



INSTYTUT BADAWCZY LEŚNICTWA



STAN ZDROWOTNY LASÓW W POLSCE W 2024 ROKU

Sękocin Stary, listopad 2025



INSTYTUT BADAWCZY LEŚNICTWA
ZAKŁAD ZARZĄDZANIA ZASOBAMI LEŚNYMI

Symbole: UKD 630* - 4

PKT 60.29.00

LKO 122;416.16

STAN ZDROWOTNY LASÓW W POLSCE W 2024 ROKU

Synteza raportu z badań monitoringu lasów pt.

„Stan zdrowotny lasów w Polsce w 2024 roku na podstawie badań monitoringowych”

Rodzaj sprawozdania: **etapowe**

Zleceniodawcy: **Główny Inspektorat Ochrony Środowiska**

Nr tematów: **540409**

Nr umowy: **GIOŚ/ZP/46/2023/DMS/NFOŚ**

Tytuł tematu: **Monitoring i ocena stanu zdrowotnego lasów w roku 2022 – część II
oraz w latach 2023-2025**



**NARODOWY FUNDUSZ
OCHRONY ŚRODOWISKA
i GOSPODARKI WODNEJ**



**Główny Inspektorat
Ochrony Środowiska**

Kierownik projektu: **Paweł Lech**

Wykonawcy: **Andrzej Boczoń, Małgorzata Dudzińska, Robert Hildebrand, Leszek Kluziński,
Anna Kowalska, Paweł Lech, Jadwiga Małachowska, Grzegorz Zajączkowski**

Kierownik Zakładu:

Dyrektor Instytutu:

Sękocin Stary, listopad 2025

SPIS TREŚCI

Wstęp – Paweł Lech	5
Część I Program monitoringu lasów	8
1. Program monitoringu lasów w 2024 roku – <i>Paweł Lech, Grzegorz Zajczkowski</i>	8
Część II Badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu	12
2. Ocena poziomu zdrowotnego monitorowanych gatunków drzew w 2024 r. i porównanie w latach 2015–2024 – <i>Jadwiga Małachowska, Paweł Lech, Grzegorz Zajczkowski</i>	13
3. Ocena uszkodzeń drzew na stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu monitoringu lasu w 2024 r. – <i>Paweł Lech</i>	26
4. Warunki wodne gleb leśnych na terenie Polski w 2024 r. i ich wpływ na stan zdrowotny lasów – <i>Andrzej Boczoń, Robert Hildebrand</i>	40
5. Powierzchnie monitoringu lasów na obszarach Natura 2000 – <i>Robert Hildebrand</i>	48
Część III Badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu	52
6. Przyrost drzew i drzewostanów w latach 2019–2024 na SPO II rzędu – <i>Małgorzata Dudzińska</i>	52
Część IV Badania na stałych powierzchniach obserwacyjnych monitoringu intensywnego (SPO MI)	60
7. Warunki pogodowe w 2024 roku – <i>Leszek Kluziński</i>	600
8. Poziom stężenia NO ₂ i SO ₂ w powietrzu na terenach leśnych – <i>Anna Kowalska</i>	67
9. Wielkość depozytu wnoszonego z opadami atmosferycznymi na terenach leśnych – <i>Anna Kowalska</i>	73
10. Opady podkoronowe oraz spływ po pniu – <i>Anna Kowalska</i>	79
11. Roztwory glebowe – <i>Anna Kowalska</i>	86
12. Zmiany stężeń zanieczyszczeń gazowych, depozycji oraz składu roztworów glebowych na SPO MI po roku 2010 – <i>Anna Kowalska</i>	91
Literatura	98

WSTĘP – PAWEŁ LECH

Badania monitoringowe prowadzone są w Polsce w sieci stałych powierzchni obserwacyjnych I i II rzędu (SPO I i II rzędu) oraz na powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI). Dostarczają wiarygodnych informacji o głównych komponentach ekosystemów leśnych i procesach w nich zachodzących. Pozwalają na ocenę aktualnego stanu zdrowotnego drzewostanów oraz identyfikację kierunków zmian tego stanu w czasie i przestrzeni pod wpływem zmieniających się warunków środowiska, zwłaszcza pogody i zanieczyszczeń powietrza. Badania monitoringu lasów są wypełnieniem przez Polskę postanowień konwencji Ekonomicznej Komisji dla Europy ONZ o transgranicznym rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości (Air Convention, Genewa 1979) i dostarczają niezbędnych informacji do raportowania do Unii Europejskiej w ramach dyrektywy w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych (NEC Directive, 2016).

Głównym czynnikiem kształtującym stan zdrowotny lasów w Polsce na przestrzeni ostatnich lat niezmiennie pozostawały warunki pogodowe, a zwłaszcza dostępność wody. W 2024 roku do końca sezonu wegetacyjnego dostępność wody na terenach leśnych była dobra, dopiero w czwartym kwartale uległa dramatycznemu pogorszeniu, co może rzutować na stan zdrowotny lasów w roku 2025. Wykonane corocznie analizy klimatycznego bilansu wodnego wykazały niedobory, ale i tak na znacznie mniejszym obszarze i w mniejszej skali niż w latach suchych i gorących 2015 i 2018. Generalnie korzystne warunki wilgotnościowe w okresie 2022–2024 skutkowały niewielkim zmniejszeniem średniej defoliacji większości głównych lasotwórczych gatunków drzew w 2024 r. w porównaniu do roku 2023 przez co podtrzymana została relatywnie niska defoliacja drzew występująca w kilku ostatnich latach. Stabilna była również liczba drzew zmarłych i usuniętych, nieznacznie zmalał udział drzew z uszkodzeniami oraz nasilenie występowania uszkodzeń.

Analiza struktury gatunkowej drzew na Stałych Powierzchniach Obserwacyjnych I rzędu (SPO I rz.) monitoringu lasów wskazuje na sukcesywny wzrost udziału ilościowego drzew gatunków liściastych i zmniejszanie się udziału drzew gatunków iglastych. Od 2010 roku udział drzew iglastych w ogólnej liczbie ocenianych drzew zmniejszył się o ponad 4 pp. (z 65,8% w 2010 r. do 61,6% w roku 2024). Względem roku 2010 w roku 2024 zmniejszył się udział świerka (o 17,6%), sosny (o 7,3%) i brzozy (o 2,3%), wzrósł natomiast udział domieszkowych gatunków iglastych (o 52,0%) domieszkowych gatunków liściastych (o 27,0%), dębów (o 20,7%), olszy (o 14,5%), jodły (o 12,2%) oraz buka (o 6,6%). Świadczy to o aktywnym dostosowywaniu struktury gatunkowej drzewostanów gospodarczych do

zmieniających się warunków środowiska przyrodniczego powodowanych przez zmiany klimatyczne.

Badania prowadzone na powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI) w 2024 roku potwierdziły trend zmniejszania się koncentracji zanieczyszczeń powietrza. Na każdej powierzchni w okresie 2011–2024 zanotowano spadek stężenia dwutlenku siarki. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich. W rejonach o niższym poziomie zanieczyszczeń gazowych (Polska północno-wschodnia) spadek stężenia SO_2 był mniejszy, ale również statystycznie istotny. Również stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie wykazywały trend spadkowy na wszystkich SPO MI. Był on najsilniejszy na obszarach o najwyższych jego koncentracjach – w Polsce centralnej i na Górnym Śląsku (Chojnów, Łąck, Zawadzkie). Niższym koncentracjom zanieczyszczeń powietrza towarzyszył w okresie 2011–2024 wzrost wartości pH opadów oraz mniejsza depozycja siarki w formie siarczanów. Depozycja mineralnych związków azotu w mniejszym stopniu niż S-SO_4^{2-} podlegała trendom i choć przeważnie ulegała zmniejszeniu na terenie Polski, zdarzały się lokalizacje o wzrastającej depozycji azotu (Białowieża). Warunki w glebie w okresie ostatnich 10 lat były na większości SPO MI stabilne, trendy wielkości depozycji w niewielkim stopniu znajdowały odzwierciedlenie w zmianach składu chemicznego roztworów glebowych. Kwasowość roztworów glebowych zmniejszała się na obu głębokościach jedynie w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej (powierzchnie świerkowe), Chojnowie (powierzchnia sosnowa) i w Gdańsku (powierzchnia bukowa), co można powiązać z istotnie malejącymi w tych lokalizacjach trendami depozycji związków siarki (S-SO_4^{2-}) i azotu (N-NO_3^-) oraz rosnącą zasadowością opadów.

Prowadzone na SPO MI pomiary służą ocenie stopnia antropogenicznego zagrożenia ekosystemów zakwaszeniem i eutrofizacją, jako pochodną depozycji związków siarki o działaniu zakwaszającym oraz związków azotu, działających zarówno zakwaszająco, jak i eutrofizująco. Wyniki prowadzonych badań monitoringu leśnego wskazują zwłaszcza na to drugie zjawisko jako obecnie realne zagrożenie dla stabilności lasów w Polsce. Ryzyko eutrofizacji wyrażone przekraczaniem tzw. ładunków krytycznych azotu (wynoszących dla Polski od 7 do 15 kg N ha⁻¹) występowało w minionych latach na większości SPO MI, wskazując na nadmierną podaż tego pierwiastka. W konsekwencji, a także wskutek rosnących stężeń CO_2 w powietrzu oraz wydłużonego sezonu wegetacyjnego, następuje z jednej strony przyspieszony przyrost drzew, ale z drugiej zakłócone są symbiotyczne układy mykoryzowe w systemach korzeniowych drzew, co z kolei może powodować

w dłuższej perspektywie niedobory w zaopatrzeniu drzew w związki odżywcze i być przyczyną ich niestabilności.

Zmiany klimatu w Polsce są faktem. 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 czynniki stresowe w dłuższym okresie są zabiegi hodowlane prowadzące do minimalizacji ryzyka ekologicznego przez zwiększenie różnorodności gatunkowej drzewostanów i dostosowywanie ich składów gatunkowych do przewidywanych scenariuszy klimatycznych. Z punktu widzenia zwiększania akumulacji CO₂ w biomasie korzystne byłoby szersze wykorzystanie odnowień naturalnych i podsadzeń oraz ograniczenie zrębów zupełnych, które powodują uwalnianie CO₂ z szybko rozkładającej się materii organicznej.

Podsumowując stwierdzić należy, że w roku 2024 stan zdrowotny lasów w Polsce był dobry i stabilny, co może być efektem, z jednej strony korzystnych warunków pogodowych zwłaszcza w roku 2023, a z drugiej – działań dostosowujących gospodarkę leśną do zmieniających się warunków środowiska przyrodniczego.

CZĘŚĆ I PROGRAM MONITORINGU LASÓW

1. PROGRAM MONITORINGU LASÓW W 2024 ROKU – *PAWEŁ LECH,* *GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI*

Program i metodyka monitoringu lasów w Polsce, w swoich podstawowych założeniach, oparte są na metodyce rekomendowanej przez International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP Forests) („Międzynarodowy Program Koordynujący Ocenę i Monitoring Wpływu Zanieczyszczeń Powietrza na Lasy”, działający w ramach sekretariatu konwencji Europejskiej Komisji Ekonomicznej ONZ w sprawie transgranicznego przemieszczania się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości) (Manual... 2020-2022).

Badania Monitoring lasów (ML) mają na celu określenie zróżnicowania stanu zdrowotnego lasów w przestrzeni i czasie oraz kierunków zmian i ich dynamiki zachodzących w ekosystemach leśnych Polski. W 2024 roku kontynuowano realizację długookresowych celów monitoringu lasów, takich jak:

- określenie przestrzennego rozkładu poziomu uszkodzenia lasów,
- określenie kierunku i tempa zmian czynników biotycznych i abiotycznych oddziałujących na lasy,
- określenie trendu zmian uszkodzenia lasów w czasie,
- określenie warunków pogodowych w trakcie realizowanych badań,
- określenie koncentracji zanieczyszczeń powietrza SO₂ i NO₂ na terenach leśnych w sieci powierzchni monitoringu intensywnego (SPO MI),
- określenie bieżącego poziomu depozycji związków chemicznych docierających do środowiska leśnego,
- opracowanie krótkoterminowych prognoz stanu zdrowotnego lasów.

W ramach programu monitoringu lasów corocznie przeprowadza się obserwacje stanu zdrowotnego drzewostanów (w wieku powyżej 20 lat) oraz symptomów i przyczyn uszkodzeń drzew na wszystkich dostępnych stałych powierzchniach obserwacyjnych I rzędu (SPO I rz.) (sieć powierzchni 8 x 8 km) oraz na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu (SPO II rz.) (nieregularna sieć 148 powierzchni czterech głównych gatunkach lasotwórczych drzew: sosny, świerka, dębu i buka). Rozszerzony zakres badań, pomiarów i obserwacji wykonuje się na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu (w cyklu 4-5 letnim, w 2024 r. wykonano pomiary dendrometryczne) i na stałych powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI wybrane spośród SPO II rzędu) (coroczne pomiary

meteorologiczne, pomiary depozycji gazowych związków siarki i azotu w powietrzu, wielkości oraz składu chemicznego opadów na otwartej przestrzeni i pod koronami drzew oraz składu chemicznego roztworów glebowych). Rycina 1.1 przedstawia lokalizację powierzchni badawczych na terenach leśnych kraju.

W 2024 roku realizowano następujące badania, pomiary i obserwacje:

SPO I rzędu oraz SPO II rzędu

1. Monitoring stanu zdrowotnego drzewostanów – przeprowadzony na 2058 SPO I rzędu (na 1222 powierzchniach w ramach umowy z GIOŚ oraz 836 powierzchniach w ramach umowy z DGLP) i na 133 SPO II rzędu. Na każdej powierzchni obserwacyjnej 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 – przeprowadzony na 2058 SPO I rzędu (na 1222 powierzchniach w ramach umowy z GIOŚ oraz 836 powierzchniach w ramach umowy z DGLP) i na 133 SPO II rzędu. Na 20 drzewach próbnych określono miejsce uszkodzenia na drzewie (w tym lokalizację uszkodzenia w obrębie korony), rodzaj symptomu uszkodzenia, kategorię i klasę czynnika sprawczego oraz rozmiar uszkodzenia.

SPO II rzędu

3. Monitoring dendrometryczny – przeprowadzony na 133 SPO II rzędu. Wykonano pomiary pierśnic wszystkich drzew grubszych niż 7 cm, wysokości 30 drzew gatunku panującego oraz 15 drzew gatunków domieszkowych. Dla drzew gatunków iglastych wykonano również pomiar grubości kory oraz ocenę defoliacji.

SPO Monitoringu Intensywnego

4. 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 [dm³/m³], promieniowania całkowitego [W/m²], prędkości wiatru [m/s],

kierunku wiatru [°] oraz opadu atmosferycznego [mm]. Pomiary były wykonywane przez automatyczne stacje meteorologiczne w cyklu ciągłym.

5. Monitoring jakości powietrza atmosferycznego – przeprowadzony w pobliżu 12 SPO MI. Punkty pomiarowe zlokalizowane są na terenach leśnych, w miejscach oddalonych od ściany lasu o co najmniej 50 m. Każdy punkt pomiarowy wyposażony jest w 3 zmodyfikowane pasywne próbniki Amaya-Krochmala umieszczone około 2,0 m nad powierzchnią gruntu, wymieniane co miesiąc. Określenie stężenia SO_2 i NO_2 [$\mu\text{g m}^{-3}$] metodą chromatografii jonowej następuje po dostarczeniu próbników do laboratorium.

6. Monitoring depozytu zanieczyszczeń na otwartej przestrzeni – przeprowadzony na 12 SPO MI. Punkty poboru próbek opadów zlokalizowane są w punktach pomiaru zanieczyszczeń gazowych. Kolektory umieszcza się w miejscach wolnych od zadrzewień na wysokości około 2 m nad gruntem: latem są to trzy 5-litrowe pojemniki, wyposażone w lejek z sitkiem o średnicy 15 cm, wykonane z tworzywa chroniącego przed nagrzewaniem i dostępem światła słonecznego, zimą – otwarte pojemniki plastikowe 10-litrowe o średnicy 25 cm. Pobór próbek wykonywany jest w cyklu miesięcznym.

7. Monitoring chemizmu opadów podkoronowych (w tym spływu po pniu) – obejmował pomiary opadów podkoronowych na 12 SPO MI oraz spływu po pniu na dwóch powierzchniach bukowych, w cyklu miesięcznym. Na 12 powierzchniach w okresie letnim pobierano próbki z 25 chwytników podkoronowych (polietylenowych butli o pojemności 5 litrów z lejkami o powierzchni chwytnej 201 cm^2), zimą – z 6 wiader z tworzywa sztucznego o pojemności około 24 litrów i powierzchni chwytnej 784 cm^2 . Spływ po pniu pobierano latem z sześciu drzew o cechach reprezentatywnych dla danej powierzchni. Na drzewach o pierśnicy poniżej 20 cm wielkość spływu po pniu mierzono z zastosowaniem 90 litrowych pojemników, natomiast na pozostałych drzewach – automatycznie, z elektroniczną rejestracją wyników.

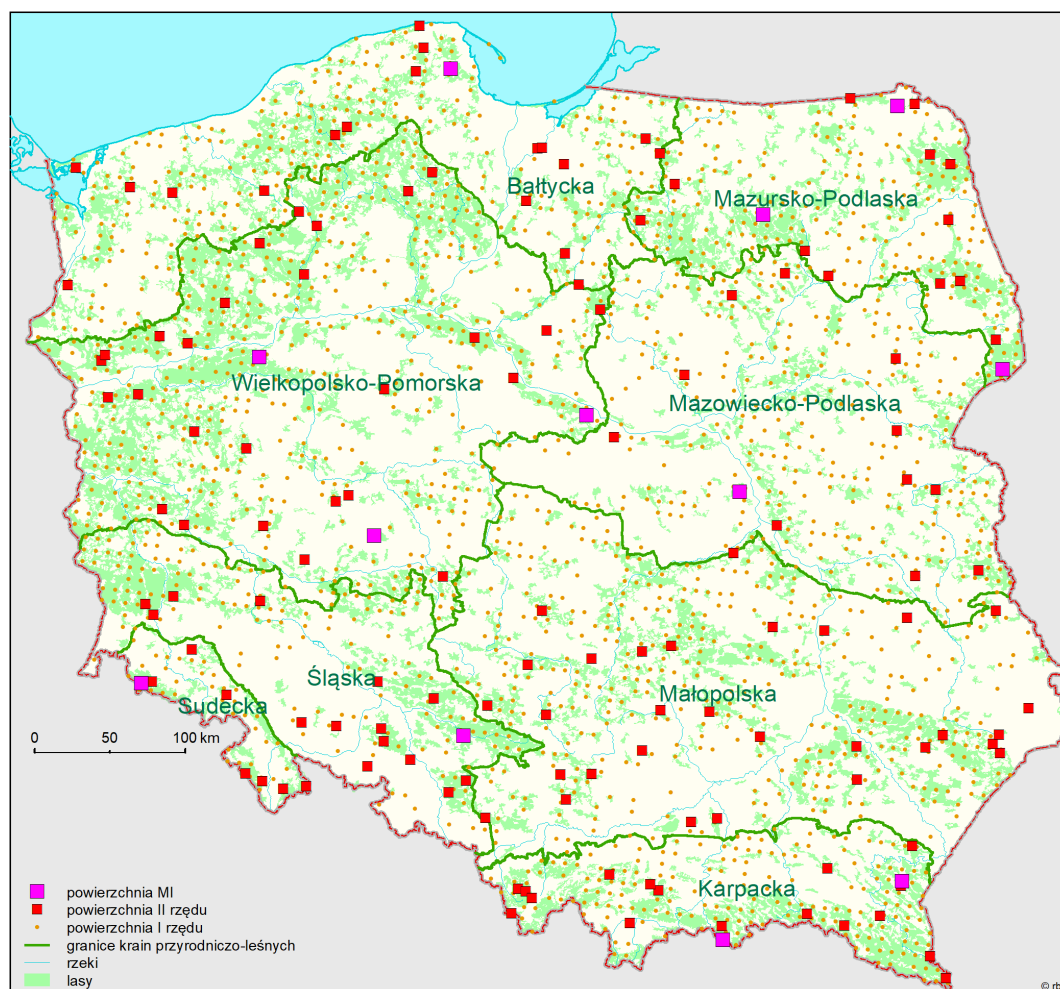
8. Monitoring chemizmu roztworów glebowych – przeprowadzony na 12 SPO MI. W cyklu miesięcznym wykonywano pobór próbek z 20 kwarcowo-teflonowych podciśnieniowych lizymetrów PRENART®, rozmieszczonych po 10 na każdej z dwóch głębokości: 25 i 50 cm). 2-litrowe butle PE gromadzące wodę z lizymetrów zamknięte są w pojemnikach z tworzywa zakopanych równo z powierzchnią gleby.

Analizy próbek opadów (z otwartej przestrzeni i podkoronowych) oraz roztworów glebowych pobranych na SPO MI obejmowały: pomiar objętości, przewodności elektrolitycznej właściwej (metodą konduktometryczną), pH (metodą potencjometryczną),

zasadowości w próbkach o pH wyższym niż 5 (metodą miareczkowania potencjometrycznego), koncentracji kationów: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} [mg l^{-1}] (metodą emisyjnej spektrofotometrii atomowej ICP-OES), koncentracji jonów: NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} [mg l^{-1}] (metodą chromatografii jonowej), koncentracji metali ciężkich: Cd, Pb, Cu, Zn (metodą emisyjnej spektrometrii atomowej ICP-OES), stężenia RWO (metodą spektrofotometrii w zakresie podczerwieni IR) oraz stężenia azotu związanego (metodą chemiluminescencji). Analizy chemiczne pobranych próbek opadów i roztworów glebowych zostały wykonane w certyfikowanym Laboratorium Chemii Środowiska Przyrodniczego Instytutu Badawczego Leśnictwa.

