się grab, klon, wiąz, dąb i jodła (od 11,0 do 17,4 szt.), sporadycznie – pozostałe gatunki. Średni wiek młodszego podrostu (liczony w latach) zawierał się w przedziale od 5,2 dla sosny do 13,5 dla olszy. Wskaźnik żywotności wahał się od 2,3 dla osiki i modrzewia (najwyższa żywotność); poprzez 2,4–2,7 dla brzozy, jodły, klonu, buka, jesionu, lipy i wiązu; 2,8-2,9 dla grabu i świerka; 3,0 dla sosny i olszy do 3,2 dla dębu (najniższa żywotność).

W **starszym podroście** w 2019 r. zanotowano ogółem na powierzchniach 13 grup gatunków drzewiastych. Na największej liczbie powierzchni (60) występował dąb, dość często były obecne buk, brzoza i świerk (od 39 do 43 powierzchni), rzadko występowały grab, klon, jodła i lipa (od 11 do 19 powierzchni), sporadycznie pojawiały się – sosna, wiąz, jesion, osika, i modrzew (tab. 8).

Najwyższą średnią liczebnością (26,3 sztuk/powierzchnię) w starszym podroście charakteryzowała się jodła, wysoką – świerk, grab, buk i wiąz (od 18,5 do 24,3 szt.), nielicznie pojawiały się modrzew, dąb i klon (od 10,1 do 14,9 szt.), sporadycznie – brzoza, lipa, jesion, sosna i osika. Średni wiek starszego podrostu (liczony w latach) zawierał się w przedziale od 9,1 dla modrzewia do 19,7 dla świerka. Wskaźnik żywotności wahał się od 1,6 dla jesionu (najwyższa żywotność); poprzez 1,7 dla modrzewia; 2,2-2,4 dla jodły, brzozy, buka, grabu, klonu, i osiki; 2,5-2,7 dla sosny, świerka, lipy i wiazu; do 2,8 dla dębu (najniższa żywotność).

Podsadzenia nie zaliczają się do odnowienia naturalnego, ale charakteryzują ogólne warunki odnowienia drzewostanów. W 2019 r. w podsadzeniach zanotowano ogółem na powierzchniach 6 grup gatunków drzewiastych. Na 5 powierzchniach występowały dąb i jodła, na 4 – buk, na 3 – świerk, na pojedynczych – sosna i lipa.

Najwyższą średnią liczebnością (42,4 sztuk/powierzchnię) w podsadzeniach charakteryzował się dąb, wysoką – świerk (23,3 szt.), sporadycznie pojawiały się – jodła, buk, sosna i lipa. Średni wiek podsadzeń (liczony w latach) zawierał się w przedziale od 9,6 dla jodły do 28,0 dla sosny. Wskaźnik żywotności wahał się od 2,2 dla jodły (najwyższa żywotność) do 3,4 dla dębu (najniższa żywotność).

W 2019 r. na monitorowanych powierzchniach w warstwie nalotu na największej liczbie powierzchni (113) występował dąb, często były obecne brzoza, sosna, świerk, buk i klon (na ponad 30 powierzchniach). Średni wiek nalotu (liczony w latach) zawierał się w przedziale od 2,5 dla sosny do 5,0 dla olszy. Wskaźnik żywotności wahał się od 2,1 dla osiki i jesionu do 3,0 dla olszy.

W młodszym podroście na największej liczbie powierzchni (71) występował dąb, często były obecne brzoza, świerk, buk, klon i grab (na ponad 20 powierzchniach). Średni wiek młodszego podrostu zawierał się w przedziale od 5,2 dla sosny do 13,5 dla olszy. Wskaźnik żywotności wahał się od 2,3 dla osiki i modrzewia do 3,2 dla dębu.

W starszym podroście na największej liczbie powierzchni (60) występował dąb, często były obecne buk, brzoza i świerk (na ponad 35 powierzchniach). Średni wiek starszego podrostu zawierał się w przedziale od 9,1 dla modrzewia do 19,7 dla świerka. Wskaźnik żywotności wahał się od 1,6 dla jesionu i modrzewia do 2,8 dla dębu.

CZEŚĆ IV. BADANIA NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH MONITORINGU INTENSYWNEGO

W programie monitoringu lasu od 2009 r. funkcjonuje 12 stałych powierzchni obserwacyjnych monitoringu intensywnego (SPO MI), wybranych spośród SPO II rzędu. SPO MI zlokalizowane są w siedmiu krainach przyrodniczo-leśnych: Bałtyckiej (Nadleśnictwo Gdańsk), Mazursko-Podlaskiej (nadleśnictwa: Suwałki, Strzałowo, Białowieża), Wielkopolsko-Pomorskiej (nadleśnictwa: Krucz i Krotoszyn), Mazowiecko-Podlaskiej (nadleśnictwa: Łąck i Chojnów), Śląskiej (Nadleśnictwo Zawadzkie), Sudeckiej (Nadleśnictwo Szklarska Poręba) oraz Karpackiej (nadleśnictwa: Piwniczna i Bircza).

Na pięciu powierzchniach gatunkiem panującym w drzewostanie jest sosna (Strzałowo, Białowieża, Krucz, Chojnów, Zawadzkie), na trzech – świerk (Suwałki, Szklarska Poręba, Piwniczna), na dwóch – dąb (Łąck, Krotoszyn) oraz na dwóch – buk (Gdańsk, Bircza).

Na SPO MI od 2009 r. prowadzone są pomiary depozytu całkowitego, jakości powietrza metodą pasywną, opadów podkoronowych i roztworów glebowych. W pobliżu tych powierzchni uruchomiono również automatyczne stacje pomiarowe, w sposób ciągły rejestrujące parametry meteorologiczne.

11. DYNAMIKA PARAMETRÓW METEOROLOGICZNYCH W 2019 R. – LESZEK KLUZIŃSKI

Temperatura powietrza (średnia roczna ze wszystkich stacji na SPO MI) wyniosła +9,3°C i była o 0,8 °C wyższa niż w 2018 r. Najzimniejszym miesiącem był styczeń (-2,8°C), najcieplejszym – czerwiec (+20,3°C). Najbardziej wyrównanym pod względem temperatur był październik, maksymalna różnica średnich temperatur między stacjami wyniosła 3,6°C, największe zróżnicowanie wystąpiło w maju – różnica wyniosła 6,5°C.

Roczne sumy opadów wynosiły od 458,1 mm w Łącku do 1219,8 mm na stacji w Szklarskiej Porębie. Większość opadów (59,3%) przypadała na okres letni. Stosunek sumy opadów z okresu letniego do sumy opadów z całego roku wahał się od 35,8% w Szklarskiej Porębie do 69,1% w Strzałowie. Przeciętny miesięczny opad na stację wynosił 54,4 mm i był o prawie 5 mm wyższy niż w roku 2018. W sezonie wegetacyjnym było to 59,3 mm/m-c, w pozostałym okresie 49,6 mm/m-c. Najbardziej obfity w opady był maj, wówczas średnio na stację spadło 100,4 mm. Najmniej opadów zarejestrowano w kwietniu – średnio 23,7 mm. Poniżej 10 mm miesięcznie opadu spadło w kwietniu w Białowieży,

Łącku, Kruczu, Strzałowie i w Suwałkach; w czerwcu w Krotoszynie i w Kruczu, w październiku w Białowieży i w listopadzie w Łącku. W sezonie wegetacyjnym 2019 ponad dwutygodniowe okresy bez opadów wystąpiły trzykrotnie w Białowieży, Kruczu i Krotoszynie, dwukrotnie w Łącku i Szklarskiej Porębie oraz jednokrotnie w Strzałowie i Piwnicznej.

Tabela 9. Średnie wartości miesięczne temperatury powietrza, wilgotności, promieniowania oraz sumy opadów z 12 stacji meteorologicznych łącznie na SPO MI w 2019 r.

Miesiąc	Temp. +2 m [°C]	Wilgotność +2 m [%]	Promieniowanie [W/m ²]	Suma opadów [mm]
I	-2,8	92,4	8,9	66,9
II	1,6	86,5	34,5	30,2
III	4,5	79,9	73,6	49,9
IV	8,8	68,0	131,3	23,7
V	11,4	78,5	149,8	100,4
VI	20,3	72,2	209,2	41,8
VII	17,8	75,0	170,5	55,4
VIII	18,6	77,5	162,3	66,5
IX	13,4	84,7	92,2	67,8
X	10,1	89,3	49,9	46,4
XI	5,6	94,5	17,6	46,8
XII	2,1	93,1	9,5	57,5

Średnia wilgotność względna z całego roku wynosiła 82,6%, w sezonie wegetacyjnym było to 82,6%, w pozostałym okresie – 89,3%. Średnia roczna zawierała się w przedziale od 76,3% w Białowieży do 88,1% w Szklarskiej Porębie. Średnie miesięczne wartości tego parametru ze wszystkich stacji oscylowały od 68,0% w kwietniu do 94,5% w listopadzie (tab. 9).

Średnie promieniowanie całkowite z całego okresu pomiarowego zawierało się w przedziale od 44,2 W/m² na stacji w Piwnicznej do 118,6 W/m² w Białowieży. Miesiącem o najsilniejszym średnim promieniowaniu był czerwiec (209,2 W/m²),

zaś najmniejsze promieniowanie występowało w styczniu (8,9 W/m²) (tab. 9). Średnia dla okresu zimowego wyniosła 32,3 W/m², a dla sezonu wegetacyjnego 152,6 W/m².

Prędkość i kierunek wiatru. Pogodę z wiatrem notowano najrzadziej na stacji w Chojnowie (53% wszystkich pomiarów), a najczęściej na stacji w Piwnicznej (90%). Wiatry z kierunków zachodnich dominowały w Chojnowie, Krotoszynie, Zawadzkim i Szklarskiej Porębie; wiatry południowe – przeważały w Białowieży, Strzałowie, Szklarskiej Porębie i Birczy; wiatry wschodnie – w Łącku, a wiatry północne – w Suwałkach i Piwnicznej.

Najzimniejszym miesiącem roku był styczeń z temperaturą -2,8°C, najcieplejszym czerwiec (+20,3°C). Najniższa średnia miesięczna temperatura charakteryzowała styczeń w Szklarskiej Porębie (-5,8°C), a najwyższa – czerwiec w Krotoszynie (+22,1°C).

Przeciętny miesięczny opad na stację wynosił 54,4 mm. W sezonie wegetacyjnym było to 59,3 mm/m-c, zaś w pozostałym okresie 49,6 mm/m-c.

Roczne sumy opadów na stacjach meteorologicznych MI wynosiły od 458,1 mm w Łącku do 1219,8 mm w Szklarskiej Porębie. Sumy opadów okresu wegetacyjnego zawierały się w przedziale od 248,3 mm w Suwałkach do 548,9 mm w Piwnicznej.