CZĘŚĆ II BADANIA NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH I RZĘDU

W 2024 roku przeprowadzono obserwacje na 2058 SPO I rzędu (na 1222 w ramach umowy z GIOŚ oraz na 836 w ramach umowy z DGLP) (ryc. 1.1). 1394 powierzchnie znajdowały się w lasach będących w zarządzie Lasów Państwowych, 534 powierzchnie – w lasach będących własnością osób fizycznych, 36 powierzchni – w granicach parków narodowych, 94 powierzchnie – w lasach pozostałych form własności.



Rycina 1.1. Położenie powierzchni monitoringu lasów w krainach przyrodniczo-leśnych w 2024 roku

Liczba powierzchni w lasach wszystkich form własności zawiera się w przedziale:

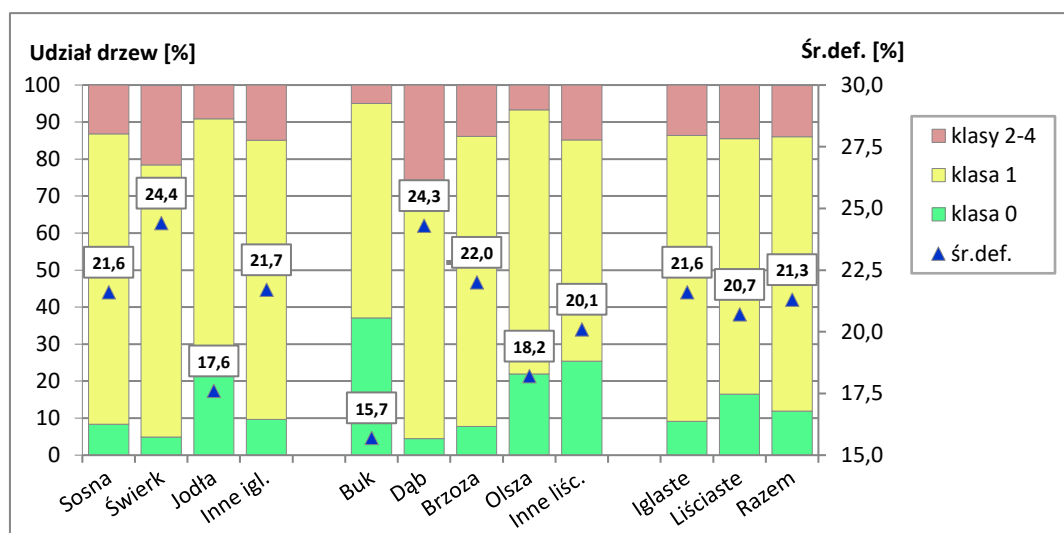
- 1) w układzie krain przyrodniczo-leśnych: od 40 w Krainie Sudeckiej do 482 w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej,
- 2) w układzie rdLP: od 69 w RDLP w Pile do 189 w RDLP w Białymstoku,
- 3) w układzie województw: od 39 w województwie opolskim do 215 w województwie mazowieckim.

Liczby powierzchni wg gatunku panującego w drzewostanie w 2024 r. wynosiły: powierzchnie z dominacją sosny – 1212, świerka – 80, jodły – 50, innych iglastych – 24, buka – 80, dębu – 150, brzozy – 193, olszy – 156 oraz innych liściastych – 113.

2. OCENA POZIOMU ZDROWOTNEGO MONITOROWANYCH GATUNKÓW DRZEW W 2024 R. I PORÓWNANIE W LATACH 2015–2024 – JADWIGA MAŁACHOWSKA, PAWEŁ LECH, GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI

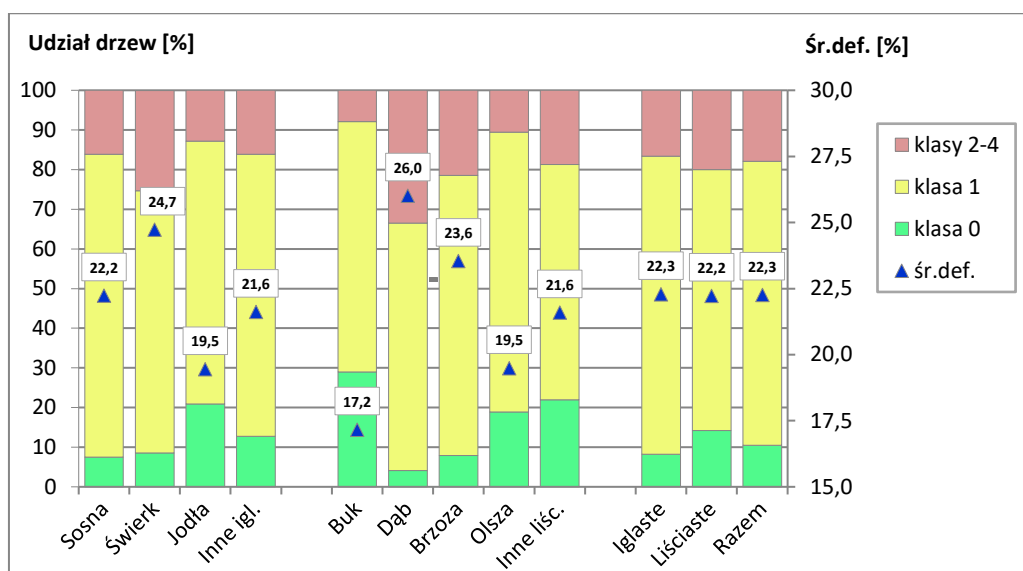
Parametrami oceny kondycji zdrowotnej gatunków drzew są następujące charakterystyki: procentowy udział drzew zdrowych (klasa 0, defoliacja 0–10%), procentowy udział drzew z klas defoliacji 2 do 4 (defoliacja > 25% i drzewa martwe) oraz średnia defoliacja. Klasa ostrzegawcza (klasa 1, lekka defoliacja,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

Zróznicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew ogółem w kraju w 2024 r. oraz w dziesięcioleciu 2015-2024

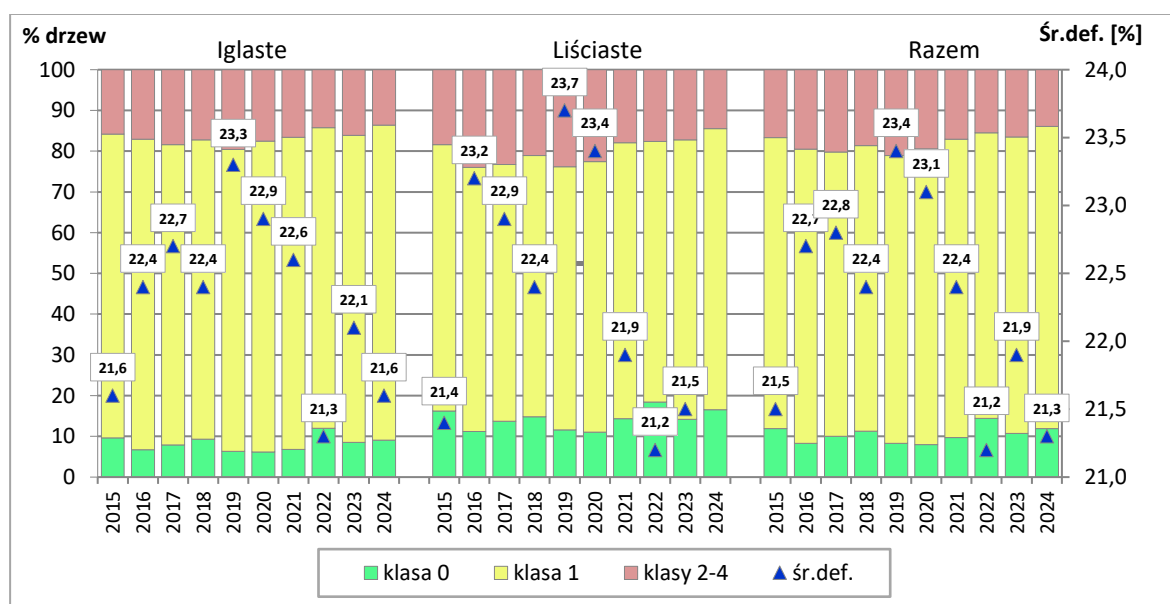


Rycina 2.1. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w 2024 roku.

W 2024 r. średnia defoliacja wszystkich gatunków razem wynosiła 21,3%, iglastych – 21,6%, liściastych – 20,7%. Udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) gatunków razem wynosił 11,9%, udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 13,9%. Gatunki liściaste charakteryzowały się wyższym udziałem drzew zdrowych (16,5%) oraz wyższym udziałem drzew o osłabionej kondycji (14,5%) niż gatunki iglaste (odpowiednio: 9,1% i 13,6%). Udział drzew w klasie ostrzegawczej (drzewa o defoliacji powyżej 10% do 25%) wynosił: gatunków razem – 74,1%, gatunków iglastych – 77,3%, a gatunków liściastych – 69,0% (ryc. 2.1).



Rycina 2.2. Średni udział drzew [%] monitorowanych gatunków w klasach defoliacji oraz średnia wartość średniej defoliacji [%] w dziesięcioleciu 2015-2024.



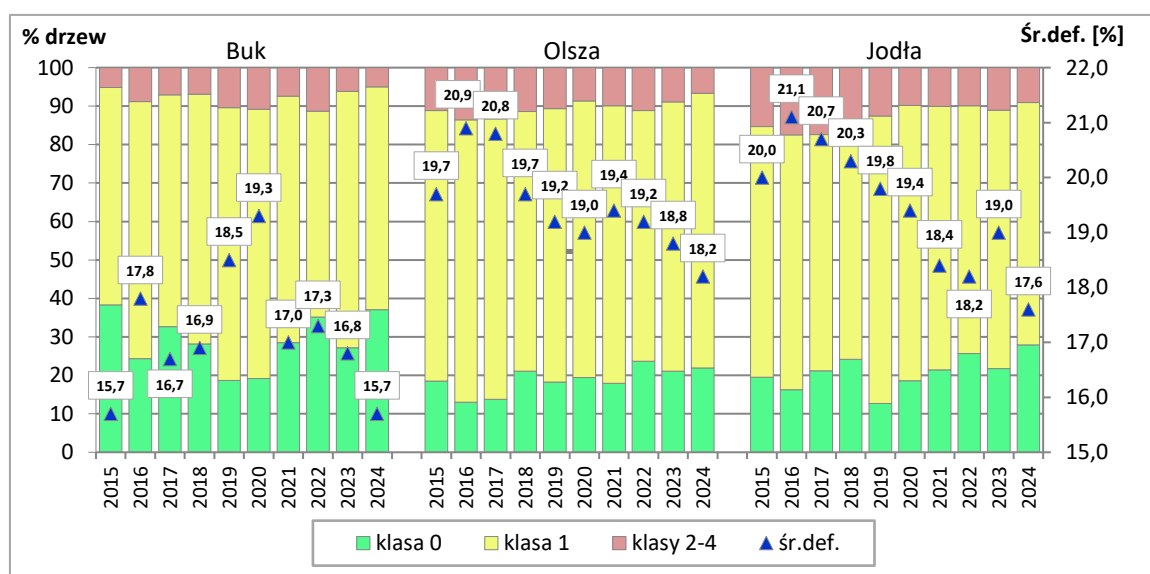
Rycina 2.3. Udział drzew [%] gatunków iglastych, liściastych i razem w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w dziesięcioleciu 2015-2024.

Uśredniona dla dziesięciolecia 2015-2024 wartość średniej defoliacji gatunków razem wynosiła 22,3%, gatunków iglastych – 22,3%, a gatunków liściastych – 22,2%. Średni udział drzew o defoliacji do 10% dla gatunków razem wynosił 10,5%, a średni udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 17,9%. Gatunki liściaste charakteryzowały się wyższym średnim udziałem drzew zdrowych (14,2%) oraz wyższym średnim udziałem drzew w klasach defoliacji 2-4 (20,0%) niż gatunki iglaste (odpowiednio: 8,2% i 16,6%). Średni udział drzew w klasie ostrzegawczej (drzewa o defoliacji powyżej 10% do 25%) wynosił: gatunków razem – 71,7%, gatunków iglastych – 75,2%, a gatunków liściastych – 65,8% (ryc. 2.2).

W kolejnych latach dziesięciolecia 2015-2024 poziom zdrowotności lasów nie wykazywał dużych różnic w skali kraju. Lepszą kondycję drzew gatunków razem obserwowano w latach 2015 i 2022-2024, słabszą – w latach 2016-2021 (ryc. 2.3). Udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 8,0% w 2020 r. do 14,4% w 2022 r., udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – od 13,9% w 2024 r. do 21,1% w 2019 r., a średnia defoliacja – od 21,2% w 2022 r. do 23,4% w 2019 r.

Zmienność kondycji zdrowotnej drzew w kolejnych latach dziesięciolecia 2015-2024 w zależności od gatunku

W dziesięcioleciu 2015-2024 gatunkiem o najlepszej kondycji zdrowotnej był **buk**. W porównaniu z innymi grupami gatunków, buk charakteryzował się najlepszą kondycją do roku 2018. W latach 2019-2020, na skutek stopniowego pogarszania się kondycji drzew tego gatunku, oraz poprawy w tym okresie stanu koron jodeł i olszy nastąpiło zrównanie poziomu zdrowotności buka z poziomem zdrowotności olszy i jodły. W latach 2021-2024 buk ponownie uzyskał najlepszą lokatę w tym rankingu, jednak różnice jego poziomu zdrowotnego w porównaniu ze zdrowotnością olszy i jodły nie były tak duże jak w latach 2015-2018. (ryc. 2.4).

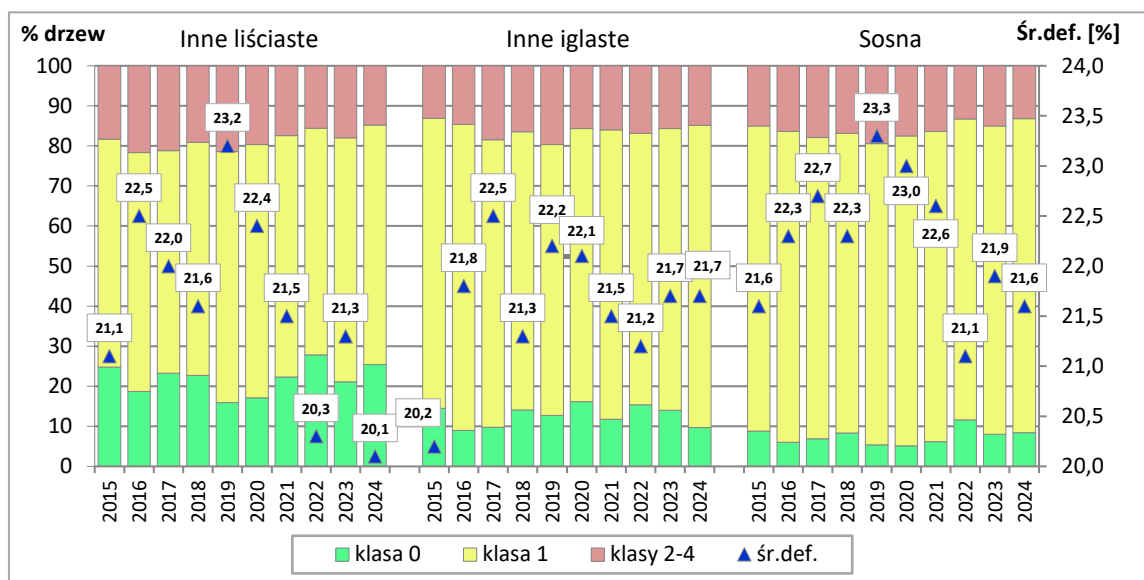


Rycina 2.4. Udział [%] buka, olszy i jodły w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2015-2024.

Olsze w dziesięcioleciu charakteryzowały się dobrą kondycją wśród monitorowanych gatunków. W 2024 r. stan koron olszy był w najlepszej kondycji zdrowotnej, natomiast w latach 2016 – 2017 gorszy niż w pozostałych latach.

Kondycja **jodły** w dziesięcioleciu była porównywalna z kondycją olszy. W latach 2021, 2022 i 2024 kondycja drzew tego gatunku była bardzo dobra, w latach 2019, 2020 i 2023 – dobra. Słabszą kondycję jodły zanotowano w latach 2015-2018 (ryc. 2.4).

Gatunki ‘inne iglaste’ wraz z sosną i gatunkami ‘inne liściaste’ zaliczone zostały do grupy gatunków o średnim poziomie defoliacji. W dziesięcioleciu 2015-2024 charakteryzowały się małą zmiennością kondycji zdrowotnej. W 2015 roku kondycja drzew tej grupy gatunków była nieco lepsza, a w latach 2017 i 2019 – nieco gorsza w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia (ryc. 2.5).



Rycina 2.5. Udział [%] ‘innych liściastych’, ‘innych iglastych’ i sosny w klasach defoliacji oraz śr. defoliacji [%] w latach 2015–2024.

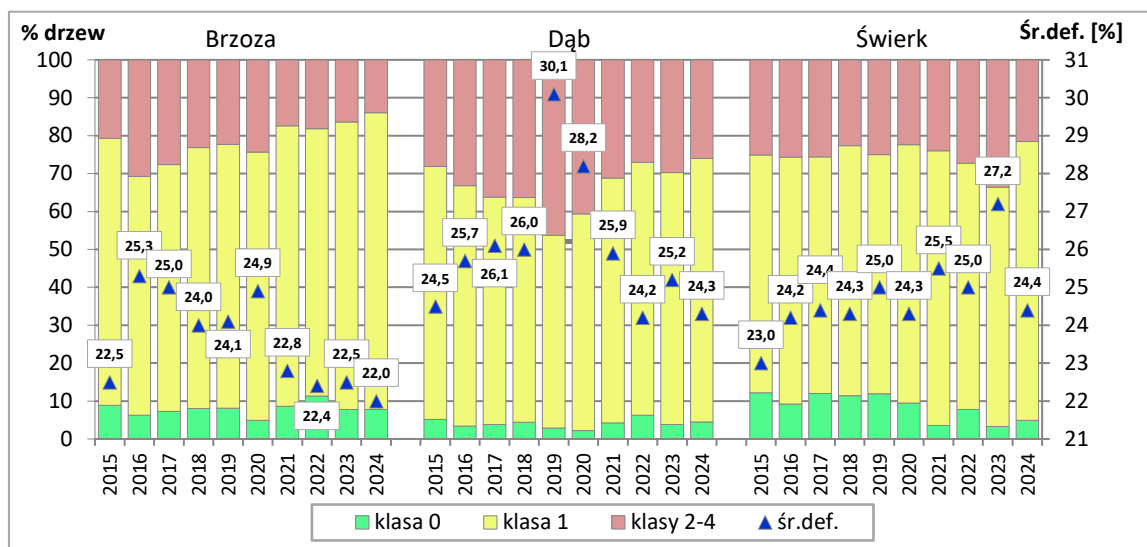
Gatunki ‘inne liściaste’ charakteryzowały się umiarkowaną zmiennością kondycji zdrowotnej. Dobrą kondycją zdrowotną charakteryzowały się drzewa tej grupy gatunków w latach 2022 i 2024, średnią kondycję zanotowano w latach: 2015, 2017-2018, 2021 i 2023, gorszą – w latach 2016 i 2020, natomiast najslabszą – w 2019 roku (ryc. 2.5).

Sosna charakteryzowała się średnim poziomem defoliacji, jej kondycja była stabilna w kolejnych latach dziesięciolecia. Niższą, w porównaniu z innymi latami, defoliację drzew tego gatunku odnotowano w latach 2015, 2022 i 2024, wyższą – w 2019 roku (ryc. 2.5).

Defoliacja **świerka** w dziesięcioleciu była wysoka w porównaniu z innymi gatunkami. Jest to również gatunek, który charakteryzował się dużą zmiennością kondycji zdrowotnej w omawianym okresie. Niższą defoliację drzew tego gatunku odnotowano w 2015 roku, umiarkowaną – w latach 2016-2018, 2020 i 2024, wyższą – w latach 2019, 2021 i 2022, najwyższą – w 2023 roku (ryc. 2.6).

Brzoza również charakteryzowała się wysokim poziomem defoliacji (osłabioną kondycją zdrowotną) w porównaniu z innymi gatunkami. Zmienność kondycji tego gatunku w ciągu kolejnych lat obserwacji była umiarkowana. Lepszą, w porównaniu z innymi latami,

kondycję brzoź odnotowano w latach 2015, 2021-2024, średnią – w latach 2018-2019, gorszą – w latach 2016, 2017 i 2020 (ryc. 2.6).



Rycina 2.6. Udział [%] brzozy, dębu i świerka w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2015–2024.

Dąb to gatunek o najslabszej kondycji zdrowotnej w dziesięcioleciu. Jest to również gatunek, u którego występowała największa (w porównaniu z innymi gatunkami) zmienność kondycji w czasie. Lepszą, w porównaniu z innymi latami, kondycję dębów odnotowano w latach 2015, 2022 i 2024. W latach 2016–2018 oraz 2021 i 2023 kondycja dębów była gorsza. Znacznie gorszą kondycję dębów odnotowano w 2020 roku, najslabszą – w 2019 roku. Dąb, w porównaniu z innymi grupami gatunków, charakteryzował się najslabszą kondycją do roku 2021. W latach 2022-2023, z uwagi na poprawę kondycji dębu oraz pogorszenie się w tym czasie stanu koron świerka, świerk był gatunkiem o najslabszej kondycji zdrowotnej. W 2024 r. nastąpiło zrównanie kondycji obydwu gatunków (ryc. 2.6).

W 2024 r. kolejność gatunków od najbardziej do najmniej zdrowych (ustalona na podstawie analizy trzech parametrów określających zdrowotność: średniej defoliacji, udziału drzew zdrowych i udziału drzew w klasach defoliacji 2-4) jest następująca: buk << jodła, olsza < 'inne liściaste' << sosna, 'inne iglaste', brzoza << świerk, dąb.