Rok 2019 cechował się podobną do roku ubiegłego różnorodnością kierunków wiatrów. Częstość porywistych wiatrów była nieco wyższa niż w roku 2018.

12. POZIOM STĘŻENIA NO₂ I SO₂ W POWIETRZU NA TERENACH LEŚNYCH – ANNA KOWALSKA

W zakres badań jakości powietrza na SPO MI wchodzi oznaczenia stężeń głównych zanieczyszczeń gazowych: dwutlenku siarki i dwutlenku azotu metodą pasywną z użyciem próbników dyfuzyjnych typu Amaya, z trietanolaminą jako substancją aktywną (Krochmal i Kalina 1997a, 1997b).

12.1. Dwutlenek siarki

Niskie średnie roczne stężenia dwutlenku siarki (poniżej 1 $\mu\text{g m}^{-3}$) występowały, podobnie jak w latach ubiegłych, w nadleśnictwach zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce (Strzałowo, Białowieża, Suwałki). Również w Gdańsku, po niewielkim wzroście w roku 2018, stężenie SO₂ spadło ponownie poniżej 1 $\mu\text{g m}^{-3}$. W Szklarskiej Porębie, Chojnowie, Kruczu, Piwnicznej, Łącku i Krotoszynie stężenia mieściły się w zakresie od 1,2 do 1,4 $\mu\text{g m}^{-3}$. Istotnie wyższe niż w czterech wymienionych na początku nadleśnictwach średnie roczne stężenia notowano w nadleśnictwach Zawadzkie i Bircza, odpowiednio: 1,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ i 2,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ ($p \leq 0,05$, test Kruskala-Wallisa z wielokrotnym porównaniem średnich rang).

Niskie stężenia SO₂ w nadleśnictwach północnej i północno-wschodniej Polski wynikają m.in. z warunków demograficznych i stopnia uprzemysłowienia regionów. Województwa podlaskie i warmińsko-mazurskie mają najniższą w kraju gęstość zaludnienia oraz najniższą emisję gazowych zanieczyszczeń powietrza z zakładów szczególnie uciążliwych dla jakości powietrza (Rocznik Statystyczny Województw 2019), co znajduje odzwierciedlenie w jakości powietrza w lasach.

Średnie miesięczne stężenia SO₂ mieściły się w przedziale 0,3–4,2 $\mu\text{g m}^{-3}$. Rozkład stężeń w kolejnych miesiącach roku ztraca cechy charakterystyczne dla lat poprzednich, czyli różnice stężeń między okresem zimowym a letnim. W okresie zimowym podwyższone stężenia SO₂ występowały naprzemiennie z okresami stężeń niskich, zbliżonych wartościami do najcieplejszych miesięcy letnich.

W 2019 r. średnie roczne stężenia SO_2 stanowiły od 65% do 120% wartości notowanych w roku 2018. Spadki stężeń zanotowano na dziewięciu z dwunastu SPO MI.

Poziom dopuszczalny SO_2 w powietrzu określony Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. z dn. 18 września 2012, poz. 1031) dla roku kalendarzowego i pory zimowej (okres od 1 października do 31 marca) ze względu na ochronę roślin wynosi $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Średnie roczne stężenia SO_2 na badanych powierzchniach zawierały się w przedziale od $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ do $2,1 \mu\text{g m}^{-3}$, tj. od 4% do 10% wartości dopuszczalnej. W porze zimowej zakres stężeń wynosił od $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ do $2,7 \mu\text{g m}^{-3}$, tj. od 4% do 13% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

Podobnie jak w latach ubiegłych niskie średnie roczne stężenia SO_2 (poniżej $1 \mu\text{g m}^{-3}$) występowały w nadleśnictwach północno-wschodniej Polski (Strzałowo, Białowieża, Suwałki i Gdańsk), najwyższe ($2,1 \mu\text{g m}^{-3}$) – zanotowano w Birczy.

12.2. Dwutlenek azotu

Powierzchnie SPO MI istotnie różniły się pod względem stężeń NO_2 w powietrzu. Szereg istotnych różnic wystąpiło pomiędzy stężeniami NO_2 w grupie powierzchni o wysokim zanieczyszczeniu tlenkami azotu: Chojnowie, Łącku, Zawadzkiem i Krotoszynie (od $7,3$ do $10,7 \mu\text{g m}^{-3}$), a stężeniami na powierzchniach zlokalizowanych w rejonach północno-wschodnich (Strzałowo, Białowieża, Gdańsk, Suwałki) i w górach (Piwniczna, Bircza, Szklarska Poręba), gdzie zanieczyszczenia były niższe (od $3,3$ do $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$).

Wysoki poziom stężeń NO_2 na powierzchniach jest związany z ich lokalizacją w pobliżu źródeł zanieczyszczenia. Powierzchnia w Chojnowie jest zlokalizowana w odległości 20 km od aglomeracji warszawskiej; powierzchnia w Łącku – w odległości 5 km od Płocka, dużego ośrodka przemysłu rafineryjnego; powierzchnia w Zawadzkiem – na Górnym Śląsku, w rejonie o największej w skali kraju gęstości zaludnienia oraz wysokiej urbanizacji i uprzemysłowieniu, natomiast powierzchnia w Krotoszynie – w Wielkopolsce, regionie o najwyższym zużyciu mineralnych nawozów azotowych w przeliczeniu na hektar (Rocznik Statystyczny Rolnictwa GUS 2019).

Średnie miesięczne stężenia dwutlenku azotu wahały się w granicach od $1,6 \mu\text{g m}^{-3}$ do $16,0 \mu\text{g m}^{-3}$ i wykazywały wyraźną sezonowość. Na licznych powierzchniach obserwowano istotną ($p \leq 0,05$) ujemną zależność stężenia NO_2 i temperatury: ze spadkiem temperatury wzrastało średnie miesięczne stężenie NO_2 .

Najwyższe miesięczne stężenie NO_2 zanotowano w grudniu w Łącku ($16,0 \mu\text{g m}^{-3} \text{ m-c}^{-1}$), niewiele niższe w październiku w Łącku i Chojnowie oraz w listopadzie w Zawadzkiem ($15,1 - 15,2 \mu\text{g m}^{-3} \text{ m-c}^{-1}$). Stężenia niższe niż $3 \mu\text{g m}^{-3} \text{ m-c}^{-1}$ występowały w latem między kwietniem a wrześniem (z wyjątkiem lipca) w Strzałowie i Białowieży

(północno-wschodnia Polska) oraz między majem a wrześniem (z wyjątkiem kilku wyników) w Piwnicznej, Birczy i Szklarskiej Porębie (południowa Polska, rejony górskie).

W 2019 r. na wszystkich powierzchniach, z wyjątkiem Strzałowa, średnie roczne stężenia NO_2 były niższe i stanowiły od 76% do 98% (w Strzałowie 105%) wartości notowanych w 2018 r. Nadal jednak na wszystkich powierzchniach, z wyjątkiem Gdańska, średnie stężenia były wyższe niż w roku 2017.

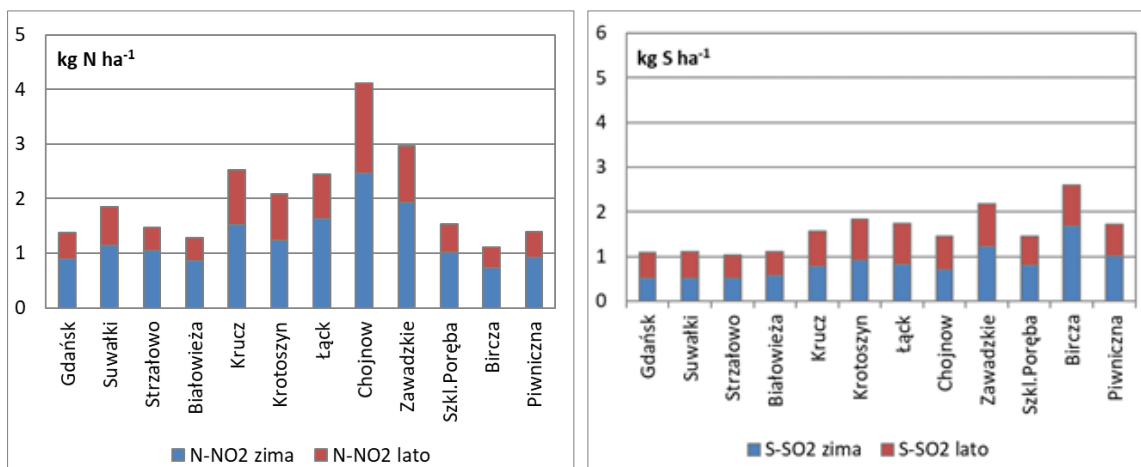
Dopuszczalny poziom tlenków azotu w powietrzu określony Rozporządzeniem Ministra Środowiska (Dz.U. z dn. 18 września 2012, poz. 1031) dla roku kalendarzowego ze względu na ochronę roślin wynosi $30 \mu\text{g m}^{-3}$. W 2019 r. średnie stężenia NO_2 wynosiły od $3,3 \mu\text{g m}^{-3}$ do $10,7 \mu\text{g m}^{-3}$, tj. odpowiednio od 11% do 36% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem, podobnie jak w przypadku dwutlenku siarki, stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

Podobnie jak w latach ubiegłych, wysokie średnie roczne stężenia NO_2 notowano w rejonach Polski centralnej (w Chojnowie i Łącku), na południu (w Zawadzkiem) oraz na zachodzie kraju (w Krotoszynie), odpowiednio: $10,7$, $8,5$, $7,7$ i $7,3 \mu\text{g m}^{-3}$. W pozostałych lokalizacjach średnie roczne stężenia NO_2 były niższe (od $3,3$ do $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$).

12.3. Depozycja gazowych związków siarki i azotu

Na podstawie średnich stężeń rocznych i sezonowych oszacowano ładunek N i S, jaki był deponowany na SPO MI w 2019 r. – zastosowano metody szacowania wg Thimonier i in. (2005) i Rihm (1996).

Gazowa depozycja siarki była najniższa (od $1,0$ do $1,1 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) w nadleśnictwach północno-wschodniej Polski (w Strzałowie, Białowieży, Suwałkach i Gdańsku). W centralnej części kraju (w Chojnowie) oraz w Sudetach (w Szklarskiej Porębie) wynosiła $1,5 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, w Wielkopolsce (w Kruczu i Krotoszynie) oraz w Łącku i w Piwnicznej – od $1,6$ do $1,8 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, w Zawadzkiem – $2,2 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, a w Birczy – $2,6 \text{ kg S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ (ryc. 24).



Rycina 24. Szacunkowy roczny depozyt azotu w formie NO_2 i siarki w formie SO_2 na powierzchniach monitoringu intensywnego w 2019 roku

Najmniejszą depozycję azotu (około $1,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) odnotowano w Birczy, w rejonie podkarpackim. Niskie ilości (od $1,3$ do $1,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) zostały zdeponowane w Białowieży, Gdańsku i Strzałowie (północna i północno-wschodnia część kraju), w Piwnicznej (Karpaty) oraz w Szklarskiej Porębie (Sudety). Pośrednie ilości (od $1,8$ do $2,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) otrzymały powierzchnie w Suwałkach, Krotoszynie, Łącku i Kruczu. Wysoką depozycję odnotowano w Zawadzkiem ($3,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$), a najwyższą – w Chojnowie ($4,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) (ryc. 24).

Na badanych powierzchniach od 59% do 72% depozycji azotu oraz od 47% do 64% depozycji siarki przypadało na okres zimowy.

Łączna depozycja siarki i azotu z atmosfery była niska w nadleśnictwach Polski północnej i północno-wschodniej: w Białowieży, Gdańsku, Strzałowie i Suwałkach ($2,4\text{--}3,0 \text{ kg N+S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). Powierzchnie zlokalizowane w górach i na pogórzu: w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Birczy wyróżniały się niewiele wyższymi wartościami sumarycznej depozycji ($3,0\text{--}3,7 \text{ kg N+S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). W Wielkopolsce (w Krotoszynie i Kruczu) oraz na Mazowszu (w Łącku) obciążenie sumarycznym ładunkiem zanieczyszczeń gazowych było pośrednie ($4,0\text{--}4,2 \text{ kg N+S ha}^{-1}$). Najbardziej obciążone zanieczyszczeniami z powietrza były powierzchnie w Chojnowie i Zawadzkiem, w 2019 r. depozycja wynosiła tam: $5,6$ i $5,2 \text{ kg N+S ha}^{-1}$.

Prognozy wskazują, że w Polsce centralnej, w rejonach o wysokiej depozycji gazowych zanieczyszczeń powietrza, zagrożenie dla ekosystemów ze strony SO_2 i NO_2 będzie się utrzymywać, nawet po wdrożeniu ustaleń zrewidowanego Protokołu z Göteborga (Slootweg i in. 2014).

13. WIELKOŚĆ DEPOZYTU WNOSZONEGO Z OPADAMI ATMOSFERYCZNYMI NA TERENACH LEŚNYCH – ANNA KOWALSKA

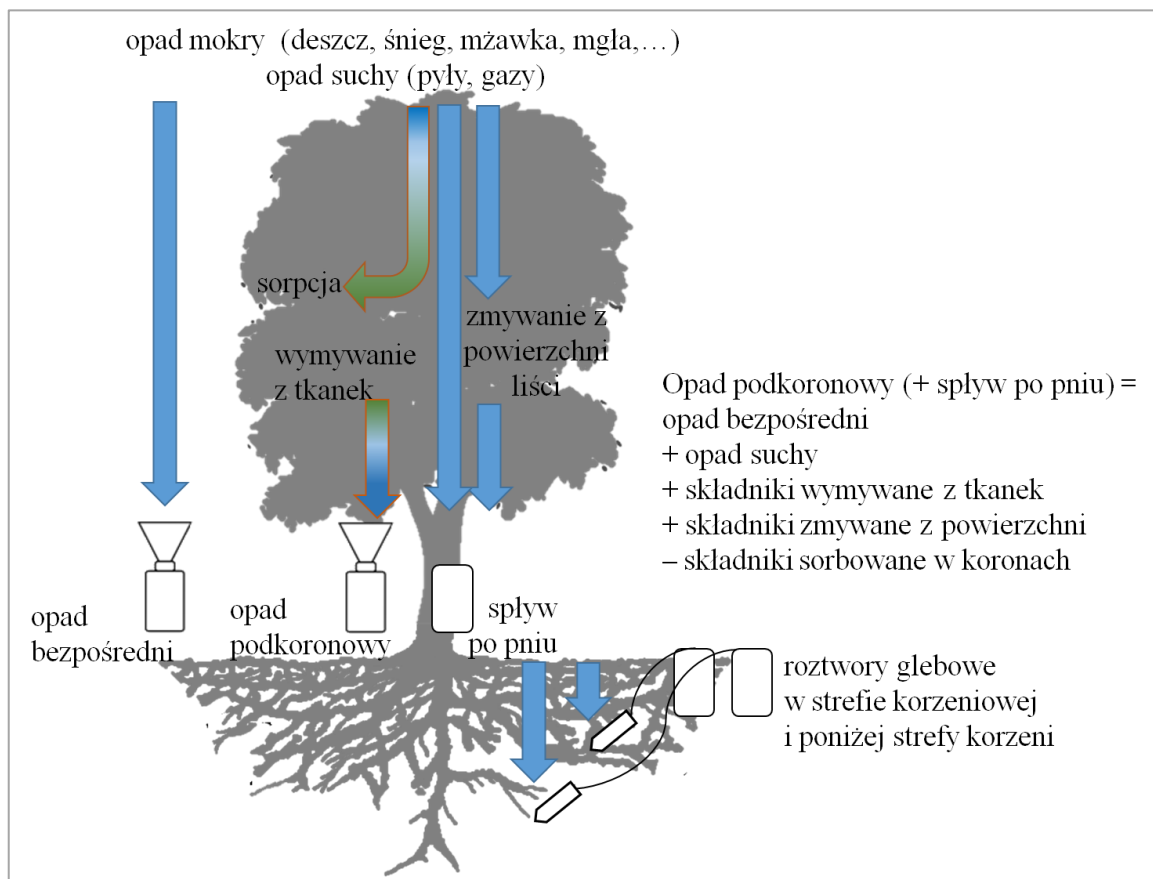
Badania składu chemicznego opadów na terenach leśnych Polski prowadzone są w ramach monitoringu intensywnego w dwunastu punktach pomiarowych, zlokalizowanych w pobliżu SPO MI poza zasięgiem koron drzew, z reguły w sąsiedztwie stacji meteorologicznych (ryc. 25).

13.1. Skład chemiczny opadów – przewodność i stężenia składników

Na skład chemiczny opadów wpływa szereg czynników, na które składają się m.in. bliskość źródeł zanieczyszczeń oraz ich rozprzestrzenianie, warunki meteorologiczne (wiek i kierunek mas powietrza, temperatura, wiatr) oraz warunki topograficzne.

Cechą charakteryzującą chemizm opadów jest przewodność elektrolityczna właściwa (EC), będąca pośrednio miarą ogólnej zawartości zdysocjowanych soli. W 2019 r. przewodność opadów osiągała średnio rocznie od $9,8$ do $20,8 \mu\text{S cm}^{-1}$. Wysoka

przewodność opadów (powyżej $18 \mu\text{S cm}^{-1}$) występowała średnio rocznie w Wielkopolsce, gdzie opady były niskie: w Krotoszynie i Kruczu oraz w Suwałkach. Niską przewodność (poniżej $15 \mu\text{S cm}^{-1}$) notowano w rejonach górskich: w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i w Birczy, gdzie występowały wysokie opady, powodujące efekt rozcieńczenia.



Rycina 25. Schemat badań depozytu i przepływu składników w środowisku leśnym na SPO MI

13.2. Depozycja roczna składników w opadach

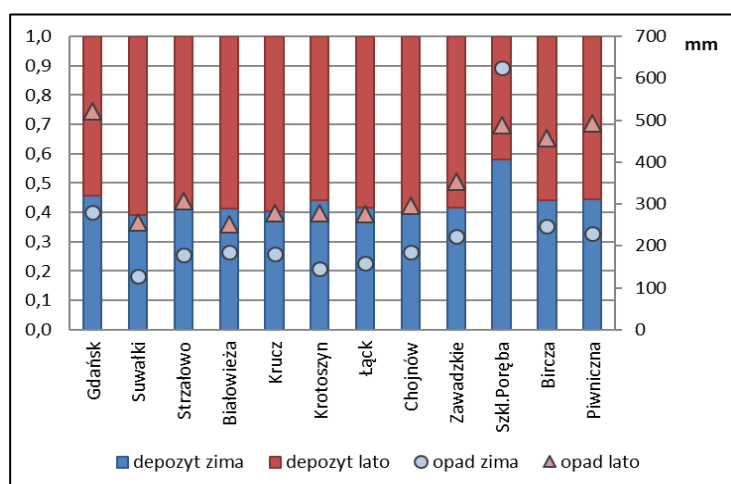
Niską ilość jonów zdeponowały opady w nadleśnictwach: Piwniczna i Białowieża ($16,0 \text{ kg ha}^{-1}$ i $16,5 \text{ kg ha}^{-1}$). Suma rocznej depozycji na pozostałych SPO MI, z wyjątkiem Szklarskiej Poręby i Gdańska, wynosiła od $18,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ do $21,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. W Szklarskiej Porębie i Gdańsku depozyt był wysoki i wynosił odpowiednio: $32,5 \text{ kg ha}^{-1}$ i $35,1 \text{ kg ha}^{-1}$. Na tak wysoką depozycję w Gdańsku i Szklarskiej Porębie, wynikającą głównie z dużej sumy rocznej opadów, składały się przede wszystkim jony Cl^- i Na (w Gdańsku – głównie pochodzenia morskiego).

Suma depozycji w okresie zimowym stanowiła od 39% do 46%, a w Szklarskiej Porębie 58% depozycji rocznej (ryc. 26). Przewaga depozytu okresu letniego wynikała m. in. z wyższej sumy opadów: na miesiące letnie przypadało od 58% (w Szklarskiej Porębie 44%) do 68% sumy rocznej opadu.

Tabela 10. Depozyt roczny [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$] (bez RWO) wniesiony z opadami na SPO MI w 2019 roku.

Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnów	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Bircza
Gatunek panujący	Sosna					Świerk			Dąb		Buk	
Opad [mm]	485	438	459	480	574	384	1113	723	423	435	802	703
H^+	0,023	0,012	0,013	0,006	0,078	0,010	0,084	0,049	0,009	0,009	0,023	0,028
Cl^-	2,74	1,56	2,76	2,16	2,25	2,67	6,66	1,93	2,80	2,73	9,42	1,98
N-NO_3^-	2,51	2,47	2,56	2,14	4,04	3,34	3,68	2,05	2,98	2,03	3,21	2,70
S-SO_4^{2-}	2,10	1,77	2,16	2,40	2,78	1,74	3,51	2,52	2,46	2,35	2,62	3,02
N-NH_4^+	3,42	2,88	4,87	3,88	3,86	2,24	5,35	1,44	4,63	3,71	4,11	2,62
Ca	4,43	3,43	2,99	4,74	2,75	4,92	2,86	2,98	2,89	2,70	3,71	4,19
Mg	0,43	0,56	0,42	0,52	0,44	0,79	0,46	0,35	0,53	0,36	0,90	0,43
Na	1,64	1,29	1,94	1,33	1,37	1,70	5,44	1,57	1,79	1,52	5,66	1,62
K	1,11	1,09	1,05	1,81	0,96	1,03	1,45	1,22	1,44	1,31	3,36	0,98
Fe	0,019	0,024	0,018	0,022	0,027	0,011	0,051	0,018	0,020	0,016	0,032	0,027
Al	0,034	0,028	0,017	0,020	0,038	0,013	0,057	0,026	0,026	0,014	0,031	0,023
Mn	0,036	0,032	0,040	0,015	0,056	0,028	0,034	0,053	0,041	0,057	0,038	0,044
Cd	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001
Cu	0,008	0,012	0,011	0,010	0,011	0,008	0,020	0,017	0,009	0,009	0,021	0,009
Pb	0,005	0,004	0,004	0,004	0,006	0,003	0,010	0,007	0,004	0,004	0,008	0,007
Zn	0,064	0,099	0,072	0,079	0,098	0,073	0,147	0,101	0,079	0,062	0,111	0,111
RWO	17,9	8,5	11,1	8,8	8,5	6,9	13,7	9,8	12,7	8,9	11,9	9,3
N_{tot}	7,3	6,6	9,1	7,8	9,0	6,5	11,7	5,2	9,5	7,1	9,2	6,4
Depozyt całkowity	20,0	16,5	20,6	20,9	19,9	19,5	32,5	16,0	21,6	18,3	35,1	18,8

RWO – rozpuszczony węgiel organiczny, N_{tot} – azot całkowity

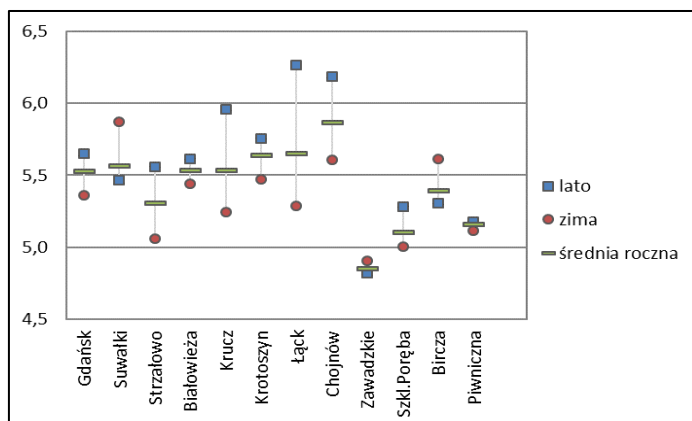


Rycina 26. Suma opadu bezpośredniego [mm] (prawa oś) oraz udział depozytu w sezonie letnim (V-X) i zimowym (I-IV, XI-XII) na SPO MI w 2019 roku

Pomiędzy SPO MI wystąpiły istotne różnice szczególnie w depozycji Na, Cl^- , NH_4^+ i Al. Wyniki testów statystycznych potwierdzają zaobserwowane różnice między Gdańskiem i Szklarską Porębą a innymi SPO MI pod względem depozycji składników z aerozoli morskich.

13.3. Właściwości kwasowo-zasadowe opadów na otwartej przestrzeni

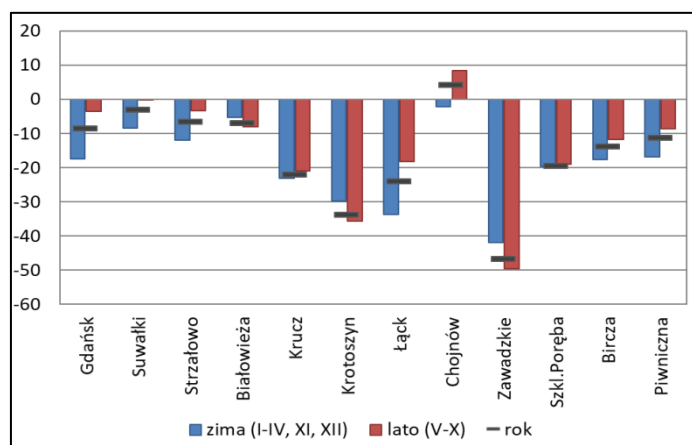
Średnie miesięczne pH opadów mieściło się w granicach od 4,8 do 5,9. Minimalną wartość osiągnęło w sierpniu w Zawadzkim, a maksymalną w kwietniu w Suwałkach.



Rycina. 27. Średnie pH roczne, sezonu letniego (V-X) i zimowego (I-IV i XI-XII) na SPO MI w 2019 r. w opadach na otwartej przestrzeni

27), z wyjątkiem Suwałk, Zawadzkiego i Birczy. W Zawadzkim i Piwnicznej różnica odczynu opadów zimą i latem była niewielka.

Najwyższa kwasowość opadów mierzona średnią roczną wartością pH występowała na Śląsku w Zawadzkim (pH 4,9), wysoka – w nadleśnictwach rejonów górskich, tj. w Szklarskiej Porębie (pH 5,1), Piwnicznej (pH 5,2), Birczy (pH 5,4) oraz w Strzałowie (pH 5,3) (ryc. 27). Niższą kwasowość opadów odnotowano w Gdańsku, Białowieży i Kruczu (pH 5,5), w Suwałkach, Krotoszynie i Łącku (pH 5,6), najniższą – w Chojnowie (pH 5,9).



Rycina 28. Pojemność zobojętniania kwasów (ANC) [$\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$] w opadach na otwartej przestrzeni na SPO MI średnio od stycznia do grudnia, średnio w okresie zimowym (miesiące I-IV i XI-XII) i letnim (V-X) w 2019 r.

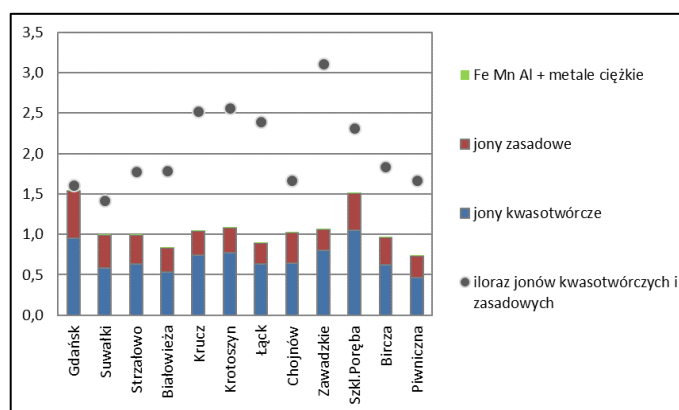
zakwaszenia środowiska (Neal i in. 1999, Chapman i in. 2008).

Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 13%. Z dziesięcioletnich pomiarów wynika, że udział ten sukcesywnie spada. Opady o pH niższym od 5,0 przeważały w miesiącach zimowych. Średnio w okresie zimowym na większości powierzchni pH opadów było niższe niż w okresie letnim (ryc.

Pojemność zobojętniania kwasów (ANC, [$\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$]) jest miarą zdolności roztworów do zobojętniania mocnych kwasów. W porównaniu do pH pojemność zobojętniania kwasów (ANC) nie jest zależna od wymiany CO_2 z powietrzem, od reakcji z jonami glinu czy obecności jonów organicznych, co czyni ten wskaźnik szczególnie użytecznym w ocenie

Ujemne wartości ANC są wskaźnikiem nadmierowej ilości jonów mocnych kwasów w opadach, zaś dodatnie – nadmierowej ilości mocnych zasad. Na SPO MI 78% miesięcznych opadów przyjmowało ujemne wartości ANC, z czego nieco więcej przypadało na okres zimowy (41% próbek pobranych w ciągu roku) niż letni (37% próbek pobranych w ciągu roku).

ANC półrocza zimowego było z reguły niższe niż w półroczu letnim na 9 powierzchniach obserwacyjnych, z wyjątkiem Krotoszyna, Zawadzkiego i Białowieży (ryc. 28). Średnio rocznie ANC osiągnęło wartość dodatnią jedynie w Chojnowie.. Na pozostałych powierzchniach w obu półroczach ANC było ujemne, a niskie średnie wartości roczne wystąpiły w Zawadzkim, Krotoszynie, Łącku i Kruczu (odpowiednio: -46,6, -33,7, -23,9 i -21,9 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$).



Rycina 29. Ładunek jonów [$\text{kmolc} \cdot \text{ha}^{-1}$] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach na otwartej przestrzeni na SPO MI w 2019 r.

Udział jonów o charakterze zakwaszającym (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- i NH_4^+) w depozycie wyrażonym sumą ładunku molarnego (H^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Ca, Na, K, Mg, Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd i Pb) dominował na każdej z powierzchni i wynosił od 58% do 71%. Udział jonów o charakterze zakwaszającym był najwyższy

(71%) w Krotoszynie. W Kruczu, Zawadzkim, Łącku i Szklarskiej Porębie – przekraczał 65%, a zjawisku temu towarzyszył niski udział (poniżej 30%) jonów o charakterze zasadowym. Z kolei niski udział depozycji jonów o charakterze zakwaszającym występował w Piwnicznej i Suwałkach (58%), przy jednocześnie wysokim udziale jonów o charakterze zasadowym (odpowiednio: 35% i 41%).

W 2019 r. roczny depozyt jonów w opadach mieścił się w granicach od 16,0 kg ha^{-1} do 35,1 kg ha^{-1} . Suma rocznej depozycji była niska w Piwnicznej i Białowieży (16,0 i 16,5 kg ha^{-1}), natomiast wysoka – w Szklarskiej Porębie i Gdańsku (32,5 i 35,1 kg ha^{-1}).

W Strzałowie, Gdańsku, Szklarskiej Porębie i Białowieży depozycja była wyższa niż w 2018 r. (wzrost o 24%, 20%, 15% i 2%). Najbardziej znaczący spadek (o 23%) zanotowano w Birczy, na pozostałych powierzchniach depozycja zmalała o 1% do 14%.

Średnie miesięczne pH opadów na SPO MI mieściło się w granicach od 4,8 do 5,9. Minimalną wartość osiągnęło w sierpniu w Zawadzkim, a maksymalną – w kwietniu w Suwałkach.

78% przeanalizowanych próbek opadów na otwartej przestrzeni przyjmowało ujemne wartości ANC. Udział jonów o charakterze zakwaszającym (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- i NH_4^+) w depozycie wyrażonym sumą ładunku molarnego wynosił od 58% (w Piwnicznej i Suwałkach) do 71% (w Krotoszynie). Przewaga jonów zakwaszających nad jonami zasad była ponad trzykrotna w Zawadzkiem, i ponad dwuipółkrotna w Krotoszynie i Kruczu.