Biorąc pod uwagę średnie wartości parametrów składających się na ocenę zdrowotności monitorowanych gatunków drzew w latach 2015-2024 kolejność gatunków od najbardziej do najmniej zdrowych przedstawiała się następująco: buk << olsza, jodła < 'inne iglaste', 'inne liściaste', sosna < brzoza < świerk << dąb.

Ogółem w dziesięcioleciu 2015-2024 poziom zdrowotności lasów nie wykazywał dużych różnic w skali kraju. Lepszą kondycję drzew 'gatunków razem' obserwowano w latach 2015 i 2022-2024, słabszą – w latach 2016-2021.

Najbardziej stabilną kondycją zdrowotną w dziesięcioleciu charakteryzowała się sosna, największą zmiennością kondycji charakteryzował się dąb.

Zróźnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew w zależności od wieku – 2024 r.

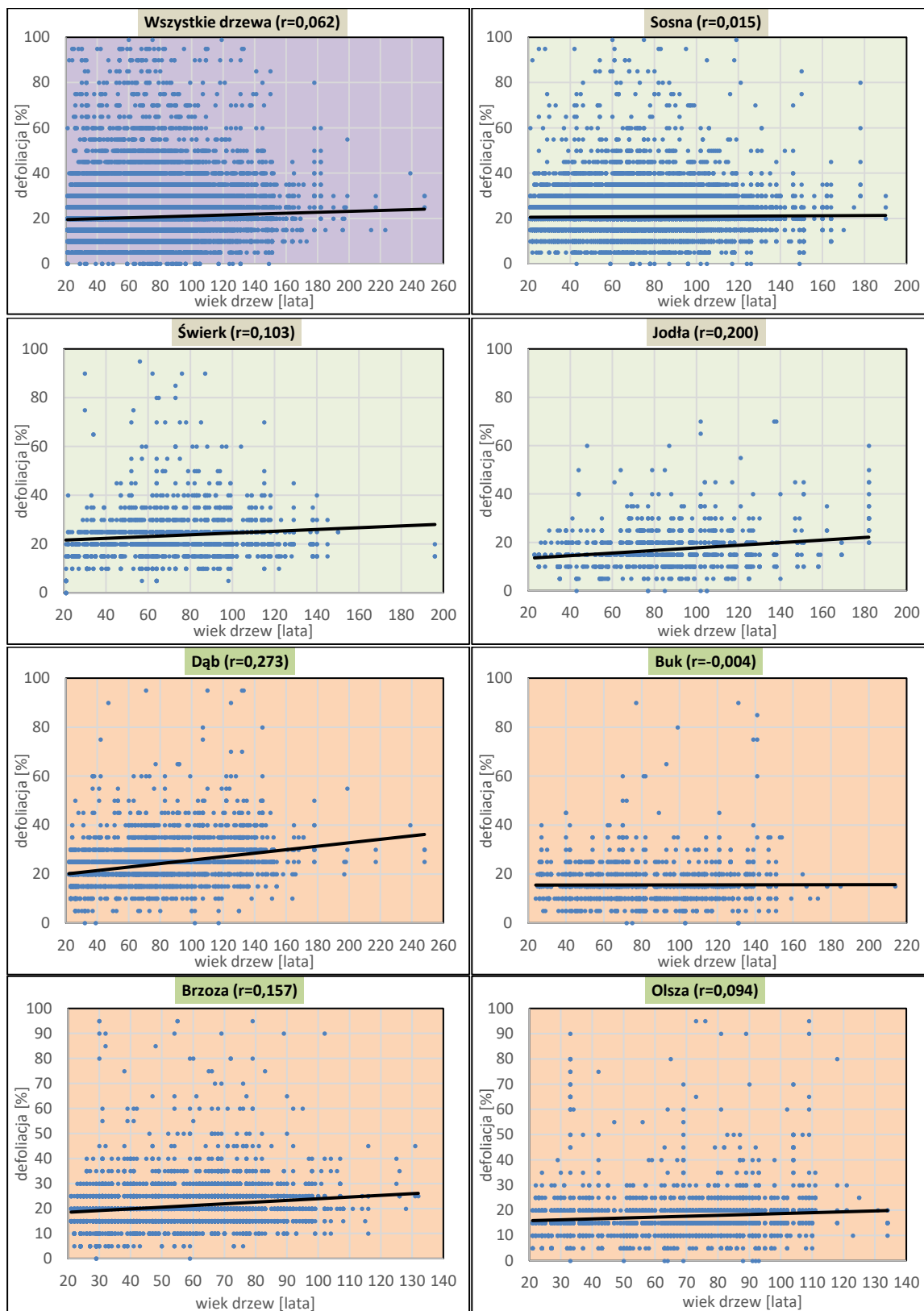
Porównano kondycję zdrowotną (wyrażoną poziomem defoliacji) drzew młodszych (do 60 lat) i starszych (powyżej 60 lat) na tle stanu drzew w całym zakresie wiekowym (powyżej 20 lat). Wykonano również analizę regresji defoliacji drzew w zależności od ich wieku dla 7 głównych lasotwórczych gatunków drzew (sosna, świerk, jodła, buk, dąb, brzoza i olsza) oraz dla wszystkich drzew łącznie (ryc. 2.7).

W 2024 roku ogółem dla wszystkich drzew objętych obserwacjami udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) wynosił 11,9%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (powyżej 25% defoliacji i drzewa martwe) – 13,9%, a średnia defoliacja – 21,3%. Wśród drzew młodszych zanotowano 12,6% drzew zdrowych, 12,5% drzew w klasach defoliacji 2-4, a średnia defoliacja wynosiła 21,0%. Wśród drzew starszych udział drzew zdrowych wynosił 11,6%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – 14,7%, a średnia defoliacja – 21,4%. Taki układ udziału drzew zdrowych i drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz średniej defoliacji w grupach wiekowych **w zestawieniu ‘gatunki razem’** wskazuje na istnienie bardzo słabej pozytywnej zależności pomiędzy defoliacją drzew, a ich wiekiem. Podobne wyniki dała analiza regresji pomiędzy defoliacją i wiekiem drzew ($r=0,066$) (ryc. 2.7).

Porównanie udziału drzew zdrowych, udziału drzew o defoliacji powyżej 25% oraz średniej defoliacji wśród drzew młodszych (do 60 lat) i starszych (powyżej 60 lat) w 2024 roku wykazało znaczny spadek kondycji drzew wraz z wiekiem u dębu, brzozy i świerka, mniejszy – u jodły i olszy. U buka zaobserwowano niewielką poprawę kondycji wraz ze wzrostem wieku, wyrażoną głównie wyższym udziałem drzew zdrowych wśród drzew starszych.

Wśród gatunków **iglastych** w analizie regresji przeważał trend pogarszania się kondycji wraz ze wzrostem wieku, silniej wyrażony u jodły, słabiej – u świerka i najsłabiej u sosny (ryc. 2.7). Wartości współczynnika korelacji r wynosiły odpowiednio: 0,200 (jodła), 0,103 (świerk), 0,015 (sosna).

Wśród gatunków **liściastych** na podstawie analizy regresji stwierdzono znaczny spadek kondycji wraz ze wzrostem wieku u dębu i brzozy, niewielki – u olszy. W przypadku buka takiej zależności nie wykazano. Wartości współczynnika korelacji r wynosiły odpowiednio: 0,273 (dąb), 0,157 (brzoza), 0,094 (olsza), -0,004 (buk) (ryc.3.12).



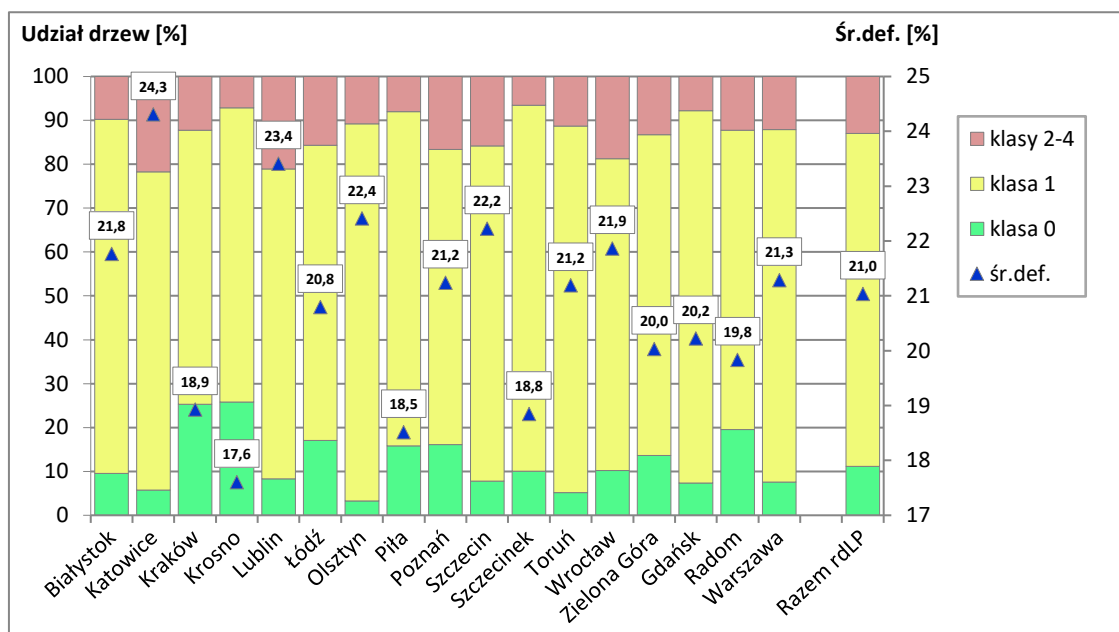
Rycina 2.7. Zależność defoliacji sosen, świerków, jodeł, dębów, buków, brzoź, olsz i wszystkich drzew łącznie z klas Krafta 1, 2 oraz 3 od wieku drzew w 2024 r.

W 2024 roku analiza regresji pomiędzy defoliacją i wiekiem drzew wykazała: w przypadku większości głównych lasotwórczych gatunków drzew i wszystkich drzew razem wraz z wiekiem rosła średnia defoliacja. Znaczny spadek kondycji drzew wraz z wiekiem stwierdzono u dębu, jodły i brzozy, mniejszy u jodły i olszy, bardzo słaby u sosny. U buka takiej zależności nie wykazano.

Kondycja zdrowotna drzew według lokalizacji powierzchni badawczych

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w 2024 roku

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach w RDLP w Krośnie, gdzie zanotowano najwyższy udział drzew zdrowych (25,8%), niski udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (7,2%) oraz najniższą w zestawieniu średnią defoliację (17,6%).



Rycina 2.8. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (lasa w zarządzie LP) w 2024 r.

Niewiele gorszą kondycją zdrowotną charakteryzowały się drzewa w lasach w rdLP w Krakowie, Pile i Radomiu (od 15,8% do 25,3% drzew zdrowych, od 8,0% do 12,3% drzew w klasach defoliacji 2-4, od 18,5% do 19,8% średniej defoliacji).

Średni stan zdrowotny drzew zarejestrowano w lasach w rdLP w Szczecinku, Łodzi, Zielonej Górze, Białymstoku, Gdańsku i Poznaniu (od 7,4% do 17,1% drzew zdrowych, od 6,5% do 16,6% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 18,8% do 21,8% średniej defoliacji).

Słabszą kondycję zdrowotną drzew zanotowano w lasach w rdLP w Warszawie, Toruniu, Olsztynie, Szczecinie i Wrocławiu: udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 3,2% do 10,2%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – od 10,8% do 18,7%, a średnia defoliacja – od 21,2% do 22,4%.

Najsłabszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach rdLP w Lublinie i Katowicach, gdzie zanotowano niski udział drzew zdrowych (8,3% i 5,7%), wysoki udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (21,1% i 21,8%) oraz wysoką średnią defoliację (23,4% i 24,3%).

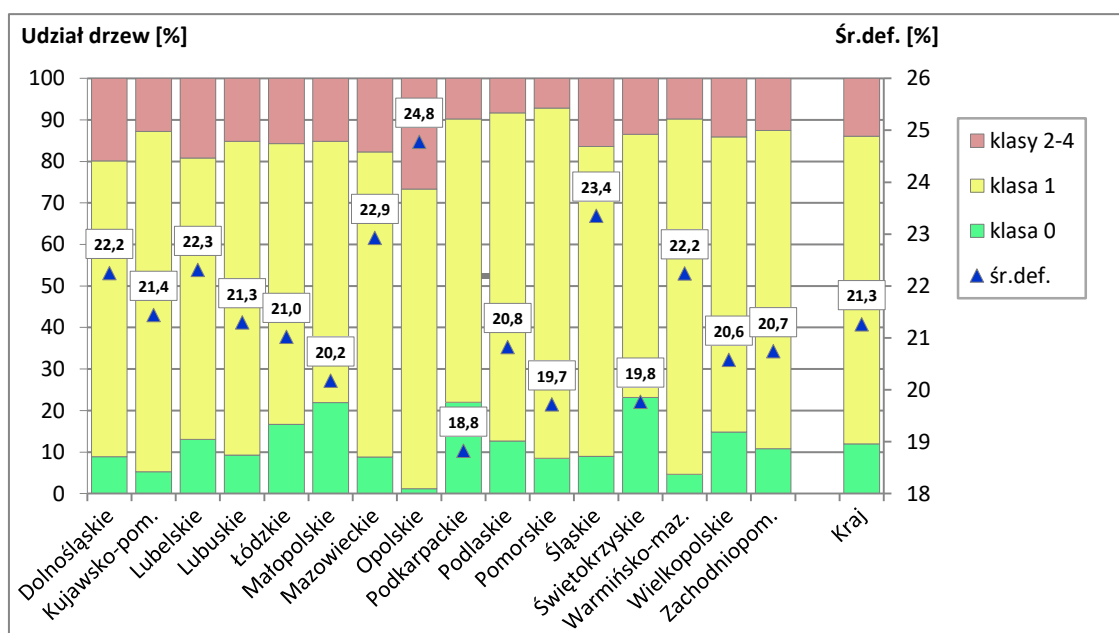
Regionalne dyrekcje Lasów Państwowych pogrupowano według poziomu zdrowotności lasów od najbardziej do najmniej zdrowych. W 2024 r. ich kolejność jest następująca: Krosno < Kraków < Piła, Radom < Szczecinek, Łódź, Zielona Góra, Białystok, Gdańsk, Poznań < Warszawa, Toruń, Olsztyn, Szczecin, Wrocław < Lublin < Katowice.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie województw w 2024 r.

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach województwa podkarpackiego (22,0% drzew zdrowych, 9,8% drzew w klasach 2-4 oraz 18,8% średniej defoliacji).

Dobłą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województw: świętokrzyskiego, małopolskiego i podlaskiego (od 12,6% do 23,1% drzew zdrowych, od 8,3% do 15,1% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 19,8% do 20,8% średniej defoliacji).

Umiarkowanie dobrą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województw: pomorskiego, łódzkiego, wielkopolskiego i zachodniopomorskiego (od 8,5% do 16,7% drzew zdrowych, od 7,2% do 15,7% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 19,7% do 21,0% średniej defoliacji).



Rycina 2.9. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie województw w 2024 r.

Kondycję zdrowotną drzew na średnim poziomie obserwowano w lasach województw: lubuskiego, kujawsko-pomorskiego i warmińsko-mazurskiego (od 4,6% do 9,3% drzew zdrowych, od 9,8% do 15,2% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 21,3% do 22,2% średniej defoliacji).

Oslabioną kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województw: lubelskiego, śląskiego, mazowieckiego i dolnośląskiego (od 8,8% do 13,1% drzew zdrowych, od 16,4% do 19,8% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 22,2% do 23,4% średniej defoliacji).

Najgorszą kondycję drzew obserwowano w lasach województwa opolskiego, gdzie zanotowano najniższy udział drzew zdrowych (1,2%), najwyższy udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (26,7%) oraz najwyższą średnią defoliację (24,8%).

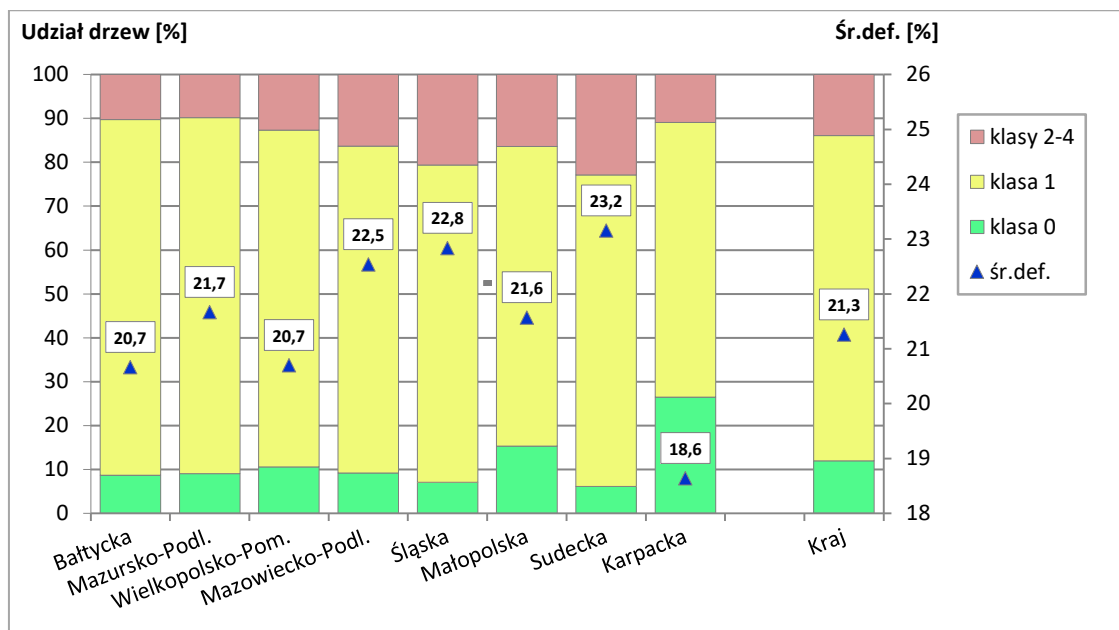
Województwa uszeregowane grupami według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach od najzdrowszych do najmniej zdrowych (2024 rok): podkarpackie < świętokrzyskie, małopolskie, podlaskie < pomorskie, łódzkie, wielkopolskie, zachodniopomorskie < lubuskie, kujawsko-pomorskie, warmińsko-mazurskie < lubelskie, śląskie, mazowieckie, dolnośląskie << opolskie.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2024 roku

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach Krainy Karpackiej zanotowano tam najwyższy, w porównaniu z innymi krainami, udział drzew zdrowych (26,5%), niski udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (10,9%) i najniższą w zestawieniu średnią defoliację (18,6%) (ryc. 2.10).

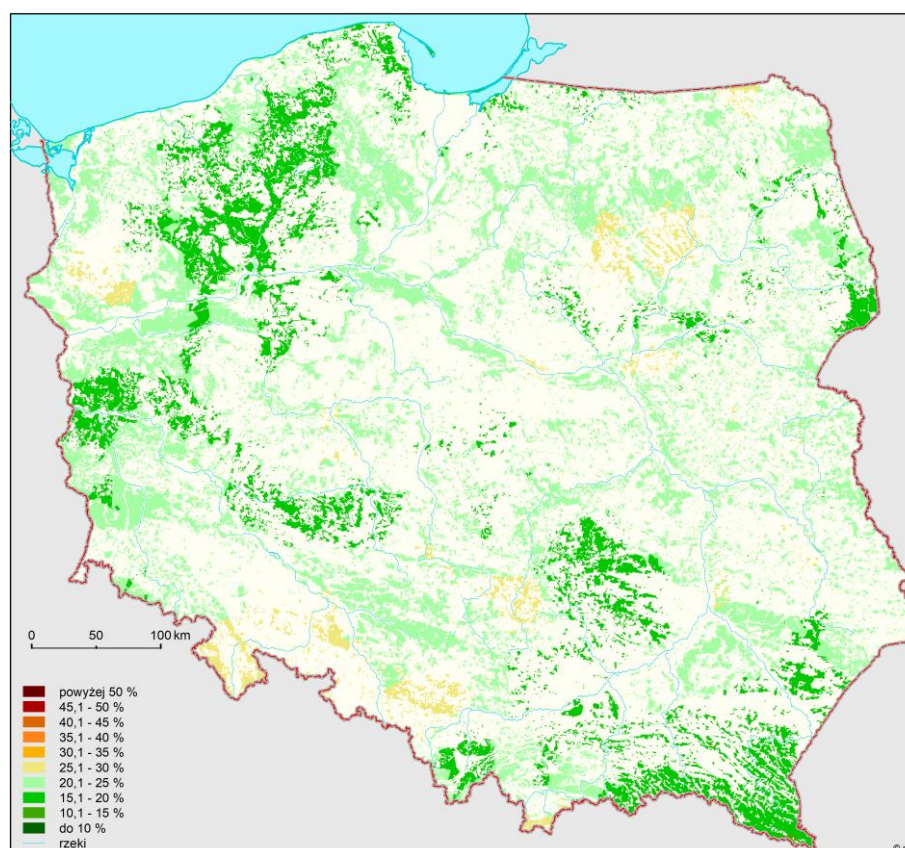
Dobrą kondycję drzew zanotowano w lasach krain: Bałtyckiej i Wielkopolsko-Pomorskiej, średnią – w lasach krain: Małopolskiej i Mazursko-Podlaskiej, natomiast słabszą od średniej – w lasach Krainy: Mazowiecko-Podlaskiej.

Najsłabszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach krain: Śląskiej i Sudeckiej. Wystąpiło tam niewiele drzew zdrowych (7,1% i 6,1%), dużo drzew w klasach defoliacji 2-4 (20,6% i 22,9%), średnia defoliacja była wysoka (22,8% i 23,2%) w porównaniu z innymi krainami.