14. OPADY PODKORONOWE ORAZ ROZTWORY GLEBOWE NA TERENACH LEŚNYCH – ANNA KOWALSKA

14.1. Opady podkoronowe

Substancje transportowane przez opady atmosferyczne są dostarczane do dna lasu w formie opadów podkoronowych. Dodatkowo trafia do gleby pewna pula pierwiastków, których źródłem są procesy interakcji opadów z koronami drzew (ryc. 25). Opady podkoronowe różnią się od opadów atmosferycznych zarówno pod względem ilości, jak i składu chemicznego. Ich badanie dostarcza istotnych informacji o obiegu pierwiastków w środowisku leśnym.

Średnia przewodność elektrolityczna właściwa będąca pośrednio miarą ogólnej zawartości jonów w wodach wynosiła na SPO MI w 2019 r. od 12,3 do 313 $\mu\text{S cm}^{-1}$. W opadach podkoronowych w niemal wszystkich przypadkach wartości przewodności były wyższe niż w opadach docierających do koron. Wartości przewodności były zależne od ilości opadów w badanym okresie. W okresach niskich opadów zanieczyszczenia dostarczane z wodą opadową i splukiwane oraz wymywane z liści były obecne w próbkach w dużych stężeniach, zaś wysokim opadom towarzyszył tzw. efekt rozcieńczenia.

Roczny depozyt podkoronowy wyliczono jako sumę depozycji azotu całkowitego (N_{tot}), jonów wodorowych, chlorków, siarczanów (VI), jonów wapnia, sodu, potasu, magnezu, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich w opadach pod okapem.

W 2019 r. do gleby wpłynął ładunek substancji od 1,7 do 3,7 razy większy niż z opadem na otwartej przestrzeni. Stosunkowo niskie wzbogacenie pod okapem miało miejsce w drzewostanach bukowych w Gdańsku i Birczy (2-krotnie), świerkowym w Szklarskiej Porębie, dębowym w Łącku oraz sosnowych w Kruczu, Strzałowie i Chojnowie (1,7–2,1-krotnie). Opady podkoronowe były bardziej wzbogacone w stosunku do opadów bezpośrednich (2,6–3,7-krotnie) w drzewostanach: dębowym w Krotoszynie, sosnowych w Zawadzkiem i Białowieży oraz w świerczynach w Piwnicznej i Suwałkach.

Depozyt podkoronowy mieścił się w zakresie od 33,7 do 72,0 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$. Był wysoki na powierzchniach w Suwałkach, Krotoszynie i Gdańsku (powyżej 70,0 kg ha^{-1}

¹ rok⁻¹). W Szklarskiej Porębie i Zawadzkim przekraczał 50 kg ha⁻¹ rok⁻¹. Poniżej 40 kg ha⁻¹ rok⁻¹ wyniosła depozycja w Łącku, Kruczu i Birczy.

W opadach podkoronowych występowało więcej istotnych różnic pomiędzy badanymi powierzchniami niż w opadach na otwartej przestrzeni. Różnice uwidaczniają wpływ koron na skład depozycji. Powierzchnie, gdzie opady podkoronowe charakteryzowały się największą kwasowością (Szklarska Poręba, Zawadzkie), różniły się istotnie od powierzchni Polski północno-wschodniej (Białowieża, niekiedy Suwałki i Strzałowo) pod względem depozycji co najmniej jednego ze składników, które wskazują na zakwaszenie lub eutrofizację opadów: H⁺, S-SO₄²⁻, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺. Zawadzkie, w których opady na otwartej przestrzeni różniły się pod względem szczególnie niskiej zdolności zobojętniania kwasów (ANC) w stosunku do Suwałk, pod okapem wykazują istotne różnice również w stosunku do Gdańska i Białowieży, co potwierdza ogólnie mniejsze obciążenie związkami o charakterze zakwaszającym w lasach Polski północno-wschodniej w porównaniu z lasami Śląska i Sudetów. W opadach w drzewostanie bukowym w Birczy występowały istotnie mniejsze depozyty rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) niż w drzewostanie sosnowym w Zawadzkim i świerkowym w Szklarskiej Porębie. Różnice w depozycji podkoronowej RWO między drzewostanem liściastym i iglastym są opisane w literaturze: Le Mellec i in. (2010) odnotowali mniejsze stężenia i depozyty RWO w opadach w drzewostanie bukowym niż w świerkowym.

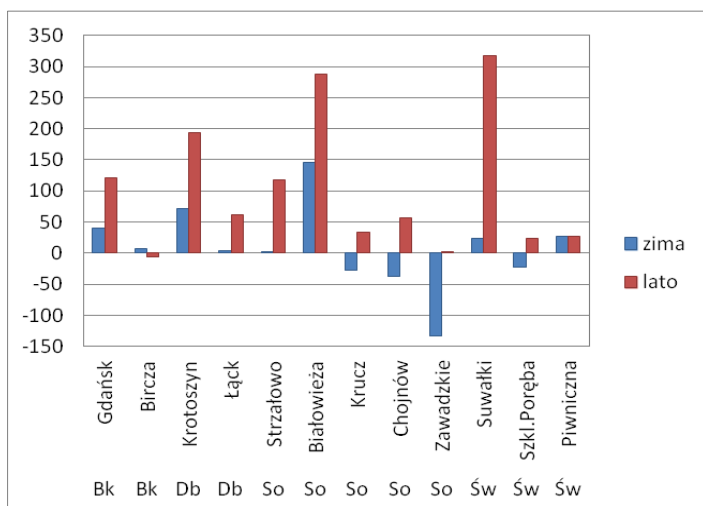
Właściwości kwasowo-zasadowe wód opadowych. Obniżone pH, tj. niższe niż 5,0, występowało w ciągu roku w 19% miesięcznych próbek opadów. Opady o pH poniżej 5,0 sporadycznie występowały w półroczu letnim, natomiast przeważały w okresie zimowym, szczególnie styczniu i grudniu (na sześciu SPO MI) oraz lutym (na pięciu SPO MI). Średnie roczne pH poniżej 5 (4,9) odnotowano jedynie w Zawadzkim, a niewiele wyższe (5,2) – w rejonach górskich i podgórskich: w Szklarskiej Porębie, Birczy i Piwnicznej. Wyższym średnim rocznym pH (5,5–5,9) charakteryzowały się powierzchnie zlokalizowane w Polsce północno-wschodniej (Gdańsk, Suwałki, Białowieża, Strzałowo).

W 2019 r. odczyn opadów był bardziej kwaśny niż 2017 r. jedynie w Zawadzkim i Suwałkach (o 0,1–0,2 jednostki pH), natomiast mniej kwaśny – w Gdańsku, Kruczu, Birczy i Szklarskiej Porębie (o 0,2 do 0,8 jednostki pH). Na pozostałych powierzchniach pH opadów w 2019 r. było zbliżone do pH z 2018 r.

Pojemność zobojętniania kwasów (ANC), obliczona jako różnica stężeń kationów mocnych zasad (Ca, Mg, Na, K) i anionów mocnych kwasów (SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻) w opadach, mierzona w $\mu\text{eq dm}^{-3}$, jest wskaźnikiem pozwalającym ocenić, czy w wodach

występuje nadmiar wolnych mocnych kwasów ($ANC < 0$), czy zasad ($ANC > 0$). Inaczej mówiąc, ANC charakteryzuje zdolność wody do zobojętniania kwasów.

W porównaniu z wodami opadowymi udział opadów podkoronowych z ujemnymi wartościami ANC występował rzadziej (w 27% przypadków). Ujemne wartości ANC, związane z przewagą jonów wolnych kwasów, występowały przeważnie w okresie zimowym,

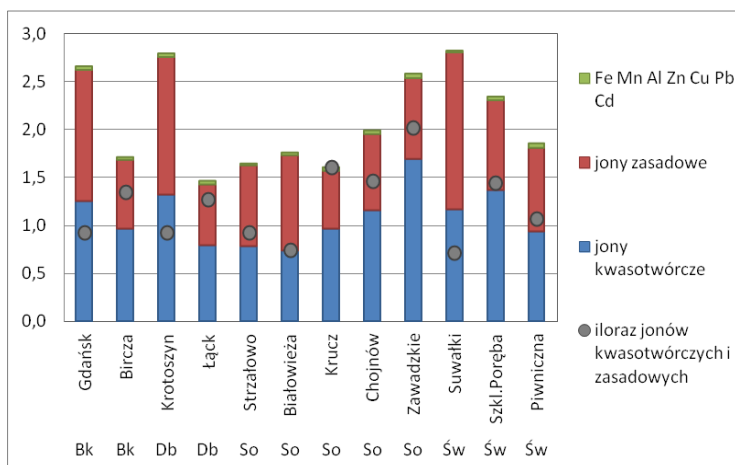


Rycina 30. Pojemność zobojętniania kwasów (ANC) [$\mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3}$] w opadach podkoronowych na SPO MI w 2019 r. Średnie dla okresu zimowego (miesiące I-IV, XI i XII) i letniego (V-X)

co można przypisać zarówno wzmożonym emisjom zanieczyszczeń w związku z sezonem grzewczym, jak i zmniejszonej aktywności biologicznej drzew i mniejszej wymianie jonowej niż w okresie wegetacyjnym. Na niemal wszystkich powierzchniach obserwacyjnych ANC półrocza zimowego było niższe niż w półroczu letnim, z wyjątkiem

Birczy i Piwnicznej, gdzie przyjmowało zbliżone wartości w obu półroczach (ryc. 30).

Średnio rocznie dodatnią wartość ANC (przewagę wolnych zasad) w opadach podkoronowych odnotowano w Szklarskiej Porębie ($1,1 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), w Kruczu, Chojnowie i Piwnicznej (od 10 do $27,4 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), w Łącku ($39,8 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), w Strzałowie i Gdańsku ($76,8$ i $93,4$ do $27,4 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$) w Krotoszynie ($152 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), w Suwałkach ($214 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$) oraz w Białowieży ($228 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$).



Rycina 31. Ładunek jonów [$\text{kmolc} \cdot \text{ha}^{-1}$] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach podkoronowych na SPO MI w 2019 roku

Przewagę jonów wolnych kwasów obserwowano w opadach na powierzchni na Śląsku (Zawadzkie; $ANC = -53,0 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$).

Jony o zakwaszającym oddziaływaniu na środowisko (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-) stanowiły od 41% do 64% rocznego molowego depozytu

(sumy azotu mineralnego, chlorków, siarczanów (VI), kationów zasadowych, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich, wyrażonej w $\text{mol}_c \text{ ha}^{-1}$).

Najwyższy udział jonów o charakterze zakwaszającym (64%) stwierdzono, podobnie jak w poprzednich latach, w Zawadzkiem. Udział przekraczający połowę całkowitej depozycji podokapowej zarejestrowano w Kruczu (60%), Chojnowie (58%), Szklarskiej Porębie (57%), Birczy (55%) i Łącku (54%). (ryc. 31).

Roczny depozyt podkoronowy był od 1,7 do 3,7 większy niż z opadem na otwartej przestrzeni i mieścił się w zakresie od 33,7 do 72,0 $\text{kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Był wysoki na powierzchniach w Suwałkach, Krotoszynie i Gdańsku (powyżej 70,0 $\text{kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). W Szklarskiej Porębie i Zawadzkiem przekraczał 50 $\text{kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$. Poniżej 40 $\text{kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$ wyniosła depozycja w Łącku, Kruczu i Birczy.

W 2019 r. dopływ azotu (N_{tot}) do gleb pod okapem drzewostanów nie przekraczał 10 kg N ha^{-1} w Białowieży, Strzałowie, Łącku i Piwnicznej. W pozostałych drzewostanach przyjmował wartości od około 11 kg N ha^{-1} (Bircza, Krucz), poprzez 13–14 kg N ha^{-1} (Gdańsk, Chojnów, Suwałki), 15–16 kg N ha^{-1} (Szklarska Poręba, Krotoszyn), po niemal 18 kg N ha^{-1} (Zawadzkie).

Po uwzględnieniu gazowych form azotu pobieranych przez rośliny z powietrza oraz azotu zawartego w opadach i sorbowanego w koronach drzew oszacowano, że w 2019 r. całkowita depozycja mineralnych związków azotu mogła osiągać w Krotoszynie niemal 30 kg N ha^{-1} , w Suwałkach i Gdańsku mogła przekraczać 20 kg N ha^{-1} , a na żadnej z pozostałych SPO MI nie spadała poniżej 10 kg N ha^{-1} . Oznacza to, że na większości badanych powierzchni monitoringu intensywnego jest prawdopodobna nadmierna podaż azotu i związane z tym zagrożenie eutrofizacją.

14.2. Spływ po pniu w drzewostanach bukowych

Wody spływające po pniach drzew to frakcja wód opadowych badana w ramach programu monitoringu lasów jedynie w drzewostanach bukowych. Architektura korony buka w większym stopniu sprzyja odprowadzaniu opadu po pniach, niż u innych gatunków drzew. W buczynach spływ po pniu stanowi istotną formę transportu wody, substancji pokarmowych oraz zanieczyszczeń zawartych w opadach, modyfikując warunki glebowe w strefach wokół pni (Chang i Matzner 2000).

Pobór próbek odbywa się w okresie bezmroźnym. W 2019 r. był to okres od marca do grudnia na powierzchni w Gdańsku oraz od kwietnia do listopada w Birczy. Szacuje się, że w pierwszej lokalizacji, ilość spływu po pniu przekroczyła 38,8 mm, w drugiej - 28,1 mm. W próbkach miesięcznych spływ po pniu stanowił od 2% do 9% opadu bezpośredniego (na otwartej przestrzeni) w Gdańsku oraz od 1% do 6% w Birczy, co odpowiada wartościom przytaczanym w literaturze (Chang i Matzner 2000, Johnson i Lehmann 2006).

W składzie chemicznym spływu po pniu na powierzchni w Gdańsku zauważalny był wpływ aerozoli morskich, średnie stężenia jonów chlorkowych, Na, siarczanów (VI),

Ca, Mg i K były większe niż w Birczy. Spływ po pniu w Birczy charakteryzował się nieco wyższym pH lecz znacznie niższą zasadowością i ANC w porównaniu z Gdańskiem. W obu lokalizacjach średnia roczna pojemność zobojętniania kwasów (ANC) tej frakcji wód opadowych była większa niż w opadach podkoronowych i na otwartej przestrzeni.

Depozyt składników wniesiony ze spływem po pniu wyniósł w okresie badań $4,9 \text{ kg ha}^{-1}$ w Gdańsku oraz $3,5 \text{ kg ha}^{-1}$ w Birczy. Woda opadowa, spływając po pniach w większym stopniu niż przepływając przez warstwę koron, wzbogaca się w związki organiczne (Van Stan i Stubbins 2018). Pomimo, że suma opadu odprowadzonego po pniach stanowiła średnio zaledwie 5–7% opadu podkoronowego, depozyt rozpuszczonego węgla organicznego wynosił około 20% depozycji podokapowej RWO.

14.3. Roztwory glebowe

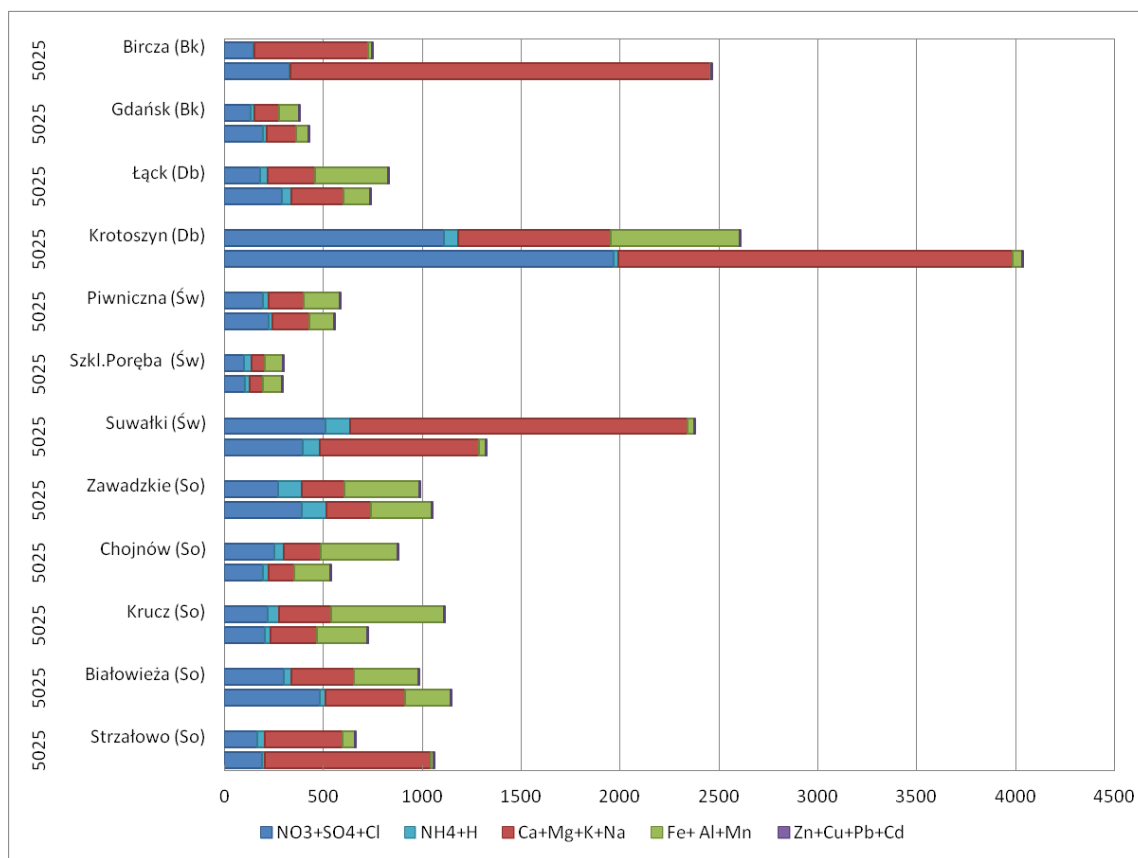
Roztwory glebowe stanowią drogę transportu składników odżywczych i substancji toksycznych między fazą stałą gleby a korzeniami roślin. Ich skład chemiczny jest więc źródłem informacji istotnych dla oceny wpływu zanieczyszczeń powietrza oraz innych czynników stresowych na ekosystemy leśne (Nieminen 2011).

W 2019 roku wskutek niskich opadów na większości powierzchni (oprócz Piwnicznej) były okresy, w których nie było możliwe pobieranie wystarczającej ilości próbek do badań. W najtrudniejszej sytuacji pod względem dostępności wody znalazły się drzewostany w Strzałowie, Krotoszynie, Łącku i Birczy, gdzie od czerwca lub lipca do późnej jesieni lub nawet do końca roku nie udało się pobrać roztworów glebowych do badań. Nawet w zazwyczaj dobrze zaopatrzonej w wodę świerczynie w Szklarskiej Porębie w okresie późnoletnim i jesiennym dawały o sobie znać niedobory wody w glebie.

W 2019 r. średnie pH badanych roztworów glebowych wynosiło od 4,2 do 6,8 na głębokości 25 cm oraz od 4,6 do 7,4 na głębokości 50 cm. Zmiany większe niż $\pm 0,2$ jednostki pH w porównaniu z rokiem poprzednim wystąpiły jedynie w kilku przypadkach i mogły być spowodowane niewystarczającą dostępnością wody glebowej. Taka sytuacja miała miejsce w Birczy, Krotoszynie, Strzałowie i Suwałkach.

Najbardziej kwaśne roztwory występowały w drzewostanach sosnowych w Kruczu, Chojnowie, Zawadzkiem i Białowieży (pH od 4,2 do 4,7). W świerczynach w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, w drzewostanie dębowym w Łącku oraz w buczynie w Gdańsku pH roztworów glebowych na obu głębokościach mieściło się w zakresie 4,4–4,8. W dąbrowie w Krotoszynie, mimo że pH na głębokości 50 cm wynosiło 5,7, w płytszym poziomie było równe tylko 4,2. W Strzałowie (sosna), w Birczy (buk) i w Suwałkach (świerk) pH osiągało średnie wartości w zakresie 6,4–7,4. Z reguły w górnej części profilu glebowego występowało nieznaczne zakwaszenie roztworów w stosunku do głębszych poziomów.

W Krotoszynie, Birczy i Strzałowie różnica między pH na głębokości 25 i 50 cm była szczególnie wysoka i wynosiła odpowiednio 1,5, 0,9 i 0,7 jednostki pH.