Rycina 2.10. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2024 r.

W 2024 r. uszeregowanie krain przyrodniczo-leśnych grupami według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach od najzdrowszych do najmniej zdrowych wyglądało następująco: Karpacka << Bałtycka, Wielkopolsko-Pomorska < Małopolska, Mazursko-Podlaska < Mazowiecko-Podlaska < Śląska, Sudecka.



Rycina 2.11. Poziom defoliacji drzewostanów (z wyróżnieniem 5% przedziałów defoliacji) na podstawie wizualnej oceny stanu koron drzew próbnych na SPO I rzędu – 2024 rok

Mapa prezentująca wyniki obserwacji defoliacji drzew na SPO I rzędu (ryc. 2.11) pozwala na bardziej szczegółowe wydzielenie obszarów zróżnicowanych pod względem zdrowotności lasów w kraju.

Drzewostany o wysokim poziomie zdrowotności (do 20% średniej defoliacji) występowały w wielu kompleksach leśnych w Krainie Bałtyckiej (Puszcza Drawska, kompleksy leśne na południe od Kołobrzegu, Koszalina i Słupska, aż do południowych granic Krainy, Lasy Oliwsko-Darżlubskie, lasy między Lubiatowem, Dębkami i Kolbudami, lasy okolic Kwidzyna, Sztumu i Tczewa oraz położone na północny wschód od Elbląga. W Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej były to kompleksy leśne położone w Borach Lubuskich, Borach Tucholskich, w okolicach Szczecinka, Drawska Pomorskiego, kompleksy leśne położone na północ od Poznania w kierunku Człopy, Piły, Tucholi i Chojnic, lasy między Bydgoszczą i Chodzieżą oraz w Lasach Doliny Baryczy i Lasach Rychtalskich. W Krainie Mazursko-Podlaskiej były to kompleksy leśne położone w Puszczy Białowieskiej i w Puszczy Knyszyńskiej, lasy między Sokółką i Dąbrową Białostocką oraz między Dąbrową Białostocką, Elkiem i Knyszynem, natomiast w Krainie Mazowiecko-Podlaskiej – lasy między Wyszkowem, Łochowem i Ostrowią Mazowiecką (w Puszczy Białej), lasy okolic Wysokiego Mazowieckiego oraz punktowo w okolicach Grotnik i Brzezin. Ponadto kompleksy leśne o wysokiej zdrowotności występowały w Krainie Małopolskiej w Puszczy Świętokrzyskiej, Puszczy Sandomierskiej i Puszczy Solskiej, między Niepołomicami, Bochnią i Tarnowem, punktowo między Aleksandrowem Łódzkim i Grotnikami oraz wokół Bełchatowa, w Krainie Karpackiej – na zachód od Nowego Sącza i Brzeska (w tym okolice Rymanowa i Brzozowa, Lasy Birczańskie i Lasy Bieszczadzkie), między Limanową, Mszaną Dolną i Nowym Targiem oraz między Bielsko-Białą, Ustroniem, Koniakowem, Węgierską Górką i Żywcem. W Krainie Śląskiej były to lasy na południowy zachód od Żagania (okolice Wymiarek) oraz kompleksy leśne położone w Lasach Doliny Baryczy i Lasach Rychtalskich, natomiast w Krainie Sudeckiej – lasy między Lubomierzem a Jakuszcycami oraz w okolicach Karpacza.

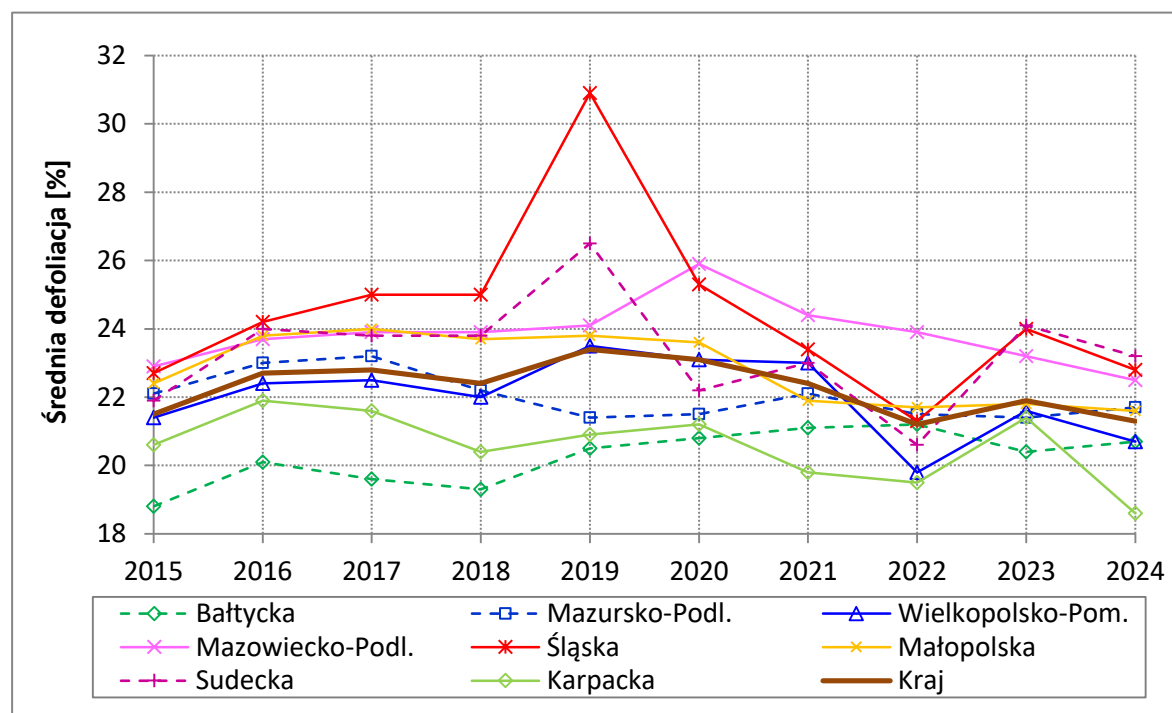
Kompleksy leśne o słabszej kondycji zdrowotnej drzew (średnia defoliacja na poziomie 25,1% do 30%) występowały na południowo-zachodnim krańcu Krainy Bałtyckiej: na Pojezierzu Myśliborskim i w Puszczy Gorzowskiej. W Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej były to lasy położone na północ od Gorzowa Wielkopolskiego (okolice Barlinka) oraz punktowo w okolicach Jarocina, Krotoszyna i Kalisza. Słabą kondycją zdrowotną charakteryzowały się również niektóre kompleksy leśne położone w Krainie Mazursko-Podlaskiej – między Szczytnem, Chorzalami i Piszem, między Gołdapią, Dubennikami

i Żytkiejmami (Puszcza Romnicka) oraz w Krainie Mazowiecko-Podlaskiej – między Kolnem, Różanem, Szczytnem i Piszem, między Markami, Serockiem, Wyszkowem i Łochowem, punktowo na południe od Siedlec oraz między Zakrzewem Kościelnym i Słupnem (po obu stronach Wisły). Z kolei w Krainie Śląskiej były to lasy położone na północny zachód od Rybnika oraz lasy położone na południowy zachód od Opola. W Krainie Sudeckiej były to lasy Ziemi Kłodzkiej, w Krainie Małopolskiej – lasy okolic Włoszczowej i Chwałowic, lasy zlokalizowane na wschód od Kluczborka oraz na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego, natomiast w Krainie Karpackiej – lasy okolic Zakopanego oraz położone w Tatrzańskim Parku Narodowym.

W 2024 roku **żaden kompleks leśny nie wykazał znacznego osłabienia kondycji zdrowotnej** (powyżej 30% średniej defoliacji) (ryc. 2.11).

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie krain przyrodniczo-leśnych w dziesięcioleciu 2015-2024

Wśród krain przyrodniczo-leśnych dobrą, względnie wyrównaną kondycją, utrzymującą się stale poniżej średniej krajowej, charakteryzowały się drzewa w lasach krain: **Bałtyckiej** (w latach 2014-2020 oraz w 2023 kondycja drzew najlepsza na tle innych krain) i **Karpackiej** (w latach 2021-2022 i 2024 kondycja drzew najlepsza na tle innych krain). Również wyrównaną kondycją, ale gorszą, pozostającą zwykle powyżej średniej krajowej charakteryzowały się drzewa w lasach **Krainy Małopolskiej** (ryc. 2.12).



Rycina 2.12. Średnia defoliacja drzew monitorowanych gatunków łącznie w krainach przyrodniczo-leśnych w latach 2015-2024

Najbardziej stabilną, utrzymującą średni poziom, kondycję drzew w lasach charakteryzowała się **Kraina Mazursko-Podlaska**. Różnica między wartością minimalną i maksymalną średniej defoliacji była najniższa wśród krain, równa 1,8 punktu procentowego. W ciągu całego dziesięciolecia średnia defoliacja drzew w lasach tej krainy przyjmowała wartości zbliżone do średniej krajowej.

W lasach **Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej** dobrą oraz umiarkowanie dobrą kondycję drzew notowano w latach 2015-2018 oraz w latach 2022-2023, natomiast gorszą – w latach 2019-2021. W ciągu całego dziesięciolecia średnia defoliacja przyjmowała wartości zbliżone do średniej krajowej.

Oslabioną, względnie wyrównaną kondycją zdrowotną, pozostającą stale powyżej średniej krajowej, charakteryzowały się drzewa w lasach **Krainy Mazowiecko-Podlaskiej**. W latach 2015, 2020-2022 kondycja drzew w lasach tej krainy była najgorsza na tle innych krain.

Oslabioną, ale też bardziej zróżnicowaną kondycją zdrowotną charakteryzowały się drzewa w lasach **Krainy Sudeckiej**. W latach 2023-2024 kondycja drzew w lasach tej krainy była najgorsza na tle innych krain. Jedynie w latach 2020 i 2022 średnia defoliacja drzew była niższa od średniej krajowej.

Najslabszą oraz najbardziej zróżnicowaną kondycją zdrowotną charakteryzowały się drzewa w lasach **Krainy Śląskiej**. Różnica między wartością minimalną i maksymalną średniej defoliacji w dziesięcioleciu była najwyższa wśród krain, równa 8,7 punktu procentowego. W latach 2016-2019 kondycja drzew w lasach tej krainy była najgorsza na tle innych krain.

W dziesięcioleciu 2015-2024 najlepszą kondycją drzew w lasach w porównaniu z innymi krainami (na podstawie wartości średniej defoliacji) charakteryzowały się: Kraina Bałtycka – w latach 2014-2020 i 2023 oraz Kraina Karpacka – w latach 2021-2022 i 2024. Najgorszą kondycją drzew w lasach w porównaniu z innymi krainami charakteryzowały się: Kraina Mazowiecko-Podlaska – w latach 2015 i 2020-2022, Kraina Śląska – w latach 2016-2019 oraz Kraina Sudecka – w latach 2023-2024.

3. OCENA USZKODZEŃ DRZEW NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH I RZĘDU MONITORINGU LASU W 2024 R. – PAWEŁ LECH

W 2024 roku ocenę symptomów uszkodzeń i przyczyn ich powstawania wykonano na 2058 SPO I rzędu, łącznie na 41 160 drzewach 40 gatunków: na 25 349 drzewach dziewięciu gatunków iglastych (w tym na 65 drzewach 4 gatunków obcych), co stanowiło 61,6% wszystkich ocenianych drzew oraz na 15 811 (38,4%) drzewach 31 gatunków

liściastych. Najliczniej reprezentowany był rodzaj sosna, a w nim sosna zwyczajna (53,0% wszystkich drzew), następnie brzoza, głównie brzoza brodawkowata (10,0% drzew), dąb – przede wszystkim rodzime gatunki dębów (8,7% drzew), olsza – głównie olsza czarna (7,2% drzew), buk (4,4%), świerk pospolity (4,1%) oraz jodła (2,8% wszystkich drzew).

Łącznie na SPO I rzędu stwierdzono 49 240 uszkodzeń, które występowały na 31 448 drzewach, co stanowiło 76,4% ocenianych drzew, o około 1,2 punktu procentowego mniej niż w 2023 r. Uszkodzeń o nasileniu przekraczającym 40% było 3 454 (7,0% wszystkich odnotowanych uszkodzeń drzew), o około 0,1 punktu procentowego mniej niż w 2023 roku.

Na 16 867 drzewach (41,0% wszystkich ocenionych drzew) stwierdzono występowanie jednego uszkodzenia, na 11 370 drzewach (27,6%) – dwóch uszkodzeń, a na 3 211 drzewach (7,8%) – trzech uszkodzeń.

Nieuszkodzonych było łącznie 9 712 drzew, co stanowiło 23,6% ocenianych drzew i było wartością najwyższą w ciągu kilku ostatnich lat. Spośród monitorowanych gatunków iglastych największym udziałem drzew bez uszkodzeń cechowały: się jodła (33,2%) i sosna zwyczajna (30,8%), a spośród gatunków liściastych – buk (22,7%) (tab. 3.1).

Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków, wieku oraz lokalizacji powierzchni badawczych

Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków i grup gatunków

W 2024 r. przeciętna liczba uszkodzeń przypadających na jedno drzewo (gatunki razem) wynosiła 1,20 i była niższa niż w latach 2019-2023. W układzie gatunków i grup gatunków – zawierała się w przedziale od 0,89 (dla domieszkowych gatunków iglastych) do 1,79 (dla dębu) (tab. 3.1). W przypadku wszystkich poddanych ocenie gatunków liściastych, świerka i sosny na jedno drzewo przypadało powyżej jednego uszkodzenia, u jodły – równo jedno uszkodzenie, natomiast u domieszkowych gatunków iglastych była to wartość mniejsza od jedności.

W porównaniu do 2023 r. u wszystkich monitorowanych gatunków i grup gatunków drzew nastąpił spadek częstości występowania uszkodzeń, największy u buka (o 0,23 uszkodzenia na drzewie). Przeprowadzona analiza trendów zmian nasilenia występowania uszkodzeń na drzewach w dziesięcioleciu 2015–2024 (test Mann-Kendall’a) wykazała zróżnicowane kierunki zmian nasilenia występowania uszkodzeń. Wzrost cechował sosnę, świerka, domieszkowe gatunki iglaste oraz dęby. Buki i olsze cechował prawdopodobny wzrost nasilenia występowania uszkodzeń, zaś jodłę, brzozę i domieszkowe gatunki liściaste

– brak trendu zmian nasilenia występowania uszkodzeń. W przypadku krótszego okresu: 2018–2024, nie stwierdza się wzrostów nasilenia uszkodzeń drzew w odniesieniu do jakiegokolwiek gatunku. (tab. 3.1).

Tabela 3.1. Wskaźnik występowania uszkodzeń na drzewach badanych gatunków w klasach wieku w 2024 r. oraz trend zmian wartości tego wskaźnika w okresie 2015-2024 określony za pomocą testu Mann-Kendall’a.

Gatunki	Liczba uszkodzeń na jednym drzewie w przedziale wieku (lata)				Średnia liczba uszkodzeń na jednym drzewie w latach 2015-2024										Trend 2015-2024
	21-40	41-60	61-80	>80	2024	2023	2022	2021	2020	2019	2018	2017	2016	2015	
Sosna	0,78	0,96	1,00	1,15	1,02	1,04	1,00	1,01	1,01	0,97	0,89	0,77	0,74	0,71	W
Świerk	1,05	1,26	1,23	1,25	1,21	1,28	1,26	1,26	1,29	1,22	1,13	1,03	1,04	0,99	W
Jodła	1,12	0,94	0,87	1,05	1,00	1,09	1,08	0,97	1,00	1,09	1,01	0,94	1,00	0,97	NT
Inne igl.	0,51	0,98	1,05	0,92	0,89	0,90	0,89	0,89	0,91	0,82	0,80	0,69	0,66	0,62	W
Dęby	1,69	1,67	1,72	1,93	1,79	1,80	1,72	1,77	1,89	1,99	1,69	1,60	1,37	1,30	W
Buk	1,06	0,95	1,12	1,29	1,17	1,40	1,41	1,31	1,44	1,32	1,29	1,13	1,20	1,01	PW
Brzoza br.	1,23	1,29	1,45	1,66	1,37	1,41	1,39	1,40	1,46	1,56	1,41	1,31	1,24	1,15	NT
Olsza cz.	1,39	1,42	1,45	1,61	1,49	1,52	1,53	1,54	1,49	1,45	1,54	1,47	1,33	1,26	PW
Inne liśc.	1,35	1,39	1,41	1,45	1,40	1,49	1,46	1,46	1,56	1,52	1,53	1,43	1,45	1,32	NT
Razem	1,10	1,14	1,16	1,31	1,20	1,24	1,21	1,21	1,23	1,21	1,13	1,01	0,97	0,91	W

W – wzrost, PW – prawdopodobny wzrost, NT – brak trendu

U sosny, dębu, brzozy, olszy i domieszkowych gatunków liściastych oraz u wszystkich drzew łącznie w 2024 r. wraz z wiekiem następował wzrost średniej liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie. U świerka liczba uszkodzeń występująca na jednym drzewie była podobna we wszystkich wyróżnionych klasach wieku, poza najmłodszą. W przypadku jodły i buka drzewa najmłodsze (21–40 lat) i najstarsze (powyżej 80 lat) cechowały się wyższym nasileniem występowania uszkodzeń niż drzewa z przedziału wieku 41–80 lat. Odwrotna prawidłowość cechowała domieszkowe gatunki iglaste (tab. 3.1).

Występowanie uszkodzeń drzew w układzie krain przyrodniczo-leśnych

W 2024 r. zróżnicowanie średniej liczby uszkodzeń przypadającej na jedno drzewo pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi, zawierało się w przedziale od 0,88 w Krainie Mazursko-Podlaskiej do 1,59 w Krainie Sudeckiej. Mniejsza niż przeciętna dla całej Polski (1,20 uszkodzenia/drzewo) liczba uszkodzeń na jednym drzewie wystąpiła w krainach: Mazursko-Podlaskiej i Wielkopolsko-Pomorskiej, w krainach: Mazowiecko-Podlaskiej i Karpackiej była taka sama, a w pozostałych czterech krainach – była wyższa (tab. 3.2).

Najwyższe średnie liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie poszczególne gatunki osiągały w następujących krainach: sosna – w Krainie Mazowiecko-Podlaskiej (1,11 uszkodzenia/drzewo), świerk i brzoza – w Krainie Sudeckiej (odpowiednio: 1,57 i 1,72), dąb – w Krainie Śląskiej (2,11), buk – w Krainie Karpackiej (1,30), natomiast olsza – w Krainie Bałtyckiej (1,91 uszkodzenia/drzewo).

Największe różnice pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi pod względem liczby uszkodzeń na jednym drzewie stwierdzono u świerka oraz olszy.

W porównaniu do 2023 r. jedynie w Krainie Sudeckiej odnotowano wzrost średniej liczby uszkodzeń przypadających na jedno drzewo, w pozostałych krainach – nastąpił spadek tej liczby. Wykonana za pomocą testu Mann-Kendall’a analiza trendów dla dziesięciolecia 2015–2024 wykazała wzrost nasilenia występowania uszkodzeń w sześciu krainach, brak trendu – w Krainie Karpackiej, natomiast spadek – w Krainie Mazursko-Podlaskiej (tab. 3.2).

Tabela 3.2. Liczba uszkodzeń przypadająca na 1 drzewo danego gatunku w krainach przyrodniczo-leśnych w 2024 r. oraz trend zmian tego wskaźnika w dziesięcioleciu 2015–2024 określony za pomocą testu Mann-Kendall’a

Kraina przyrodniczo-leśna	Gatunki iglaste				Gatunki liściaste					Średnia w 2024 r.	Średnia w 2023 r.	Trend 2015-2024
	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Dąb	Buk	Brzoza brod.	Olsza czarna	Inne liściaste			
Bałtycka	1,09	1,30	1,75	1,09	1,76	1,23	1,42	1,91	1,67	1,33	1,38	W
Mazursko-Podlaska	0,68	0,81		0,47	1,44	1,27	1,04	1,16	1,03	0,88	0,90	S
Wielkopolsko-Pomorska	1,00	1,27		1,01	1,88	1,01	1,34	1,76	1,44	1,14	1,17	W
Mazowiecko-Podlaska	1,11	1,12		0,88	1,60	0,00	1,29	1,21	1,36	1,20	1,21	W
Śląska	1,03	1,32		0,87	2,11	1,24	1,60	1,55	1,58	1,37	1,40	W
Małopolska	1,07	1,33	1,11	0,72	1,77	0,79	1,45	1,48	1,30	1,23	1,26	W
Sudecka	1,31	1,57	2,29	0,95	2,15	1,04	1,72	1,90	1,46	1,59	1,55	W
Karpacka	0,92	1,23	0,96	0,81	1,47	1,30	1,62	1,81	1,47	1,20	1,39	NT
Razem	1,02	1,21	1,00	0,89	1,79	1,17	1,37	1,49	1,40	1,20	1,24	W

W – wzrost, S – spadek, NT – brak trendu

Kolorem szarym oznaczono lokalizacje, w których liczba drzew danego gatunku nie przekraczała 50 sztuk, te wartości pominięto przy porównaniach w tekście

Występowanie uszkodzeń drzew w układzie rdLP

Średnia liczba uszkodzeń przypadająca na jedno drzewo w rdLP zawierała się w przedziale od 0,87 (w RDPL w Gdańsku) do 1,76 (w RDLP w Szczecinie). Mniejsza niż przeciętna dla całej Polski (1,20 uszkodzenia/drzewo) liczba uszkodzeń na jednym drzewie wystąpiła w dziewięciu rdLP (w Białymstoku, Krakowie, Lublinie, Olsztynie, Pile,

Poznaniu, Szczecinku, Toruniu i Gdańsku), w RDLP w Katowicach – była taka sama, a w pozostałych siedmiu rdLP oraz w parkach narodowych – była wyższa (tab. 3.3).