Rycina 32. Suma stężeń jonów [$\mu\text{mol}_c \text{dm}^{-3}$] w roztworach glebowych na głębokości 25 i 50 cm (oznaczenie z lewej strony pionowej osi wykresu) na SPO MI w 2019 roku

W składzie roztworów glebowych znaczący udział miały kationy o charakterze zasadowym (Ca, Mg i K). Na głębokości 50 cm stanowiły 86% sumy jonów w Birczy, 79% w Strzałowie oraz 61% Suwałkach, w płytszej części profilu wynosiły: 76% sumy jonów w Birczy, 72% w Suwałkach i 59% w Strzałowie (ryc. 32). Udział kationów o charakterze zasadowym w sumie jonów był niski (22–24%) na powierzchni świerkowej w Szklarskiej Porębie i w drzewostanach sosnowych w Chojnowie i Zawadzkiem. W drzewostanie sosnowym w Białowieży, w dąbrowie w Łącku, w buczynie w Gdańsku i świerczynie w Piwnicznej był on nieco wyższy i wynosił od 29 do 36%.

Przyjmuje się, że przy wartościach stosunku molowego jonów zasadowych (Ca, Mg i K) do glinu (BC/Al) ≥ 1 korzenie drzew są chronione przed skutkami zakwaszania gleb. Wskaźnik ten przyjął znacznie niższe od jedności wartości, mieszczące się w zakresie od 0,3 do 0,7 w roztworach glebowych na obu głębokościach w nadleśnictwach: Szklarska Poręba, Chojnów i Zawadzkie. W Piwnicznej mieścił się w granicach 0,6–0,9. W Kruczu i Gdańsku wynosił odpowiednio 0,5 i 0,7 na głębokości 25 cm i wzrastał do 1,1–1,2 w głębszym poziomie gleby. Na pozostałych powierzchniach – przekraczał, niekiedy

znacznie, przyjętą wartość krytyczną, wskazując na brak zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu.

Obecność azotanów w roztworach glebowych z reguły stanowi wskaźnik tzw. wysycenia ekosystemu azotem, czyli sytuacji, gdy podaż azotu przekracza zapotrzebowanie roślin i mikroorganizmów (np. Aber i in. 1989, Gundersen i Rasmussen 1995, Kristensen i in. 2004). Pojawianie się podwyższonych poziomów azotanów (V) w roztworach glebowych może być jedną z przyczyn zamierania drzewostanów. Przyspieszone tempo mineralizacji materii organicznej i wzmożona nitryfikacja towarzyszące degradacji siedliska, przy jednocześnie wysokim ładunku azotu dopływającego z opadami, skutkują uwolnieniem azotanów do roztworu glebowego, ich przepływem poniżej głównej strefy wzrostu korzeni drzew (na głębokości 50 cm) i wymywaniem poza profil gleby (Rasmussen 1998).

W Białowieży i Krotoszynie jony NO_3^- występowały w roztworach glebowych na głębokości 50 cm przez cały okres pobierania próbek (odpowiednio: w stężeniu od 0,7 do 4,2 mg N dm⁻³ oraz od 13 do 15 mg N dm⁻³). W Kruczu występowały w miesiącach letnich (w stężeniu 0,3–0,7 mg N dm⁻³), a w Suwałkach – w pierwszej połowie roku (w stężeniu od 1,8 do 2,8 mg N dm⁻³).

W Suwałkach obecność azotanów można wiązać z uszkodzeniem drzewostanu i powolnym rozpadem, związanym z obecnością kornika i chorobami grzybowymi w wyniku czego część powierzchni badawczej została pozbawiona drzew, w Krotoszynie – z przeprowadzonymi w 2017 r. cięciami sanitarnymi, czego następstwem może być wzmożone uwalnianie N- NO_3^- do roztworów glebowych, w Białowieży – z obecnością opieńki oraz z występującymi w ostatnich latach wiatrowałami, co może wskazywać na gorszą kondycję drzew, punktowe odsłonięcie gleby sprzyjające przyspieszonej mineralizacji i uwalnianiu azotanów do roztworów glebowych.

W Łącku, Strzałowie i Piwnicznej, gdzie w poprzednich latach obserwowano podwyższone stężenia jonów NO_3^- w roztworach glebowych, w 2019 roku jony azotanu (V) nie pojawiały się w znaczących ilościach.

Obecność jonów amonowych (NH_4^+) w roztworach glebowych w Suwałkach i Białowieży może świadczyć zarówno o nadmiernym dopływie azotu z depozycją atmosferyczną, jak i o wysokim tempie mineralizacji materii organicznej, będącym następstwem, np. odsłonięcia gleby wskutek obumarcia drzew lub przeprowadzonych cięć sanitarnych. Innym czynnikiem stymulującym pojawianie się jonów amonowych w fazie wodnej gleby jest spowolnienie tempa nitryfikacji (por. Gundersen i in. 1998) przy niskim

pH gleby i szerokim stosunku węgla do azotu w warstwie organicznej, czyli w warunkach charakterystycznych dla gleby powierzchni w Zawadzkiem, gdzie NH_4^+ również były obecne w wykrywalnych ilościach.

Średnie pH w badanych roztworach glebowych wynosiło od 4,2 do 6,8 na głębokości 25 cm oraz od 4,6 do 7,4 na głębokości 50 cm. Najbardziej kwaśne roztwory (pH od 4,2 do 4,7) występowały w drzewostanach sosnowych w Kruczu, Chojnowie, Zawadzkiem i Białowieży.

Na powierzchniach w Birczy, Strzałowie i Suwałkach w składzie roztworów glebowych znaczący udział miały kationy o charakterze zasadowym (Ca, Mg i K). Na głębokości 50 cm stanowiły odpowiednio: 86%, 79% i 61% sumy jonów, w płytszej części profilu wynosiły: 76%, 59% i 72% sumy jonów.

Na czterech powierzchniach (Szkłarska Poręba, Chojnów, Zawadzkie i, Piwniczna) stosunek molowy jonów zasadowych (Ca, Mg i K) do glinu (BC/Al) w roztworach glebowych na obu głębokościach przyjmował niższe od jedności wartości, co wskazuje na istnienie zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu. W Kruczu i Gdańsku wartość wskaźnika na głębokości 25 cm nie przekraczała jedności, natomiast w głębszym poziomie gleby wzrastała do 1,1–1,2. Na pozostałych sześciu powierzchniach wskaźnik przekraczał, niekiedy znacznie, przyjętą wartość krytyczną, co oznacza, że korzenie drzew są tam chronione przed skutkami zakwaszania gleb.

W Białowieży, Krotoszynie i Suwałkach odnotowano podwyższone stężenia azotanów (jonów NO_3^-) w roztworach glebowych na głębokości 50 cm. W Białowieży, Suwałkach i Zawadzkiem w roztworach glebowych występowały jony amonowe (NH_4^+).

15. ZMIANY STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ GAZOWYCH, DEPOZYCJI ORAZ SKŁADU ROZTWORÓW GLEBOWYCH PO ROKU 2010 – ANNA KOWALSKA

W latach 2011-2019 na każdej SPO MI zanotowano spadek stężenia dwutlenku siarki. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich: w Szkłarskiej Porębie i Birczy oraz w Polsce centralnej: w Kruczu i Łącku. W rejonach o ogólnie niższym poziomie zanieczyszczeń gazowych (Polska północno-wschodnia): w Suwałkach i Strzałowie spadek stężenia SO_2 nie był tak wyraźnie zaznaczony, mimo że testy wskazują na jego istotność. W Zawadzkiem (gdzie występował stale najwyższy, w porównaniu z innymi powierzchniami, poziom stężeń) i w Białowieży (gdzie poziom stężeń był stale niski) obserwowane tendencje spadkowe nie były istotne ($p > 0,05$).

Stężenia dwutlenku azotu w powietrzu również wykazywały tendencje spadkowe na wszystkich SPO MI. Największy spadek wystąpił w Chojnowie, gdzie obserwowane są najwyższe stężenia NO_2 w porównaniu z innymi powierzchniami. Duże spadki zaobserwowano również w Łącku, Piwnicznej i Zawadzkiem. Najslabiej zaznaczony istotny spadek stężeń NO_2 miał miejsce w Strzałowie i Białowieży (Polska północno-

wschodnia), gdzie od lat stężenia dwutlenku azotu w powietrzu utrzymują się na niskim poziomie. W Suwałkach i Krotoszynie trend nie był istotny statystycznie.

W latach 2010–2019 ani na otwartej przestrzeni, ani pod okapem nie występowały istotne trendy zmian wielkości opadów docierających na SPO MI, z wyjątkiem Szklarskiej Poręby, gdzie zaobserwowano spadek ilości opadów.

Na większości powierzchni pH opadów, zarówno na otwartej przestrzeni, jak i pod okapem, wykazywało istotny ($p \leq 0,05$) trend rosnący, co można uznać za zjawisko pozytywne. Wyjątkiem były powierzchnie w Strzałowie, gdzie nie zaobserwowano trendu oraz w Piwnicznej, gdzie opady w okresie 2011–2019 ulegały zakwaszeniu. Wzrostowi pH opadów towarzyszyło zmniejszanie się depozycji siarki $S-SO_4^{2-}$ w formie siarczanów (VI). Trend był nieistotny ($p > 0,05$) jedynie pod okapem na powierzchni w Birczy. Zmniejszające się zakwaszenie opadów i spadek depozycji związków siarki wiązał się z tendencją wzrostu zasadowości opadów w drzewostanach na większości SPO MI, z wyjątkiem Piwnicznej.

Depozycja związków azotu w znacznie mniejszym stopniu niż $S-SO_4^{2-}$ podlegała zmianom. Trendy wzrostu depozycji $N-NO_3^-$ wykryto pod okapem w Piwnicznej oraz na otwartej przestrzeni w Białowieży, zaś trendy spadkowe – w opadach atmosferycznych w Birczy, Łącku, Kruczu i Szklarskiej Porębie. Depozycja formy zredukowanej azotu ($N-NH_4^+$) istotnie malała w Gdańsku, Birczy, Strzałowie, Kruczu, Suwałkach i Piwnicznej, natomiast rosła w Chojnowie.

Warunki w glebie w ciągu ostatniego dziesięciolecia pozostawały na większości SPO stabilne; wszelkie trendy w wielkości depozycji w niewielkim stopniu znajdowały odzwierciedlenie w zmianach składu chemicznego roztworów glebowych. W roztworach glebowych kwasowość zmniejszała się na obu głębokościach tylko w Szklarskiej Porębie, co można powiązać z istotnie malejącymi trendami depozycji związków siarki ($S-SO_4^{2-}$) i azotu ($N-NO_3^-$) oraz rosnącą zasadowością w opadach na tej powierzchni. Wskaźnik pH wykazywał trend rosnący również na głębokości 25 cm w Suwałkach i 50 cm w Strzałowie, lecz obie te powierzchnie charakteryzują się stosunkowo żyznymi glebami o zazwyczaj niższej kwasowości roztworów glebowych niż na innych SPO.