Najwyższe średnie liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie poszczególne gatunki osiągały w następujących regionalnych dyrekcjach LP: sosna, brzoza i olsza – w RDLP w Szczecinie (odpowiednio: 1,61, 2,03 i 2,29 uszkodzenia/drzewo), świerk – w RDLP we Wrocławiu (1,55), dąb – w RDLP w Zielonej Górze (2,44), jodła i buk – w RDLP w Krośnie (odpowiednio: 1,29 i 1,56 uszkodzenia/drzewo).

Największe różnice pomiędzy regionalnymi dyrekcjami LP pod względem liczby uszkodzeń na jednym drzewie stwierdzono u dębu oraz olszy.

Tabela 3.3. Liczba uszkodzeń przypadająca na 1 drzewo danego gatunku w regionalnych dyrekcjach LP oraz w parkach narodowych w 2024 r. oraz trend zmian tego wskaźnika w dziesięciolecie 2015–2024 określony za pomocą testu Mann-Kendall’a

RDLP	Gatunki iglaste				Gatunki liściaste					Średnia w 2024 r.	Średnia w 2023 r.	Trend 2015-2024
	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Dąb	Buk	Brzoza brod.	Olsza czarna	Inne liściaste			
Białystok	0,78	0,84		0,71	1,43		1,07	1,12	0,98	0,91	0,95	S
Katowice	1,05	1,44	0,57	0,71	1,96	0,78	1,48	1,61	1,14	1,20	1,35	W
Kraków	1,15	1,10	0,79	0,90	1,47	1,00	1,63	1,72	1,23	1,13	1,36	PW
Krosno	0,87	1,18	1,29	0,81	1,63	1,56	1,91	1,82	1,66	1,35	1,41	S
Lublin	1,01	1,32	1,02	0,78	1,73	0,66	1,25	1,21	1,23	1,18	1,17	W
Łódź	1,15	1,50	0,83	0,68	1,97	1,11	1,52	1,66	1,12	1,23	1,24	W
Olsztyn	0,86	0,93		0,42	1,44	1,07	1,17	1,30	1,34	1,05	1,01	W
Piła	0,93	1,07		0,50	1,56	0,98	1,28	1,58	1,74	1,00	1,03	W
Poznań	0,94	1,29		0,82	1,81	0,62	1,31	1,65	1,35	1,17	1,20	W
Szczecin	1,61	1,64		1,45	2,31	1,52	2,03	2,29	1,85	1,76	1,79	W
Szczecinek	0,83	1,53	1,75	1,30	1,89	1,16	1,30	1,81	1,72	1,14	1,30	W
Toruń	0,90	2,00		0,43	1,88	0,86	1,34	2,19	1,25	1,07	1,10	W
Wrocław	1,09	1,55	2,29	1,03	2,02	1,14	1,73	1,45	1,59	1,48	1,47	W
Zielona Góra	1,02	1,26		1,00	2,44	0,53	1,78	1,68	1,63	1,25	1,25	W
Gdańsk	0,69	0,75		0,63	1,03	1,10	1,30	1,89	1,18	0,87	0,84	NT
Radom	1,14	1,34	1,26	0,71	1,57	0,76	1,24	1,17	1,53	1,23	1,25	W
Warszawa	1,23	0,00		1,28	1,48		1,41	1,32	1,59	1,30	1,29	W
Parki Narodowe	1,55	0,99	1,17	1,06	2,25	1,33	1,74	1,16	1,76	1,38	1,45	PW

W – wzrost, S – spadek, PW – prawdopodobny wzrost, NT – brak trendu

Kolorem szarym oznaczono lokalizacje, w których liczba drzew danego gatunku nie przekraczała 50 sztuk, te wartości pominięto przy porównaniach w tekście

W 2024 roku w porównaniu do roku poprzedniego spadek liczby uszkodzeń na jednym drzewie odnotowano w jedenastu rdLP oraz parkach narodowych. Wzrost miał miejsce w pięciu rdLP (w Lublinie, Olsztynie, Wrocławiu, Gdańsku i Warszawie), a w RDLP w Zielonej Górze – nie uległ zmianie. Wykonana za pomocą testu Mann-Kendall’a analiza trendów dla dziesięciolecia 2015-2024 wykazała: wzrost nasilenia występowania uszkodzeń w trzynastu rdLP (w Katowicach, Lublinie, Łodzi, Olsztynie, Pile,

Poznaniu, Szczecinie, Szczecinku, Toruniu, Wrocławiu, Zielonej Górze, Radomiu i Warszawie); prawdopodobny wzrost – w RDLP w Krakowie oraz w parkach narodowych; spadek – w rdLP w Białymstoku i Krośnie. natomiast brak trendu – w RDLP w Gdańsku.

W 2024 roku łącznie odnotowano 49 240 uszkodzeń drzew, które występowały na 76,4% drzew poddanych obserwacji (o około 1,2 punktu procentowego mniej niż w 2023 r.).

Przeciętna liczba uszkodzeń przypadających na jedno drzewo (gatunki razem) wynosiła 1,20 i była niższa niż w latach poprzednich.

Gatunki liściaste były bardziej uszkodzone niż gatunki iglaste. Wśród gatunków liściastych najbardziej uszkodzone były dęby (1,79 uszkodzenia/drzewo), a wśród gatunków iglastych – świerk (1,21 uszkodzenia/drzewo).

Charakterystyka uszkodzeń pod względem lokalizacji w obrębie drzewa, występujących symptomów i głównych kategorii czynników sprawczych

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 zarejestrowanych w 2024 r., podobnie jak w latach poprzednich, była strzała (48,7% wskazanych lokalizacji uszkodzeń), w tym przede wszystkim pień pomiędzy szyją korzeniową i koroną (25,2%), oraz liście bądź igły (32,2%). Udział gałęzi, pędów i pączków jako miejsc występowania uszkodzeń był znacząco mniejszy (19,1% wskazanych lokalizacji uszkodzeń) (tab. 3.4).

Wśród gatunków iglastych, u buka oraz domieszkowych gatunków liściastych najczęściej wskazywaną lokalizacją uszkodzeń była ‘strzała’ (od 45,9% do 62,6% wskazań). U sosny, jodły i domieszkowych gatunków iglastych drugą po ‘strzale’ pod względem częstości występowania lokalizacją uszkodzenia były ‘gałęzie, pędy i pączki’ (odpowiednio: 22,3%, 39,2% i 22,7% wskazań), trzecią – ‘igły’ (17,2%, 12,8% i 14,8% wskazań). U świerka, buka i domieszkowych gatunków liściastych częściej wskazywaną lokalizacją były ‘liście bądź igły’ (odpowiednio: 24,8%, 30,1% i 38,5% wskazań), rzadziej – ‘gałęzie, pędy, pączki’ (17,7%, 14,9% i 15,7% wskazań). U dębów, brzozy i olszy najczęściej wskazywaną lokalizacją uszkodzeń były ‘liście’ (odpowiednio: 58,7%, 46,6% i 56,3% wskazań). U dębów kolejne dwie lokalizacje uszkodzeń były wskazywane niemal jednakowo często (20,0% i 21,3% wskazań). U brzozy i olszy drugą po ‘liściach’ pod względem częstości występowania lokalizacją uszkodzenia była ‘strzała’ (40,6% i 34,9% wskazań), trzecią – ‘gałęzie, pędy i pączki’ (12,8% i 8,8% wskazań) (tab. 3.4).

Tabela 3.4. Udział procentowy wskazanych lokalizacji występowania uszkodzeń na drzewach wyróżnionych gatunków i grup gatunków w 2024 roku

Lokalizacja uszkodzeń na drzewie	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Dęby	Buk	Brzoza brod.	Olsza czarna	Inne liściaste	Gatunki łącznie
Liście bądź igły	17,2	24,8	12,8	14,8	58,7	30,1	46,6	56,3	38,5	32,2
Gałęzie, pędy, pączki	22,3	17,7	39,2	22,7	21,3	14,9	12,8	8,8	15,7	19,1
Razem strzała	60,6	57,5	48,1	62,6	20,0	55,1	40,6	34,9	45,9	48,7
Łączna liczba uszkodzeń	22166	2059	1157	596	6407	2110	5614	4408	4723	49240
Udział gatunku w uszkodzeniach łącznie	45,0	4,2	2,3	1,2	13,0	4,3	11,4	9,0	9,6	100,0

Symptomy uszkodzeń

Tabela 3.5. Udział [%] wyróżnionych typów symptomów uszkodzenia w łącznej liczbie uszkodzeń drzew poszczególnych gatunków w 2024 roku

Kod	Symptomy uszkodzenia	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Dęby	Buk	Brzoza brod.	Olsza czarna	Inne liściaste	Gatunki łącznie
1	Ubytek liści/igieł	20,3	32,0	11,7	22,1	44,3	17,0	35,7	56,0	34,1	29,8
2-5	Przebarwienia liści/igieł	1,9	1,7	5,2	1,8	15,2	2,4	11,0	0,1	3,0	4,7
6-7	Nienaturalne rozmiary liści/igieł	0,0	0,1	0,2	0,0	0,1	0,3	1,0	0,2	0,1	0,2
8	Deformacje	28,0	11,6	32,2	22,1	9,0	33,3	16,9	12,9	21,4	21,8
9	Inne symptomy	3,4	0,4	4,8	0,5	0,4	0,9	0,7	0,8	1,4	2,1
10	Oznaki wyst. owadów	0,2	1,3	5,7	0,8	0,2	1,7	0,5	0,1	0,3	0,5
11	Oznaki wyst. grzybów	0,4	0,1	0,9	0,7	3,4	0,6	0,2	0,2	0,6	0,8
12	Inne oznaki	1,3	0,4	2,7	0,0	0,6	2,7	0,7	1,3	1,4	1,2
13	Złamane gałęzie	3,7	3,7	3,6	2,5	0,9	2,4	2,2	0,5	1,7	2,6
14	Martwe/obumierające gałęzie	10,2	6,4	9,0	9,1	12,5	8,1	4,9	4,3	9,2	9,0
15	Zrzucone gałęzie, pędy, pączki	1,5	0,6	2,5	2,9	2,9	0,0	2,0	2,7	1,4	1,8
16	Nekrozy	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,8	0,2	0,1	0,2	0,3
17	Rany	11,5	21,1	15,2	10,9	4,0	16,7	5,0	3,7	7,1	9,4
18	Wycieki żywicy	4,8	15,4	3,5	11,7						3,0
19	Wycieki na drzewach liściastych					0,4	0,1	0,7	0,1	0,2	0,2
20	Zgnilizna	2,0	4,1	2,2	1,7	2,5	7,8	3,8	7,9	7,4	3,6
21	Pochylone	10,5	0,8	0,6	12,8	3,5	5,3	14,4	9,1	10,5	9,1
22	Przewrócone	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0
Łączna liczba uszkodzeń		22166	2059	1157	596	6407	2110	5614	4408	4723	49240
Udział gatunku w uszkodzeniach łącznie		45,0	4,2	2,3	1,2	13,0	4,3	11,4	9,0	9,6	100,0

W 2024 r. wśród symptomów uszkodzeń największym udziałem (29,8%) wyróżniał się ‘ubytok igieł/liści’, który dominował u świerka, domieszkowych gatunków iglastych i wszystkich, z wyjątkiem buka, gatunków liściastych (tab. 3.5). Znaczący był również udział ‘deformacji’ (21,8%), które przeważały u sosny, jodły, domieszkowych gatunków iglastych i buka. Mniejszymi udziałami cechowały się ‘rany’ (9,4%), których udział był

wysoki w przypadku świerka, jodły i buka, następnie ‘drzewa pochylone’ (9,1%) oraz ‘martwe, obumierające gałęzie’ (9,0% wszystkich symptomów uszkodzeń). W przypadku świerka dużym udziałem cechowały się ponadto wycieki żywicy (15,4% symptomów uszkodzeń drzew tego gatunku). Udział pozostałych symptomów był wyraźnie niższy.

Czynniki sprawcze

Wyróżnia się dziewięć kategorii czynników sprawczych powodujących uszkodzenia drzew: kręgowce, owady, grzyby, czynniki abiotyczne, bezpośrednie działanie człowieka, pożary, zanieczyszczenia powietrza, konkurencja i inne czynniki, oraz czynniki badane niezidentyfikowane.

W 2024 roku spośród wyróżnionych kategorii czynników sprawczych najwyższy udział, poza kategorią ‘badane niezidentyfikowane’ (30,4% wszystkich uszkodzeń), miały ‘konkurencja i inne czynniki’ oraz ‘owady’ (odpowiednio: 27,2% i 18,3% uszkodzeń). Znacznie rzadziej wskazywano na ‘czynniki abiotyczne’ (10,3%), ‘grzyby’ (6,5%), ‘bepośrednie działanie człowieka’ (5,8%) oraz ‘kręgowce’ (1,4%). Wśród gatunków iglastych dominującą kategorią czynników sprawczych była ‘konkurencja i inne czynniki’ (od 23,8% do 37,5% uszkodzeń), u gatunków liściastych, oprócz buka, były to ‘owady’ (od 27,4% do 50,5% uszkodzeń), natomiast u buka – ‘czynniki abiotyczne’ (24,8% uszkodzeń). Na podkreślenie zasługuje fakt całkowitego braku uszkodzeń spowodowanych przez bezpośrednie oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza oraz bardzo mała liczba uszkodzeń (14 przypadków), których przyczyną były pożary (tab. 3.6).

Tabela 3.6. Udział wyróżnionych kategorii czynników sprawczych uszkodzeń w łącznej liczbie uszkodzeń drzew poszczególnych gatunków w 2024 r.

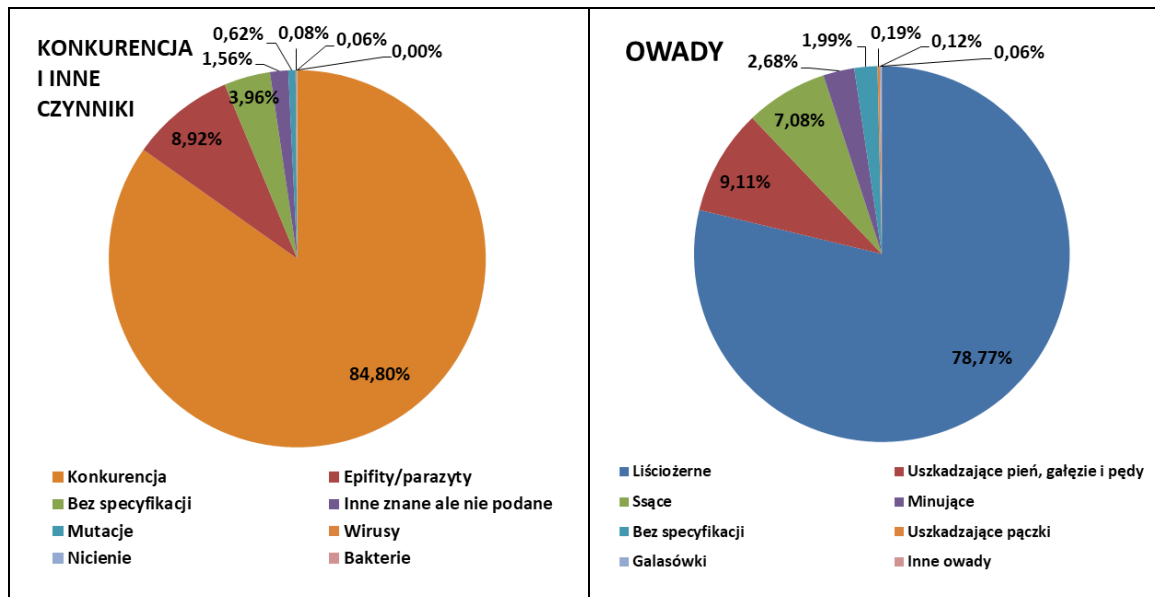
Kod	Czynniki sprawcze	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Dęby	Buk	Brzoza brod.	Olsza czarna	Inne liściaste	Gatunki łącznie
100	Kręgowce	1,2	11,1	2,3	0,3	0,9	1,2	0,3	0,7	0,7	1,4
200	Owady	3,5	8,3	6,1	5,0	37,3	11,4	32,8	50,5	27,4	18,3
300	Grzyby	4,8	2,3	14,5	5,0	13,9	9,7	3,1	5,6	7,6	6,5
400	Czynniki abiotyczne	10,8	5,5	5,3	12,8	4,3	24,8	12,0	8,8	12,3	10,3
500	Bezpośrednie działanie człowieka	8,3	7,6	8,1	9,2	1,9	9,7	3,0	1,6	3,3	5,8
600	Pożary	0,06						0,02			0,03
700	Zanieczyszczenia powietrza										0,0
800	Konkurencja i inne czynniki	37,5	22,5	25,8	23,8	14,4	16,8	21,5	15,3	21,6	27,2
999	Badane niezidentyfikowane	33,8	42,7	37,9	43,8	27,2	26,4	27,1	17,5	27,2	30,4
Łączna liczba uszkodzeń		22166	2059	1157	596	6407	2110	5614	4408	4723	49240
Udział gatunku w uszkodzeniach łącznie		45,0	4,2	2,3	1,2	13,0	4,3	11,4	9,0	9,6	100,0

Konkurencja i inne czynniki

‘Konkurencja i inne czynniki’ była, poza ‘badane niezidentyfikowane’, najczęściej wskazywaną grupą czynników sprawczych uszkodzeń drzew na SPO I rz. W 2024 r. – stwierdzono 13 404 uszkodzeń tej kategorii, co stanowiło 27,2% wszystkich uszkodzeń (tab. 3.6). Była to dominująca grupa czynników sprawczych u sosny (37,5% wszystkich uszkodzeń tego gatunku). Dominowała również u świerka, jodły oraz domieszkowych gatunków iglastych, przy pominięciu ‘badane niezidentyfikowane’ (odpowiednio: 22,5%, 25,8% i 23,8% uszkodzeń).

W tej kategorii czynników sprawczych wyróżnia się siedem podkategorii: ‘konkurencja’, ‘epifity/parazyty’, ‘mutacje’, ‘wirusy’, ‘nicienie’, ‘inne znane, ale nie podane’, ‘bez specyfikacji’.

‘Konkurencja’ charakteryzowała się największym udziałem (84,8%) wśród omawianej podkategorii czynników sprawczych i dominowała u wszystkich monitorowanych gatunków i grup gatunków drzew. Udziałem powyżej 1% cechowały się również takie podkategorie, jak: ‘epifity/parazyty’ (8,9%) i ‘inne znane, ale niepodane’ (1,6%). Względnie wysoki był również udział uszkodzeń, dla których wskazano ogólną nazwę kategorii ‘bez dalszej specyfikacji’ (4,0%) (ryc. 3.1).



Rycina 3.1. Udział procentowy uszkodzeń drzew spowodowanych przez ‘konkurencję i inne czynniki’ oraz ‘owady’ na SPO I rzędu w 2024 r.

Owady

W 2024 roku na SPO I rzędu stwierdzono 9035 przypadków uszkodzeń spowodowanych przez owady, co stanowiło przyczynę 18,4% wszystkich uszkodzeń (tab. 3.6). 88,4% uszkodzeń od owadów występowało na drzewach liściastych, natomiast

jedynie 11,6% to uszkodzenia na drzewach iglastych. Owady były najczęściej wskazywanym czynnikiem sprawczym uszkodzeń drzew gatunków liściastych, odpowiadały za 50,5% wszystkich uszkodzeń olszy czarnej, 37,3% uszkodzeń dębów, 32,8% uszkodzeń brzozy brodawkowatej, 27,4% uszkodzeń domieszkowych gatunków liściastych oraz 11,4% uszkodzeń buków. W przypadku gatunków iglastych owady nie stanowiły tak dużego zagrożenia, odpowiadały za 8,3% wszystkich uszkodzeń świerka, 6,1% uszkodzeń jodły, 3,5% uszkodzeń sosny oraz 5,0% uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych.

W kategorii czynników sprawczych ‘owady’ wyróżnia się osiem podkategorii: ‘owady liściożerne’ (‘foliofagi’), ‘owady uszkadzające pień, gałęzie, pędy’ (‘kambiofagi’), ‘owady uszkadzające pączki’, ‘owady ssące’, ‘owady minujące’, ‘galasówki’, ‘owady inne’, ‘bez specyfikacji’. Udział grup owadów powodujących uszkodzenia w 2024 roku był podobny do tego z lat poprzednich. Najliczniejszymi wśród owadów sprawcami szkód, podobnie jak w latach poprzednich, były ‘foliofagi’ (78,8% uszkodzeń od owadów). Udział powyżej 5% cechował ponadto ‘kambiofagi’ (9,1%) oraz ‘owady ssące’ (7,1%) (ryc. 3.1).

Wśród gatunków iglastych dominującymi grupami owadów powodujących uszkodzenia były kambiofagi (u sosny i świerka oraz gatunków domieszkowych) oraz owady ssące (u jodły). U wszystkich monitorowanych gatunków liściastych dominującą grupą owadów powodującą uszkodzenia były foliofagi. Udział innych grup owadów był wielokrotnie mniejszy.