Dzięki temu, że badania w Chojnowie rozpoczęto wcześniej niż na pozostałych SPO MI, długość serii danych obejmującej lata 2004–2019 pozwoliła na wykrycie rosnącego trendu pH na głębokości 50 cm, zapewne związanego z malejącym stężeniem jonów siarczanowych (VI) na obu głębokościach. Mimo to na przestrzeni kilkunastu lat

spada udział kationów w stosunku do glinu w górnej warstwie gleby, trudno zatem jednoznacznie stwierdzić, że warunki glebowe w Chojnowie ulegają poprawie.

Malejąca depozycja siarki docierającej z opadami ($S-SO_4^{2-}$) rzadko powodowała istotne trendy spadkowe w stężeniu jonów siarczanowych w roztworach glebowych. Jedynie w Chojnowie i Szklarskiej Porębie stężenia SO_4^{2-} w roztworach glebowych malały. Na pozostałych SPO MI na glebach kwaśnych i uboższych w składniki odżywcze nie zaobserwowano istotnych trendów zmian wskaźników świadczących o jakości gleby.

W Zawadzkiem na Śląsku, gdzie notowano w opadach rosnący trend pH i zasadowości przy malejącej depozycji związków siarki, w roztworach glebowych nie są obserwowane żadne trendy, które mogłyby świadczyć o poprawie sytuacji środowiska glebowego. Wręcz przeciwnie, stężenia glinu wykazują trend rosnący ($p \leq 0,05$), a stężenia wapnia – trend malejący na obu głębokościach gleby. Malejący udział kationów w stosunku do glinu wskazuje na pogarszanie się i tak niekorzystnych warunków wzrostu i rozwoju korzeni drzew. Podobnie trend rosnący stężeń glinu wystąpił w Krotoszynie na głębokości 25 cm, gdzie jest silne odgórne zakwaszenie profilu glebowego, a badania roztworów glebowych nie wskazują na poprawę warunków w płytszej warstwie gleby.

16. LITERATURA

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience*, 39: 378–386.
- Albert M., Hansen J., Nagel J., Schmidt M., Spellmann H. 2015. Assessing risks and uncertainties in forest dynamics under different management scenarios and climate change. *Forest Ecosystems*, 2: 14. DOI: 10.1186/s40663-015-0036-5.
- Barkman J.J. 1969. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorcum, Assen, 628 ss.
- Biuletyny Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej, miesięczniki z lat 2015–2019. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Warszawa.
- Bolte A., Mmmer Ch., Lof M., Madsen P., Nabuurs G-J., Schall P., Spathelf P., Rock J. 2009. Adaptive forest management in central europe: climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24: 473–482.
- Chang S.-C., Matzner E. 2000. The effect of beech stemflow on spatial patterns of soil solution chemistry and seepage fluxes in a mixed beech/oak stand. *Hydrological Processes*, 14: 135–144.
- Chapman P.J., Clark J.M., Reynolds B., Adamson J.K. 2008. The influence of organic acids in relation to acid deposition in controlling the acidity of soil and stream waters on a seasonal basis. *Environmental Pollution*, 152: 110–120.

- Czyżewska K. 1976. Zanikanie porostów epifitycznych pod wpływem antropogenicznej degeneracji lasów liściastych Puszczy Pilickiej. *Phytocoenosis*, 5(3-4): 363–375.
- Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Dyrektywa Siedliskowa z 1 lipca 2013, wersja skonsolidowana dyrektywy 92/43/EEC z 21 maja 1992.
- Directive on the conservation of wild birds. Dyrektywa o ochronie dzikiego ptactwa 2009/147/EC z 30 listopada 2009, wersja skonsolidowana dyrektywy EWG 79/409/EWG z 2 kwietnia 1979.
- Fałtynowicz W. 1995. Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza. Fundacja Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi, Krosno, 141 ss.
- Gundersen P., Rasmussen L. 1995. Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH_4NO_3 addition. *Forest Ecology and Management*, 71: 75–88.
- Johnson M.S., Lehmann J. 2006. Double-funneling of trees: Stemflow and root-induced preferential flow. *Écoscience*, 13(3): 324–333.
- Klama H. 1995. Hepaticopsida. W: Faliński J.B., Mułenko W. (red.), Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. General problems and taxonomic groups analysis, (Project CRYPTO). *Phytocoenosis*, 7 (N.S.), *Archivum Geobotanicum*, 4: 63–74.
- Komatsu H., Shinohara Y., Kume T., Otsuki K. 2008. Relationship between annual rainfall and interception ratio for forests across Japan. *Journal of Hydrology*, 256: 1189–1197.
- Kondo J., Nakazono M., Watanabe T. 1992. Hydrological climate in Japan (2): forest rainfall interception. *Journal of Japan Society of Hydrology and Water Resources*, 5(2): 29–36 (in Japanese with English summary).
- Kristensen H.L., Gundersen P., Callesen I., Reinds G.J. 2004. Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems*, 7: 180–192.
- Krochmal D., Kalina A. 1997a. Technical note. A method of nitrogen dioxide and sulphur dioxide determination in ambient air by use of passive samplers and ion chromatography. *Atmospheric Environment*, 31(20): 3473–3479.
- Krochmal D., Kalina A. 1997b. Measurements of nitrogen dioxide and sulphur dioxide concentrations in urban and rural areas of Poland using a passive sampling method. *Environmental Pollution*, 96(3): 401–407.
- Le Mellec A., Meessenburg H., Michalzik B. 2010. The importance of canopy-derived dissolved and particulate organic matter (DOM and POM) – comparing throughfall solution from broadleaved and coniferous forests. *Annals of Forest Science*, 67: 411.
- Liu S. 1997. A new model for the prediction of rainfall interception in forest canopies. *Ecological Modelling*, 99: 151–159.

- Liu S. 2001. Evaluation of the Liu model for predicting rainfall interception in forests world-wide. *Hydrological Processes*, 15, 2341–2360.
- Łubek A., Kukwa M., Jaroszewicz B., Czortek P. 2018. Changes in the epiphytic lichen biota of Białowieża Primeval Forest are not explained by climate warming. *Science of the Total Environment*, 643: 468–478.
- Natura 2000. Biuletyn o przyrodzie i różnorodności biologicznej. Dyrekcja Generalna ds. Środowiska Komisji Europejskiej, 43. Luty 2018. ISSN 2443-776X.
- Neal C., Reynolds B., Robson A.J. 1999. Acid neutralising capacity measurements within natural waters: towards a standardised approach. *The Science of the Total Environment*, 243/244: 233–241.
- Nieminen T. 2011. Soil Solution Collection and Analysis. Manual Part XI, 30 pp. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, Hamburg. ISBN: 978-3-926301-03-1.
- Rasmussen L. 1998. Effects of afforestation and deforestation on the deposition, cycling and leaching of elements. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 67: 153–159.
- Rihm B. 1996. Critical Loads of Nitrogen and their Exceedances. Eutrophying Atmospheric Deposition. Report on mapping critical loads of nutrient nitrogen for Switzerland, produced within the work programme under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution of the United Nations Economic Commission for Europe (UN/ECE). Federal Office of Environment, Forests and Landscape (FOEFL), Berne, pp. 74.
- Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2019. Warszawa, Główny Urząd Statystyczny.
- Rocznik Statystyczny Województw 2019. Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa.
- https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5515/4/14/1/rocznik_statystyczny_wojewodztw_2019.pdf [dostęp: 3 kwietnia 2020].
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków. Dz.U. 2011 nr 25, poz. 133.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 13 kwietnia 2010 r. w sprawie siedlisk przyrodniczych oraz gatunków będących przedmiotem zainteresowania Wspólnoty, a także kryteriów wyboru obszarów kwalifikujących się do uznania lub wyznaczenia jako obszary Natura 2000. Dz.U. 2010 nr 77, poz. 510.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 17 lutego 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu zadań ochronnych dla obszaru natura 2000. Dz.U. 2010 nr 34 poz. 186.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 24 sierpnia 2012 r. w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu. Dz.U. z dn. 18 września 2012, poz. 1031.

- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 30 marca 2010 r. w sprawie sporządzania projektu planu ochrony dla obszaru Natura 2000. Dz.U. 2010 nr 64, poz. 401.
- Schuldt B., Buras A., Arend M., Vitasse Y., Beierkuhnlein C., Damm A., Gharun M., Grams T.E.E., Hauck M., Hajek P., Hartmann H., Hilbrunner E., Hoch G., Holloway-Phillips M., Körner H., Larysch E., Lübke T., Nelson D.B., Rammig A., Rigling A., Rose L., Ruehr N.K., Schumann K., Weiser F., Werner Ch., Wohlgemuth T., Zang Ch.S., Kahmen A. 2020. A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 45: 86–103. DOI: 10.1016/j.baae.2020.04.003.
- Slootweg J., Posch M., Hettelingh J.-P., Mathijssen L. (eds.). 2014. Modelling and Mapping the impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe: CCE Status Report 2014, Coordination Centre for Effects, www.wge-cce.org.
- Solon J. 2014. Florystyczne i ekologiczne zmiany charakteru runa na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu w latach 2008–2013. W: Wawrzoniak J. (red.) Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 2013 roku na podstawie badań monitoringowych. Instytut Badawczy Leśnictwa: 87–152.
- Thimonier A., Schmitt M., Waldner P., Rihm B. 2005. Atmospheric Deposition on Swiss Long-Term Forest Ecosystem Research (LWF) Plots. *Environmental Monitoring and Assessment*, 104(1-3): 81–118.
- Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880.
- Van Herk C.M. 2009. Climate change and ammonia from cars as notable recent factors influencing epiphytic lichens in Zeeland, Netherlands. *Bibliotheca Lichenologica*, 99: 205–224.
- Van Herk C.M., Mathijssen-Spiekman E.A.M., de Zwart D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. *Lichenologist*, 35(4): 347–359.
- Van Stan J.T., Stubbins A. 2018. Tree-DOM: Dissolved organic matter in throughfall and stemflow. *Limnology and Oceanography Letters*, 3: 199–214.
- Wang Q., Wu J., Lei T., He B., Wu Z., Liu M., Mo X., Geng G., Li X., Zhou H., Liu D. 2014. Temporal-spatial characteristics of severe drought events and their impact on agriculture on a global scale. *Quaternary International*, 349: 10–21.
- Żarnowiec J. 1995. Bryopsida. W: Faliński J.B., Mułenko W. (red.), Cryptogamous plants in the forest communities of Białowieża National Park. General problems and taxonomic groups analysis, (Project CRYPTO). *Phytocoenosis* 7 (N.S.), *Archivum Geobotanicum*, 4: 47–61.
- Żółkoś K., Kukwa M., Afranowicz-Cieślak R. 2013. Changes in the epiphytic lichen biota in Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands affected by a colony of grey heron (*Ardea cinerea*): a case study from northern Poland. *Lichenologist*, 45(6): 815–823.