Występowanie uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę

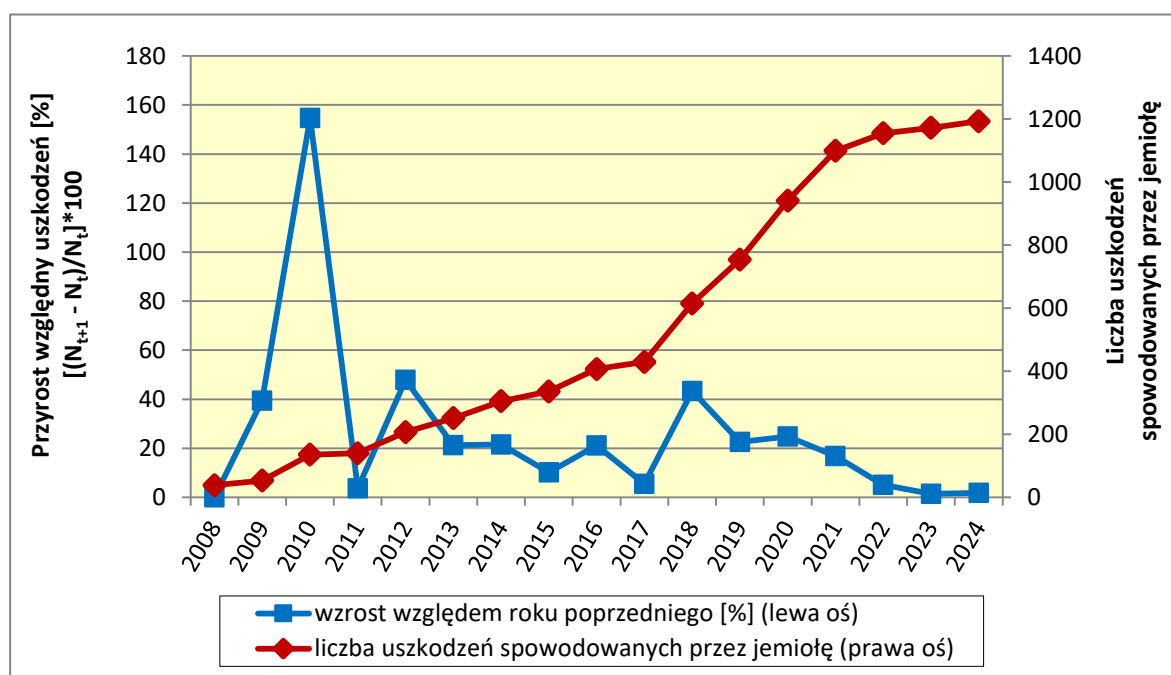
W kategorii czynników sprawczych ‘konkurencja i inne czynniki’ na szczególną uwagę zasługuje podkategoria ‘epifity/parazyty’, czyli jemiola.

W ostatnich latach obserwuje się nasilenie występowania jemioli na terenach leśnych. Dlatego też, podobnie jak miało to miejsce w latach poprzednich, przeanalizowano najważniejsze aspekty tego zjawiska, wykorzystując do tego celu wyniki obserwacji monitoringowych i oceny występowania uszkodzeń drzew na SPO I rzędu z lat 2008–2024.

W 2024 r. udział jemioli wśród wyróżnianych czynników sprawczych uszkodzeń był relatywnie niewielki. Była to przyczyna 1193 uszkodzeń (2,4% wszystkich zarejestrowanych uszkodzeń drzew). Również relatywnie niewielka była przeciętna liczba uszkodzeń tej kategorii przypadająca na jedno drzewo. Dlatego na rycinie (ryc. 3.2) posłużono się wartościami zmodyfikowanymi, pomnożonymi przez 100 (jeżeli wartość

wskaźnika równa się 1, to statystycznie jedno uszkodzenie spowodowane przez jemiolę przypadało na 100 ocenionych drzew).

Występowanie uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę w roku 2024, podobnie jak w kilku poprzednich latach, dotyczyło następujących gatunków drzew: sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.), jodły (*Abies alba* Mill.), brzozy brodawkowatej (*Betula pendula* Roth), brzozy omszonej (*Betula pubescens* Ehrh.), klonu zwyczajnego (*Acer platanoides* L.), klonu jaworu (*Acer pseudoplatanus* L.), wierzby białej (*Salix alba* L.), topoli osiki (*Populus tremula* L.), wierzby białej (*Salix alba* L.) oraz lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.). Najczęściej jemiola występowała na jodle i sosnie zwyczajnej (odpowiednio: 8,1 i 4,5 uszkodzeń/100 drzew), rzadziej – na brzozach oraz domieszkowych gatunkach liściastych (1,9 uszkodzeń/100 drzew). W przypadku sosny i jodły odnotowano niewielki wzrost nasilenia uszkodzeń powodowanych przez jemiolę w porównaniu do 2023 r., natomiast w przypadku domieszkowych gatunków liściastych i brzozy – niewielki spadek. Gatunkami wolnymi od uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę był świerk, domieszkowe gatunki iglaste, buk, rodzime dęby i olsza czarna.



Rycina 3.2. Wzrost liczby uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę wyrażony w liczbach bezwzględnych oraz przyrost tych uszkodzeń względem roku poprzedniego [%] w latach 2008–2024

W dziesięcioleciu 2015-2024 występowanie jemioli wykazywało wyraźną tendencję wzrostową. Była ona statystycznie istotna dla wszystkich gatunków i grup gatunków drzew, na których ten pasożyt występował. W ostatnich dwóch latach zaobserwowano wyraźnie wolniejsze tempo narastania liczby uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę. W 2022 r., w porównaniu z 2021 r., udział uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę wzrósł o 5,1

punktów procentowych, w roku 2023 w porównaniu z 2022 r., – o 1,5 punktu procentowego, zaś w roku 2024 w porównaniu z 2023 r., – o 1,8 punktu procentowego. Wcześniej wzrost ten był znacząco większy, przeważnie o około 20 p.p. rok do roku (ryc. 3.2). Wykonane analizy wykazały, że zmniejszenie tempa rozprzestrzeniania się jemioli w lasach jest przede wszystkim skutkiem podejmowanych zabiegów sanitarnych, polegających na usuwaniu drzew silnie porażonych przez pasożyta. Zaznaczyć tu również należy, że wykonywanie oceny stanu zdrowotnego drzew w okresie największego rozwoju aparatu asymilacyjnego drzew i podszytu utrudnia prawidłowe wykonanie oceny występowania patogenu i może prowadzić do uzyskiwania wartości wskaźników zaniżonych względem rzeczywistych.

Pozostałe kategorie czynników sprawczych

Podczas oceny uszkodzenia drzew na powierzchniach monitoringowych znacznie rzadziej niż na ‘konkurencję i inne czynniki’ (27,2%) oraz ‘owady’ (18,4%), wskazywano na ‘czynniki abiotyczne’ (10,3%), ‘grzyby’ (6,5%), ‘bezpośrednie działanie człowieka’ (5,8%) oraz ‘kręgowce’ (1,4%). Pozostałe kategorie czynników sprawczych nie miały znaczącego udziału w powstawaniu uszkodzeń poszczególnych gatunków drzew. Na podkreślenie zasługuje fakt całkowitego braku uszkodzeń spowodowanych przez ‘zanieczyszczenia powietrza’ oraz bardzo małej liczby uszkodzeń, których przyczyną były ‘pożary’.

W przypadku jodły i dębów dość częstą przyczyną uszkodzeń drzew były ‘grzyby’ (odpowiednio: 14,5% i 13,9% wszystkich kategorii czynników sprawczych). ‘Czynniki abiotyczne’ najczęściej stanowiły przyczynę uszkodzeń buka (20,2%), ponadto pojawiały się stosunkowo licznie jako przyczyna uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych, domieszkowych gatunków liściastych i brzozy (odpowiednio: 12,8%, 12,3% i 12,0%).

Badane niezidentyfikowane czynniki sprawcze

W 2024 roku odsetek drzew, dla których pomimo wykonanej oceny nie udało się określić czynnika sprawczego, wynosił 30,4% i był o 1,4 punktu procentowego mniejszy niż w roku 2023. Udział uszkodzeń, dla których nie zidentyfikowano czynnika sprawczego w przypadku gatunków iglastych, zawierał się w przedziale od 33,8% do 43,8%, zaś w odniesieniu do gatunków liściastych – od 17,5% do 27,2% (tab. 3.6). Największym udziałem niezidentyfikowanych czynników sprawczych cechowały się domieszkowe gatunki iglaste i świerk, najmniejszym zaś – olsza (odpowiednio: 43,8%, 42,7% i 17,5%).

Tabela 3.7. Trendy zmian identyfikowania czynników sprawczych (udział niezidentyfikowanych) w okresie 2010-2024.

Rok obserwacji	Sosna	Świerk	Jodła	Inne iglaste	Dęby	Buk	Brzoza brod.	Olsza czarna	Inne liściaste	Gatunki łącznie
2024	33,8	42,7	37,9	43,8	27,2	26,4	27,1	17,5	27,2	30,4
2023	35,0	47,2	42,7	46,3	28,5	33,0	26,7	17,4	28,7	31,8
2022	35,7	47,2	42,8	43,0	28,9	32,1	26,4	17,7	28,4	32,0
2021	38,4	47,2	35,0	47,1	28,8	39,2	27,7	18,5	30,2	33,9
2020	39,4	44,2	38,6	48,1	28,9	34,4	25,4	17,6	31,1	33,9
2019	39,9	39,2	35,6	47,3	26,5	30,9	22,0	16,4	29,8	32,5
2018	36,2	31,9	32,5	40,8	24,8	19,1	21,7	14,3	25,1	28,7
2017	37,3	31,2	31,4	43,1	22,7	20,2	21,1	14,9	23,7	28,6
2016	38,6	32,1	32,8	41,2	27,4	22,2	25,6	17,5	25,6	31,1
2015	39,1	32,7	30,2	41,8	28,2	23,4	26,8	18,3	27,1	32,0
2014	41,7	36,8	31,4	45,9	28,8	28,4	29,0	23,1	27,9	34,5
2013	42,7	36,9	30,2	44,0	35,1	23,5	32,3	19,9	26,6	35,7
2012	42,3	43,1	39,6	46,5	33,4	29,1	37,6	16,8	28,6	36,8
2011	46,7	54,4	45,9	60,4	30,9	27,7	29,4	14,0	30,8	38,4
2010	46,9	57,2	34,4	44,7	37,3	36,8	43,4	13,3	33,4	40,4
Trend wg testu Mann-Kendall'a	SP	NT	NT	NT	SP	NT	SP	NT	NT	SP

SP – spadek; NT – brak trendu

W 2024 r., w porównaniu do roku poprzedniego, udział uszkodzeń, dla których nie określono czynnika sprawczego zwiększył się dla brzozy i olszy, natomiast dla pozostałych gatunków/grup gatunków drzew odnotowano poprawę identyfikowalności przyczyn uszkodzeń. Analiza trendów w okresie 2010–2024 wykazała poprawę identyfikowalności przyczyn uszkodzeń dla trzech gatunków drzew (sosny, dębu i brzozy) oraz wszystkich drzew łącznie i brak statystycznie istotnego trendu dla pozostałych sześciu gatunków/grup gatunków drzew (tab. 3.7).

W 2024 roku najczęściej wskazywanym miejscem położenia symptomów uszkodzeń na drzewach, podobnie jak w latach poprzednich, była ‘strzała’ (48,7% wskazanych lokalizacji uszkodzeń) oraz ‘liście bądź igły’ (32,2%). Znacząco rzadziej wskazywane były ‘gałęzie, pędy i pączki’ (19,1% wskazanych lokalizacji uszkodzeń).

Najczęściej uszkodzaną częścią drzew iglastych, buka oraz domieszkowych gatunków liściastych była ‘strzała’, zaś pozostałych gatunków liściastych (dębów, brzozy i olszy) – ‘liście’.

Najczęściej występującym symptomem uszkodzenia drzew był ‘ubytek liści/igieł’ (29,8%): dominował u świerka oraz u wszystkich, poza bukiem, monitorowanych gatunków liściastych. Częstym symptomem były ‘deformacje’ (21,8%), które przeważały u sosny, jodły i buka.

Wśród zidentyfikowanych czynników sprawczych uszkodzeń największym udziałem charakteryzowały się: ‘konkurencja i inne czynniki’, w następnej kolejności – ‘owady’ oraz ‘czynniki abiotyczne’ (odpowiednio: 27,2%, 18,3% i 10,3% wszystkich uszkodzeń). Wśród

gatunków iglastych dominowała ‘konkurencja i inne czynniki’, wśród gatunków liściastych, oprócz buka, były to ‘owady’, natomiast u buka – ‘czynniki abiotyczne’.

Najliczniejszymi wśród owadów sprawcami szkód, podobnie jak w latach poprzednich, były ‘foliofagi’ (78,8% uszkodzeń od owadów). Udział powyżej 5% cechował ponadto ‘kambiofagi’ (9,1%) oraz ‘owady ssące’ (7,1%). Wśród gatunków liściastych dominującą grupą owadów powodującą uszkodzenia były foliofagi. U sosny, świerka oraz domieszkowych gatunków iglastych były to kambiofagi, natomiast u jodły – owady ssące.

Występowanie uszkodzeń powodowanych przez jemiołę zwiększało się w ostatnich 15 latach, jednakże wzrost ten w ostatnim roku, podobnie jak w 2023 r., był niewielki i wynosił 1,8 punktu procentowego. Najbardziej narażone na uszkodzenia ze strony tego sprawcy były drzewa najstarsze i największe. W 2024 roku porażonych było łącznie dziesięć gatunków drzew, najsilniej jodła i sosna. Gatunkami wolnymi od uszkodzeń spowodowanych przez jemiołę był świerk, domieszkowe gatunki iglaste, buk, rodzime dęby i olsza czarna.

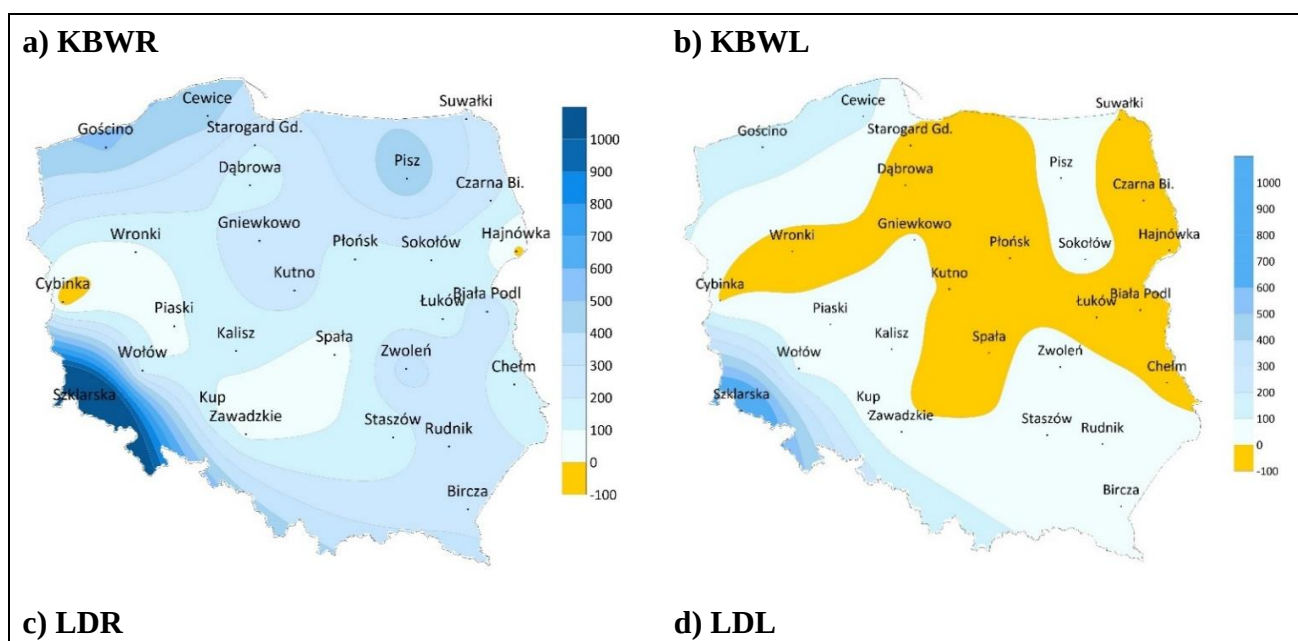
W 2024 roku odsetek drzew, dla których pomimo wykonanej oceny nie udało się określić czynnika sprawczego, wynosił 30,4% i był o 1,4 punktu procentowego mniejszy niż w roku 2023.

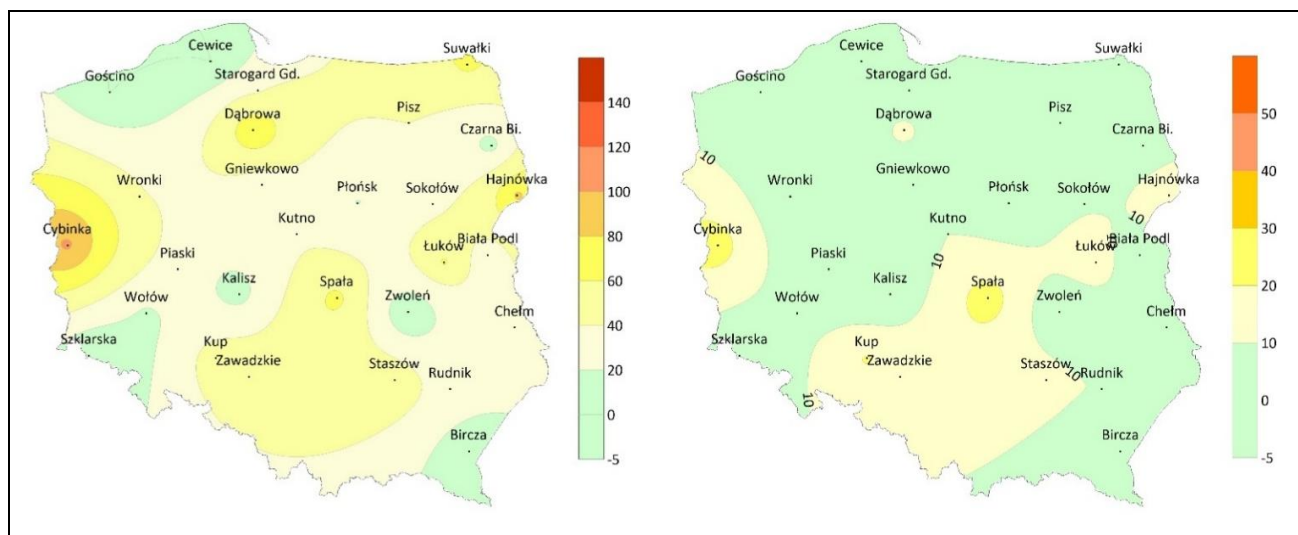
4. WARUNKI WODNE GLEB NA TERENACH LEŚNYCH POLSKI W 2024 R. I ICH WPŁYW NA STAN ZDROWOTNY LASÓW – *ANDRZEJ BOCZOŃ,* *ROBERT HILDEBRAND*

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 opracowania strategii łagodzenia skutków suszy (Wang i in. 2014). W południowej Europie długość i intensywność letnich susz podwoiły się w ciągu ostatnich dziesięcioleci, sprawiając, że susze należą do głównych wyzwań, przed którymi stanie leśnictwo w perspektywie średnioterminowej (Albert i in. 2015).

W 2018 roku Europa Środkowa doświadczyła jednej z najbardziej dotkliwych i długotrwałych odnotowanych letnich susz i fal upałów. Przed 2018 r. za suszę tysiąclecia uznawano warunki panujące w 2003 r. Susza ta była sklasyfikowana jako najcięższe wydarzenie w Europie w ciągu ostatnich 500 lat. Badania potwierdzają obecnie, że susza w 2018 r. była bardziej ekstremalna i miała większy wpływ na ekosystemy leśne niż susza w 2003 r. (Schuldt i in. 2020). Susze w latach 2018-2019 spowodowały zniszczenie lub obumarcie drzewostanów iglastych i liściastych na dużych obszarach Europy (Braun i in. 2020, Schuldt i in. 2020). Uważa się nawet, że susze w latach 2018-2020 w Europie Środkowej były prawdopodobnie największe od 2000 lat (Büntgen i in. 2021).

Wyznaczanie suszy glebowej na terenach leśnych oparto na modelowaniu 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 wykonanych na stacjach meteorologicznych Lasów Państwowych służących ochronie przeciwpożarowej i Instytutu Badawczego Leśnictwa prowadzonych w ramach monitoringu lasu. Ze względu na wymaganie do obliczeń wysokiej jakości danych liczba oraz wybór stacji meteorologicznych zmieniał się w ciągu lat. W 2024 r. skorzystano z danych z 28 stacji zlokalizowanych w nadleśnictwach: Biała Podlaska, Bircza, Cewice, Chełm, Cybinka, Czarna Białostocka, Dąbrowa, Gniewkowo, Gościno, Hajnówka, Kalisz, Kup, Kutno, Łuków, Piaszki, Pisz, Płońsk, Rudnik, Sokołów, Spała, Staszów, Starogard Gdański, Suwałki, Szklarska, Wołów, Wronki, Zawadzkie, Zwoleń.





Rycina 4.1. Warunki klimatyczno-wodne w 2024 r.: a) roczny klimatyczny bilans wodny [mm] (KBWR), b) klimatyczny bilans wodny półrocza letniego [mm] (KBWL), c) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślinności w roku (LDR), d) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślin w miesiącach kwiecień – lipiec (LDL).

Opad docierający do gleby w drzewostanie został zmniejszony o intercepcję drzewostanów, którą obliczono, stosując model Liu (1997, 2001). **Pojemność wodną koron** określono metodą użytą w modelu Kondo (2001) (Smax wg Komatsu i in. 2008). Wyznaczono także **klimatyczny bilans wodny (KBW)**, 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.

Łącznie analizę zagrożenia wystąpienia susz glebowych na terenach leśnych oparto na czterech wskaźnikach: klimatycznym bilansie wodnym całego roku (KBWR), klimatycznym bilansie wodnym półrocza letniego (KBWL), liczbie dni ograniczonego dostępu do wody glebowej w roku (LDR), liczbie dni ograniczonego dostępu do wody glebowej w okresie maksymalnego wzrostu drzew: maj – lipiec (LDL).

Wyznaczenie izolinii zasięgu suszy wykonano w programie SURFER 22, z wykorzystaniem warstwy granic Polski udostępnianej przez Centralny Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej. Analiza dotyczy większości obszaru kraju, jednak ze względu na brak danych meteorologicznych nie jest miarodajna dla przeważającej części Karpat znajdujących się w granicach kraju, poza Bieszczadami.

Zagrożenie suszą w 2024 roku

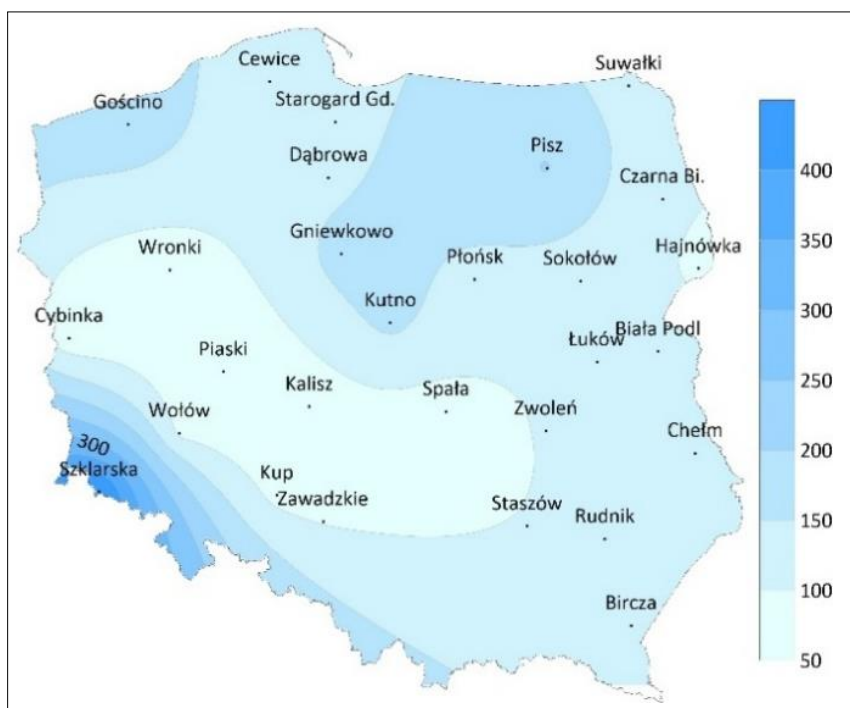
W 2024 r. na występowanie suszy glebowej obejmującej duże obszary kraju wskazały dwa wskaźniki: klimatyczny bilans wodny półrocza letniego (KBWL – ryc. 4.1b) a przede wszystkim liczba dni ograniczonej dostępności wody glebowej w roku (LDR – ryc.

4.1c). Pozostałe dwa wskaźniki (KBWR i LDL) wskazały na niewielkie zagrożenie suszą (ryc. 4.1a, ryc 4.1d).

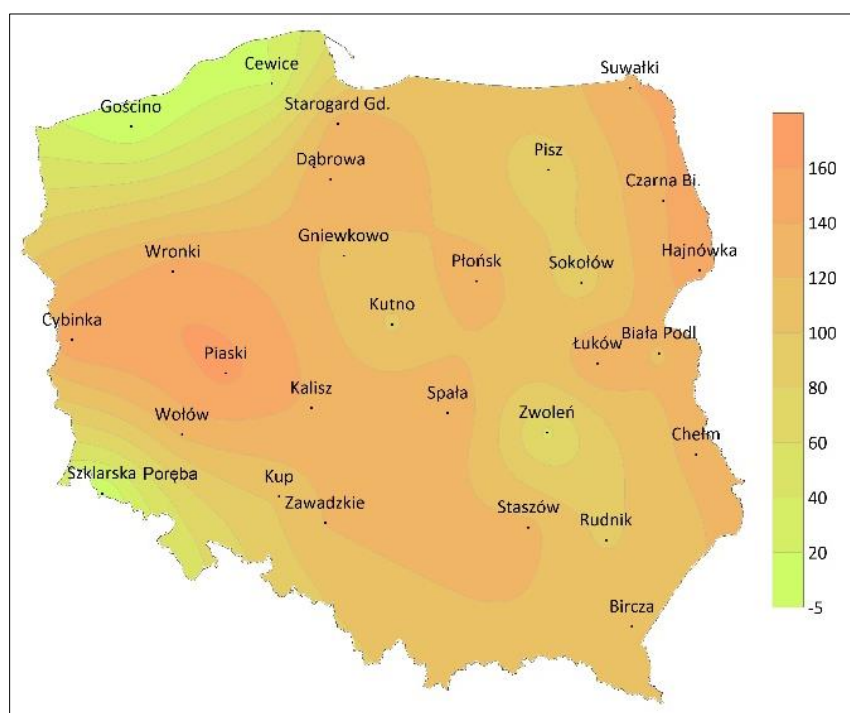
KBWL wskazuje na występowanie zagrożenia suszą na dużym obszarze kraju, obejmując nieregularnym kształtem głównie centralne i wschodnie regiony kraju (ryc. 4.1b). Na znacznie większy problem występowania suszy wskazuje LDR (ryc. 4.1c). Według tego wskaźnika niedobór wody występował praktycznie na terenie całego kraju, z pominięciem Pomorza Zachodniego, rejonu Sudetów i Bieszczad, oraz mniejszych lokalnych obszarów. Występowanie dużej zmienności w zagrożeniu suszą wskazuję na dużą różnorodność warunków opadowych w 2024 r., w którym lokalnie występujące intensywne opady burzowe na niewielkich obszarach uzupełniały zasoby wody a nawet miały charakter nadmiaru, warunkując dostępność wody glebowej.

Przyczyny występowania zagrożenia suszami w roku 2024

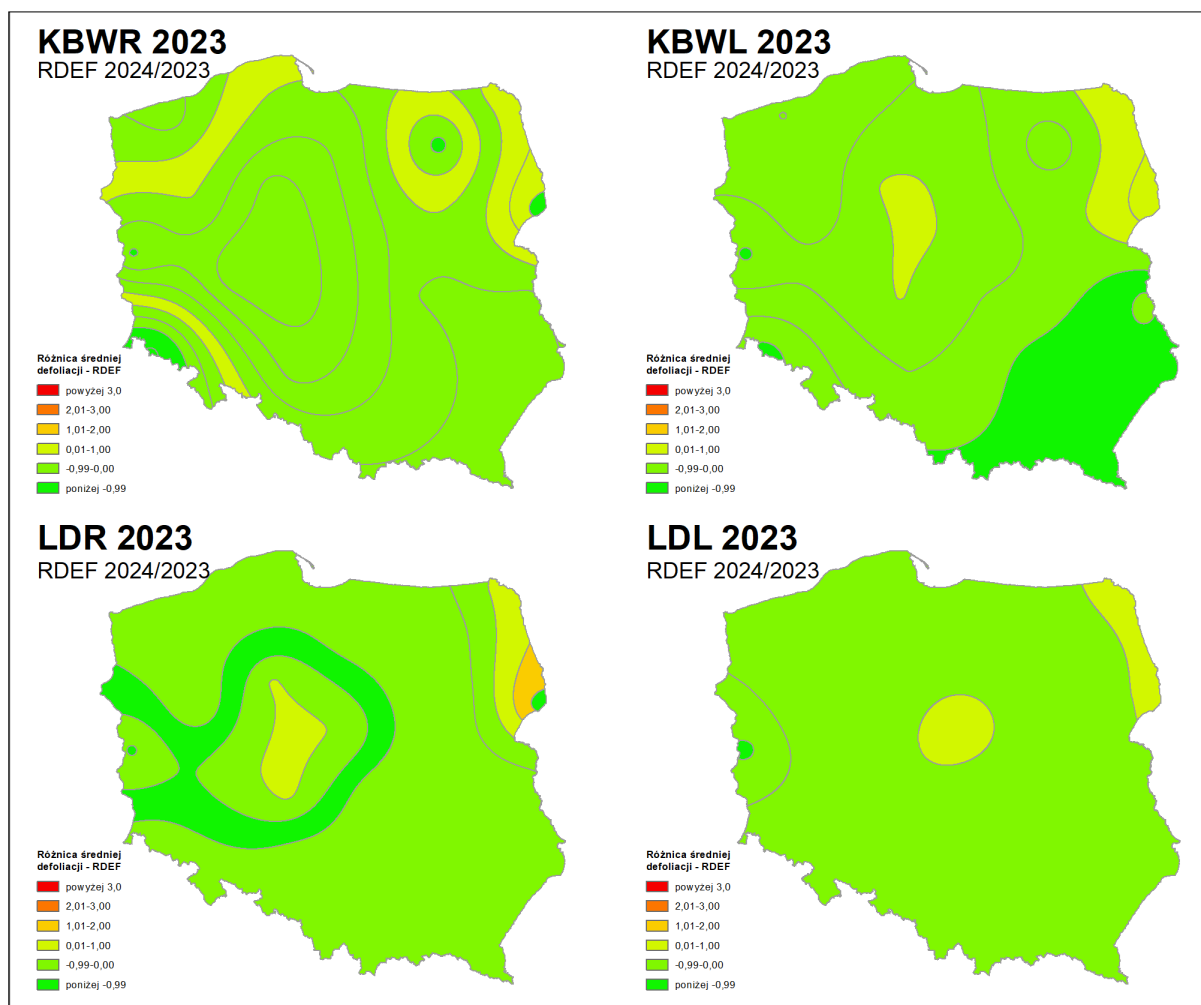
Wykazanie dni, w których występował niedobór wody glebowej w roku kalendarzowym (LDR) i nieznaczne liczby takich dni w miesiącach największego przyrostu drzew (LDL) wskazuje, że warunki pogodowe inicjujące brak wody dostępnej miały miejsce po okresie analizy LDL. Początek roku charakteryzuje dobre warunki wilgotnościowe będące wynikiem znacznej przewagi przychodu wody nad rozchodem w okresie zimy. Największy wpływ na pojawienie się dni z niedoborem wody po okresie maksymalnego przyrostu drzew miały niskie opady występujące w czwartym kwartale 2024 r. na większości terenu kraju (ryc. 4.2). Jednocześnie 2024 r. charakteryzowała wysoka temperatura powietrza, której średnia w skali kraju osiągnęła blisko 10,5°C i znacznie przekraczała wartość średnią wieloletnią, która wg. IMGW w klimatologicznym okresie normalnym 1991-2020 wyniosła 8,7°C. Wysoka temperatura powietrza bezpośrednio oraz pośrednio wpływa na wielkość rozchodu wody w procesie parowania terenowego. To doprowadziło do wystąpienia dużego niedoboru wody w glebie w ostatnich miesiącach 2024 r. (ryc. 4.3). Deficyt wilgoci w grudniu 2024 r. objął prawie cały kraj, osiągając najwyższe wartości w Wielkopolsce, Ziemi Łódzkiej, częściowo na Kujawach, w północnej części Górnego Śląska i na wschodzie kraju.



Rycina 4.2. Suma opadów [mm] w okresie od października do grudnia 2024 r.



Rycina 4.3. Deficyt wody glebowej w grudniu 2024 r.



Rycina 4.4. Różnice defoliacji drzewostanów pomiędzy latami 2023 i 2024 w strefach zagrożenia wystąpienia suszy w 2023 r. wyznaczonych na podstawie: a) rocznego klimatycznego bilansu wodnego KBWR, b) klimatycznego bilansu wodnego półrocza letniego KBWL, c) liczby dni zagrożenia suszą glebową w roku LDR, d) liczby dni zagrożenia suszą w miesiącach największego wzrostu drzew LDL

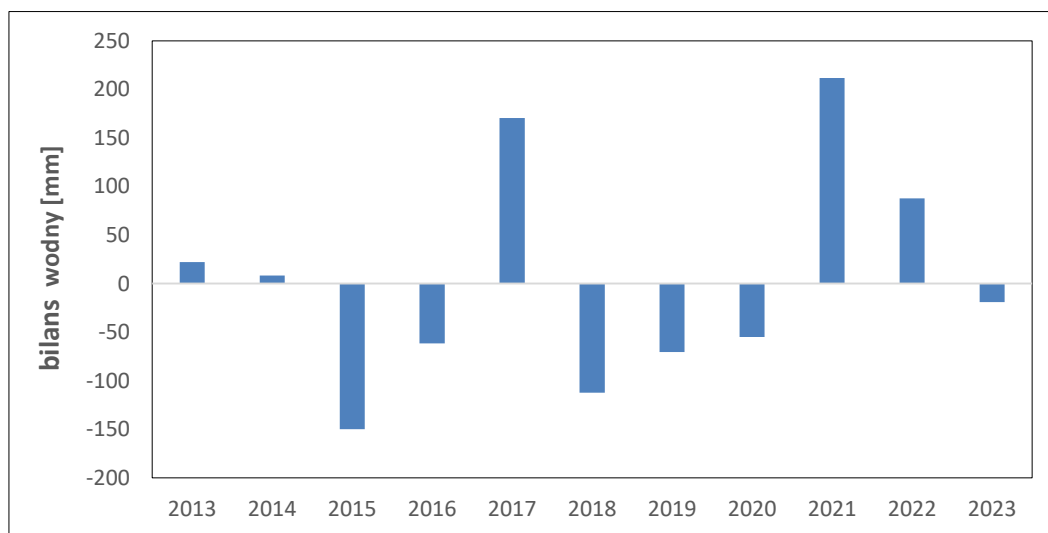
Defoliacja drzewostanów w 2024 roku powodowana warunkami wilgotnościowymi w 2023 roku

Zmiany ulistnienia w 2024 roku nie odwzorowują zagrożenia suszami wykazanymi wskaźnikami dla 2023 roku (ryc. 4.4). Na większości obszaru kraju ulistnienie się zwiększyło, a wzrost defoliacji miał jedynie charakter lokalny. Wskazuje to na wpływ dobrych warunków wilgotnościowych na początku okresu wzrostu w 2024 r. Wilgotna wiosna, stworzyła korzystne warunki dla rozwoju, dzięki czemu drzewa wytworzyły dużą powierzchnię parującą, regenerując straty w ulistnieniu po roku poprzednim.

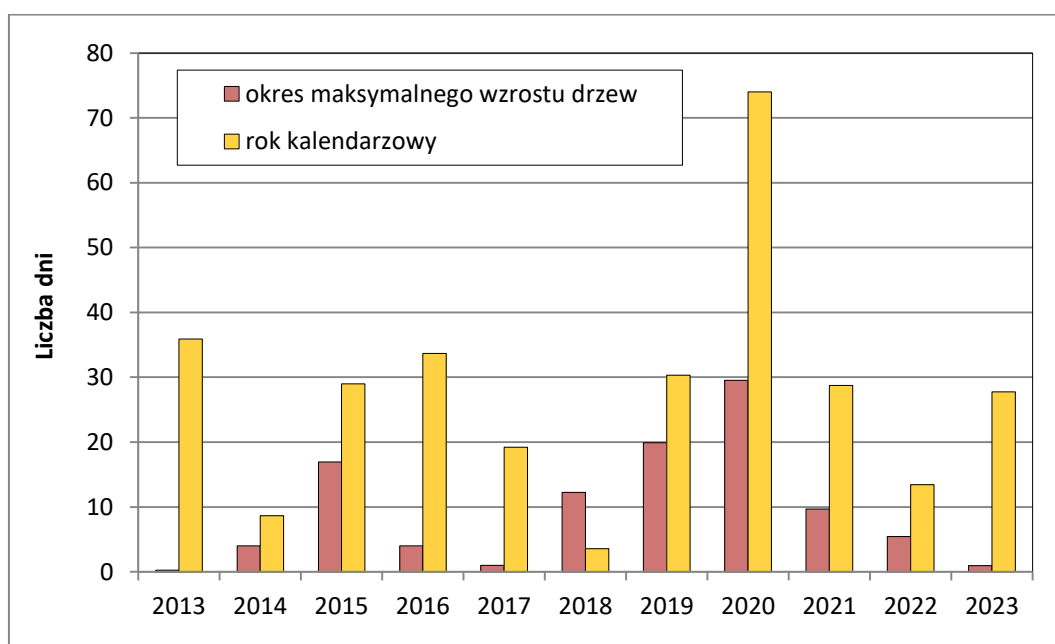
Analiza zmian warunków wodnych i defoliacji w latach 2013-2023

Analiza zmian warunków wodnych została ograniczona do trzech wskaźników zagrożenia występowania niedoborów wody: klimatycznego bilansu wodnego półrocza letniego (KBWL), liczby dni ograniczonego dostępu do wody glebowej w roku (LDR) oraz

liczby dni ograniczonego dostępu do wody glebowej w okresie maksymalnego wzrostu drzew: maj – lipiec (LDL). Zrezygnowano z klimatycznego bilansu wodnego całego roku (KBWR), gdyż wskaźnik ten słabo reprezentuje wpływ warunków wodnych w okresie wzrostu drzew. Wartości wskaźników zostały uśrednione do obszaru kraju za pomocą średniej ważonej, gdzie wagą była powierzchnia poszczególnych stref wartości określonego wskaźnika



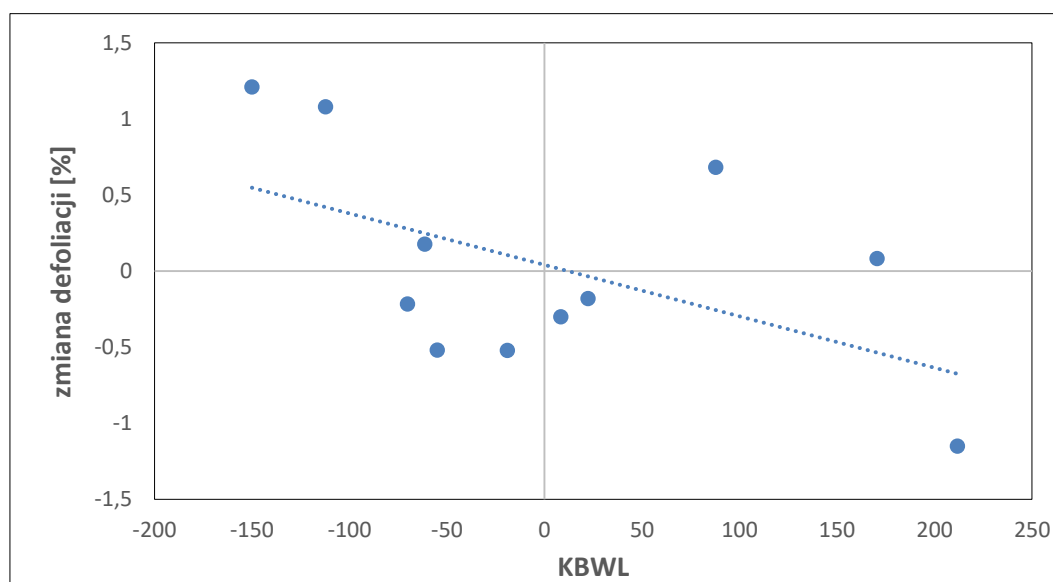
Rycina 4.5. Klimatyczny bilans wodny okresu letniego w okresie 2013-2023



Rycina 4.6. Średnia liczba dni zagrożenia suszą glebową a) w okresie maksymalnego wzrostu drzew b) w roku kalendarzowym w latach 2013-2023

W rozpatrywanym okresie klimatyczny bilans wodny półrocza letniego (KBWL) wskazuje na występowania zagrożenia suszą w latach 2015-2016 i 2018-2020, natomiast najlepsze warunki wzrostu drzew miały miejsce w 2017 r., 2021 r. i 2022. W latach 2013, 2014 i 2023 warunki były obojętne (ryc. 4.5). Według wskaźnika LDL wysokie zagrożenie

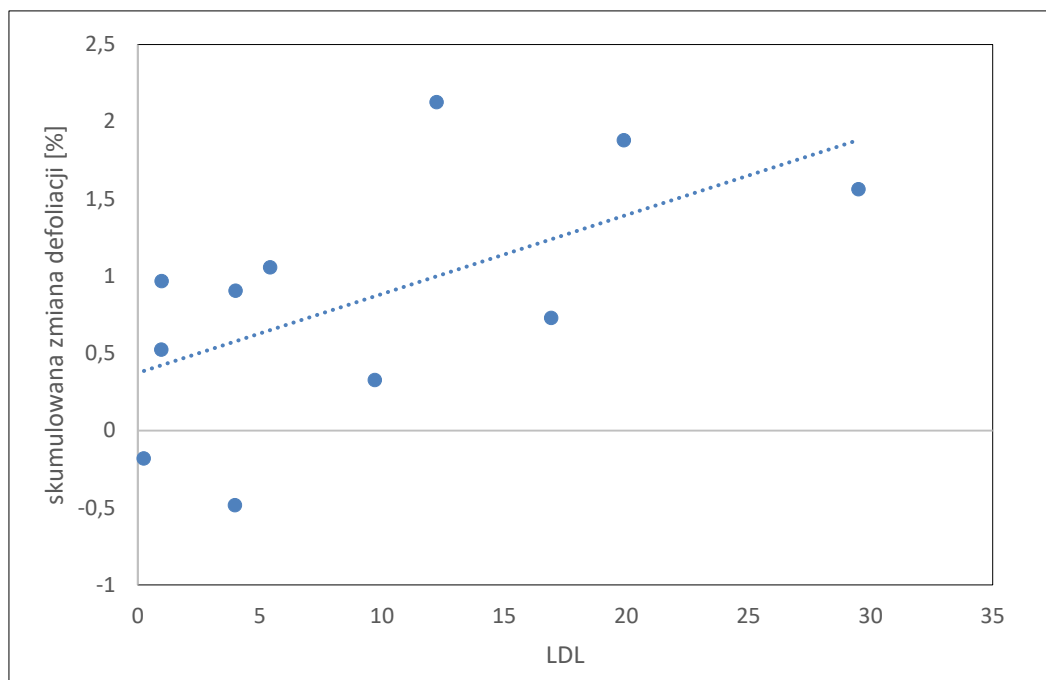
suszą glebową występowało w latach: 2015, 2018, 2019 i 2020, natomiast dobre warunki wilgotnościowe panowały w latach: 2014, 2016, 2017, 2022 i 2023 (ryc. 4.6a). Według wskaźnika LDR wysokie zagrożenie suszą glebową poza okresem maksymalnego wzrostu drzew występowało w latach: 2013, 2016, największe – w 2020 roku (ryc. 4.6b). Biorąc pod uwagę, że w pierwszych miesiącach roku dochodzi do poprawy warunków wilgotnościowych gleb, można wskazać, że wzrost liczby dni z zagrożeniem suszą dotyczy miesięcy po okresie maksymalnego wzrostu drzew. W tym okresie negatywne warunki pogodowe nie mają tak dużego znaczenia dla drzew jak w przypadku okresu z maksymalnym przyrostem, związanym z tworzeniem drewna wczesnego, tym niemniej długie okresy suszy także i w tym okresie mogą wywoływać negatywne skutki dla drzew jak również stwarzać zagrożenie niedoboru wody w kolejnym roku.



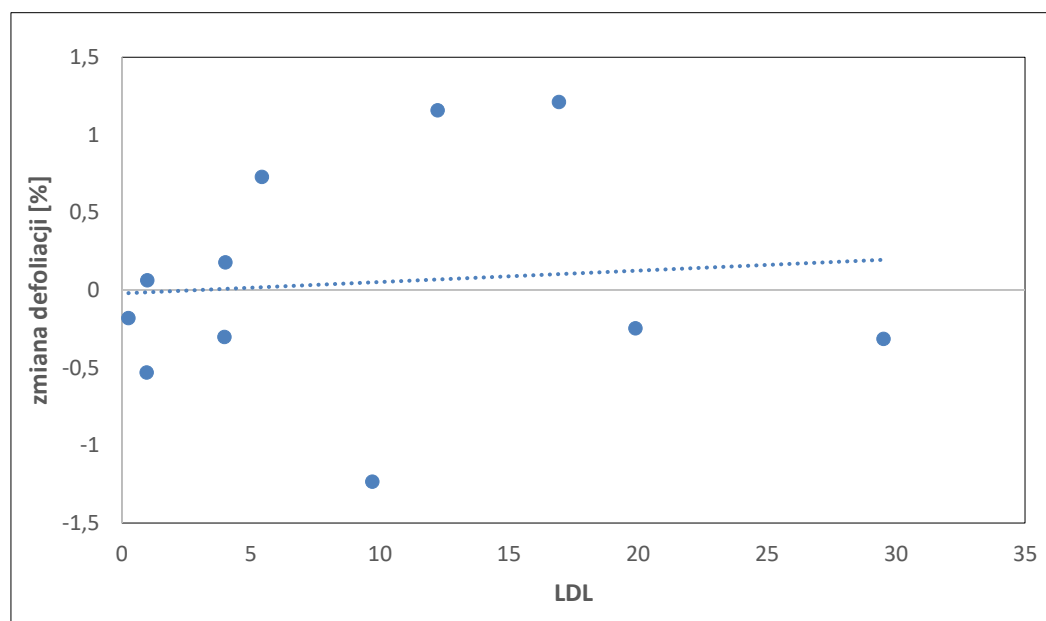
Rycina 4.7. Zależność między klimatycznym bilansem wodnym a zmianą defoliacji drzew w roku kolejnym

Największy wpływ na defoliację drzewostanów powinny wywierać wskaźniki dotyczące okresu wegetacyjnego, czyli KBWL i LDL, dlatego poniższą analizę ograniczono do tych dwóch wskaźników. Można zauważyć wyraźną zależność między zmianą defoliacji drzew a klimatycznym bilansem wodnym półrocza letniego (ryc. 4.7). Defoliacja wzrasta, gdy klimatyczny bilans wodny się zmniejsza. W przypadku wartości KBWL w zakresie od -100 do 100 zależność nie jest wyraźna, ale wartości przekraczające ten zakres wyraźnie wskazują na związek między klimatycznym bilansem wodnym półrocza letniego i zmianą defoliacji drzew w roku kolejnym. W przypadku liczby dni zagrożenia suszą glebową w okresie maksymalnego wzrostu drzew (LDL) w latach 2013-2023 znacznie wyraźniejsza zależność występuje ze skumulowaną zmianą defoliacji (ryc. 4.8) niż ze zmianą defoliacji w roku kolejnym (ryc. 4.9). Skumulowana wartość defoliacji danego roku liczona jako

zwiększenie lub zmniejszenie defoliacji roku poprzedniego uwzględnia zmiany defoliacji w latach poprzednich. Wraz ze wzrostem liczby dni niedoboru wody glebowej wzrasta defoliacja drzew.



Rycina 4.8. Zależność między liczbą dni zagrożenia suszą glebową w okresie największego przyrostu drzew a skumulowaną zmianą defoliacji



Rycina 4.9. Zależność między liczbą dni zagrożenia suszą glebową w okresie największego przyrostu drzew a zmianą defoliacji drzew w roku kolejnym

W 2024 r. niedobory wody występowały w postaci nieregularnych stref na zachodzie, w centralnej, północno-wschodniej i wschodniej Polsce, na co wskazują wartości klimatycznego bilansu wodnego półrocza letniego (KBWL) oraz liczby dni ograniczonej dostępności wody glebowej w roku (LDR).

Zwraca uwagę nierównomierny rozkład opadów w czasie. Początek roku charakteryzuje dobre warunki wilgotnościowe będące wynikiem znacznej przewagi przychodu wody nad rozchodem w okresie zimy. Największy wpływ na pojawienie się dni z niedoborem wody po okresie maksymalnego przyrostu drzew miały niskie opady w czwartym kwartale 2024 r. na większości terenu kraju.

Rok 2024 charakteryzowała wysoka temperatura powietrza, której średnia w skali kraju osiągnęła blisko 10,5°C (średnia z poddanych analizie stacji meteorologicznych IMGW). Temperatura powietrza znacznie przekraczała wartość średnią wieloletnią, która wg IMGW w klimatologicznym okresie normalnym 1991-2020 wyniosła 8,7°C.

Wartości klimatycznego bilansu wodnego półrocza letniego (KBWL) w danym roku przekraczające zakres od -100 do 100 determinują zmiany defoliacji (wzrost bądź spadek) w kolejnym roku.

5. POWIERZCHNIE MONITORINGU LASÓW NA OBSZARACH NATURA 2000 – ROBERT HILDEBRAND

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

- obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) [SPECIAL PROTECTION AREAS (SPAs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Ptasiej 79/409/EEC z 2.04.1979 (wersja skodyfikowana 2009/147/EC z 30.11.2009) o ochronie dziko żyjących ptaków (*Directive on the conservation of wild birds*) (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/HTML/?uri=CELEX:32009L0147&from=EN>).
- obszarów specjalnej ochrony siedlisk (SOO) [SITES OF COMMUNITY IMPORTANCE (SCIs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Siedliskowej (Habitatowej) 92/43/EEC z 21.05.1992 (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*) (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PL/TXT/HTML/?uri=CELEX:32013L0017&from=EN>).

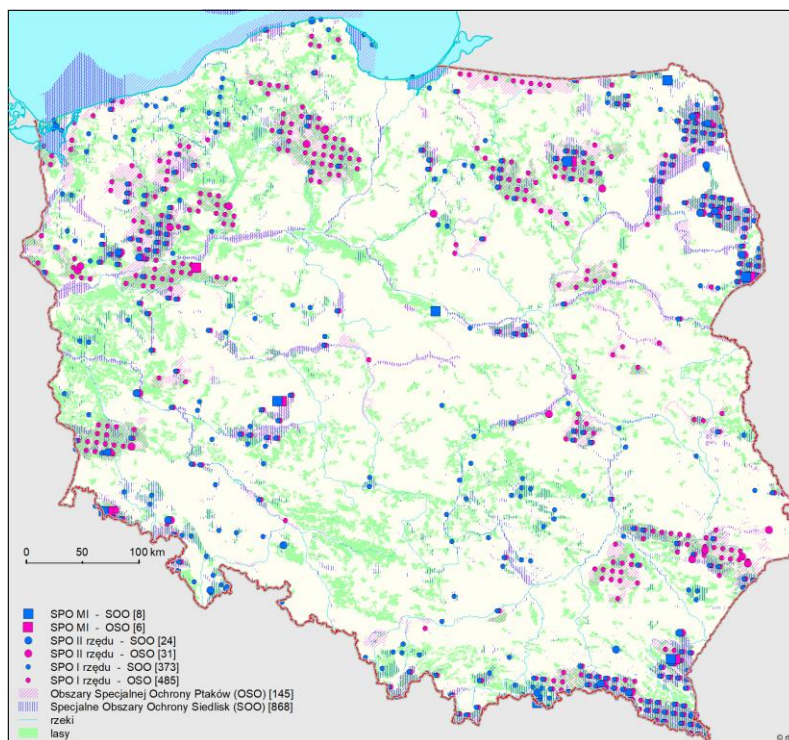
Sieć Natura 2000 została utworzona dla zapewnienia przetrwania najcenniejszych i najbardziej zagrożonych europejskich gatunków i siedlisk. Jest to jeden z podstawowych elementów systemu ochrony przyrody i bioróżnorodności w Unii Europejskiej. Tworzy ona system uzupełniający i wzbogacający wcześniejsze, 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.

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 (z 17.02.2010, z 30.03.2010, z 13.04.2010 i z 12.01.2011) ustanawiających obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000.

Według bazy prowadzonej przez Europejską Agencję Środowiska Komisji Europejskiej (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps>), zaktualizowanej na koniec 2024 roku liczba obszarów sieci Natura 2000 w Polsce wynosi 1003, a łączna powierzchnia zajmowana przez te obszary – 68 504 km², w tym obszary lądowe – 61 257 km², co jest równe 19,6% powierzchni kraju. W ostatnich latach proces zmian obszarów Natura 2000 przerodził się w proces modyfikacji przebiegu ich granic. Wykonywane i planowane zmiany dotyczą powiększenia, jak i pomniejszenia niektórych obszarów specjalnej ochrony siedlisk oraz obszarów specjalnej ochrony ptaków. W 2024 r. Polska nie przekazała do Komisji Europejskiej żadnych propozycji zmian w obszarach Natura 2000.

W 2024 r. na obszarach Sieci Natura 2000 znalazło się 671 czynnych (na których wykonywane były obserwacje i pomiary) powierzchni obserwacyjnych monitoringu leśnego. Stanowi to około 30,6% wszystkich aktywnych SPO (ryc. 5.1).



Rycina 5.1. Rozmieszczenie SPO I i II rzędu oraz powierzchni Monitoringu Intensywnego na obszarach Natura 2000 (stan na koniec 2024 roku)

145 lądowych obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) zajmuje 48 443 km², z czego lasy zajmują około 2,471 miliona hektarów. Znalazło się na nich 6 czynnych SPO Monitoringu Intensywnego, 31 czynnych SPO II rzędu oraz 484 czynnych SPO I rzędu. Badania monitoringowe prowadzone są na 85 spośród 145 OSO.

868 lądowych specjalnych obszarów ochrony siedlisk (SOO) zajmuje 34 308 km², z czego kompleksy leśne zajmują około 1,894 miliona hektarów. Znalazło się na nich 8 czynnych SPO Monitoringu Intensywnego, 24 czynne SPO II rzędu i 370 czynnych SPO I rzędu. Badania monitoringowe prowadzone są na 169 spośród 868 SOO.

Należy zwrócić uwagę, że ogólna liczba powierzchni nie jest sumą SPO znajdujących się w poszczególnych typach ochrony, możliwa jest sytuacja, w której jedna powierzchnia monitoringowa znajduje się na dwóch zachodzących na siebie obszarach Natura 2000.

Większość powierzchni leśnej (96%) położonej na obszarach specjalnej ochrony ptaków (OSO) znalazła się w 1 klasie defoliacji (lekka defoliacja: > 10% do 25%), pozostała część lasów (4%) znalazła się w 2 klasie defoliacji (średnia defoliacja: > 25% do 60%). Nie stwierdzono obecności kompleksów leśnych o defoliacji koron drzew do 10%, jak również z dużą defoliacją, powyżej 60%. W 2024 r. nastąpiło zmniejszenie (z 10% do 4%) powierzchni leśnej, na której defoliacja drzew przyjmowała wartości z klasy 2. Większość tych zmian związana jest ze zmniejszeniem się poziomu defoliacji w środkowej i południowej Polsce.

Większość powierzchni leśnej (93%) położonej na specjalnych obszarach ochrony siedlisk (SOO) znalazła się w 1 klasie defoliacji (lekka defoliacja: > 10% do 25%), pozostała część lasów (7%) znalazła się w 2 klasie defoliacji (średnia defoliacja: > 25% do 60%). W porównaniu do ubiegłego roku nastąpiło zmniejszenie powierzchni leśnej z defoliacją na poziomie średnim z 13% do 7%. Podobnie jak na OSO nie było kompleksów leśnych o defoliacji koron drzew nie przekraczającej 10%, jak również z dużą defoliacją, przekraczającą 60%.

Poprawę kondycji zdrowotnej drzew (zmniejszenie poziomu defoliacji) na obszarach OSO i SOO obserwowano głównie w środkowej i południowej Polsce.

Na koniec 2024 r. liczba obszarów sieci Natura 2000 w Polsce była taka jak w roku poprzednim, wynosiła 1003. Zajmowały one 68504 km², co stanowi 19,6% powierzchni Polski.

W 2024 r. na obszarach Sieci Natura 2000 znajdowało się 671 (około 30,6% z ogólnej liczby) czynnych (na których wykonywane były obserwacje i pomiary) powierzchni

obserwacyjnych monitoringu leśnego (SPO I rzędu i SPO II rzędu, w tym powierzchni monitoringu intensywnego).

Na 85 lądowych obszarach specjalnej ochrony ptaków (OSO) znalazło się 6 powierzchni monitoringu intensywnego, 31 SPO II rzędu oraz 484 SPO I rzędu. Natomiast na lądowych specjalnych obszarach ochrony siedlisk (SOO) znalazło się 8 SPO monitoringu intensywnego, 24 SPO II rzędu i 370 SPO I rzędu.

Średnia defoliacja drzew na 96% SPO I rzędu znajdujących się na obszarach ochrony ptaków (OSO) oraz na 93% SPO I rzędu znajdujących się na obszarach ochrony siedlisk (SOO) mieściła się w przedziale >10–25%. Na pozostałych powierzchniach średnia defoliacja drzew zawierała się w przedziale >25–60%.

CZĘŚĆ III BADANIA NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH II RZĘDU

6. PRZYROST DRZEW I DRZEWOSTANÓW W OKRESIE 2004-2024 NA SPO II RZĘDU – *MAŁGORZATA DUDZIŃSKA*

Badania dynamiki przyrostu drzewostanów wykonywane są w cyklach pięcioletnich, w których przyrost drzew służy jako parametr oceny witalności i kondycji lasów, uzupełniający ocenę defoliacji, przebarwień aparatu asymilacyjnego oraz uszkodzeń drzew realizowaną na SPO I rzędu. W 2024 r. badaniom poddano 133 powierzchnie: z sosną – 97, ze świerkiem – 11, z dębem – 14, z bukiem – 11.

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

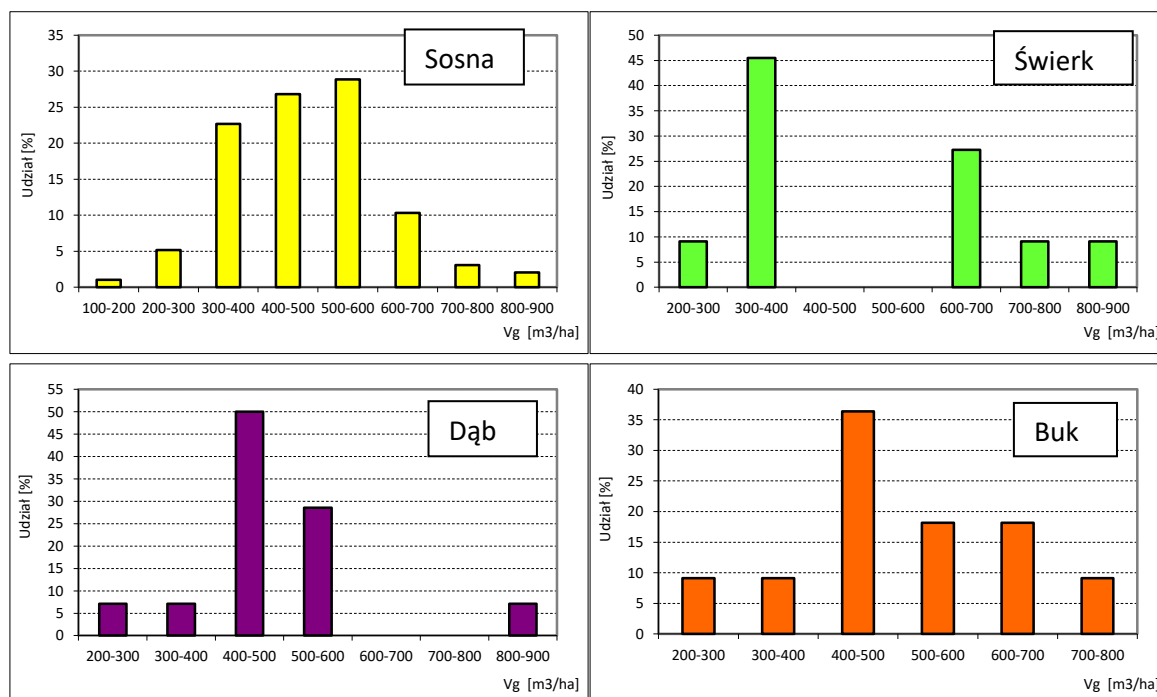
W 2024 roku **wiek drzewostanów** na powierzchniach wynosił od 71 do 122 lat (sosnowych – od 71 do 96 lat, świerkowych – od 76 do 94 lat, dębowych – od 94 do 122 lat i bukowych – od 83 do 116 lat). Najwięcej drzewostanów znajdowało się w klasie wieku 81-100 lat (59,4%), najmniej – w klasie wieku powyżej 100 lat (12,8%). Najstarszy drzewostan położony jest w Krainie Sudeckiej (powierzchnia dębowa w wieku 122 lat), najmłodsze w krainach: Bałtyckiej i Karpackiej (powierzchnie sosnowe w wieku 71 lat).

Przeciętna pierśnica drzewostanów wahała się od 19,4 do 48,6 cm (sosnowych – od 19,4 do 42,6 cm, świerkowych – od 27,4 do 48,6 cm, dębowych – od 26,6 do 47 cm i bukowych – od 35 do 45,3 cm). Wśród analizowanych powierzchni przeważały drzewostany o pierśnicy zawartej w klasie 25-30 cm (31,6%, z czego 29,3% stanowią drzewostany sosnowe).

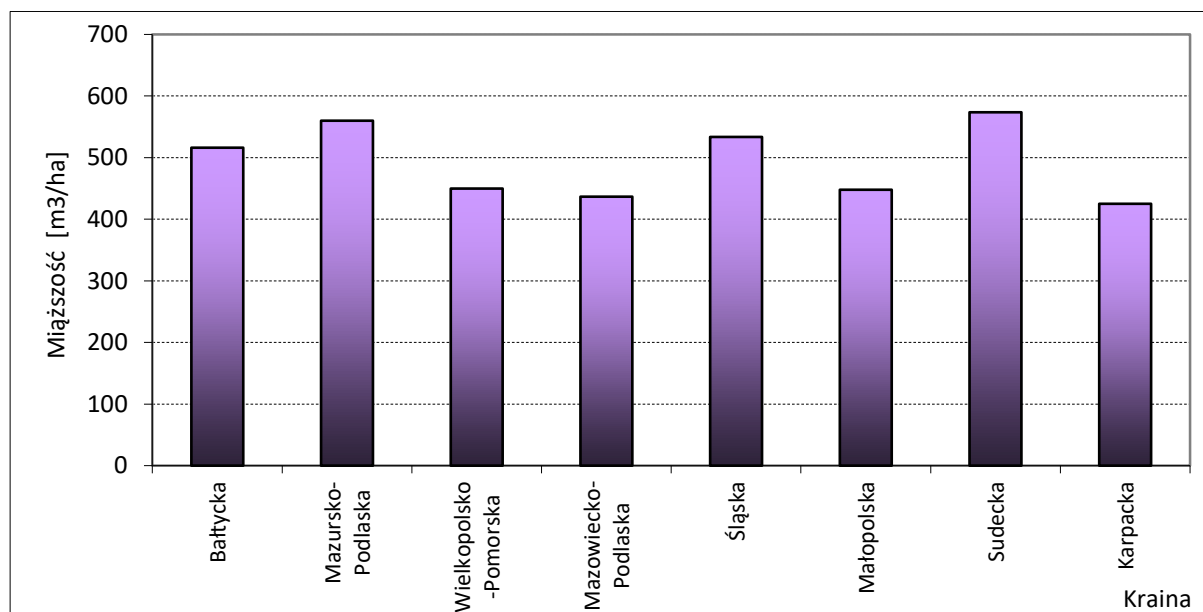
Średnia wysokość drzewostanów wynosiła od 20,3 do 36,5 m (sosnowych – od 20,7 do 35,9 m, świerkowych – od 21,6 do 35,1 m, dębowych – od 20,3 do 32,9 m i bukowych – od 26,7 do 36,5 m). W większości drzewostanów wysokość przyjmowała wartości w granicach 28-30 m, w klasie tej znalazło się 23,3% powierzchni (z czego aż 18,8% stanowią drzewostany sosnowe).

Średnia miąższość grubizny drzewostanów wynosiła 484,3 m³/ha (sosnowych – 483,5 m³/ha, świerkowych – 497,6 m³/ha, dębowych – 469,5 m³/ha i bukowych – 497,5 m³/ha). Najliczniej (27,8%) reprezentowane były drzewostany, w których miąższość zawiera się w granicach 400-500 m³/ha. Wśród drzewostanów sosnowych dominowała klasa miąższości 500-600 m³/ha, znalazło się w niej 28,9% powierzchni, w drzewostanach

świerkowych – klasa 300-400 m³/ha z 45,5% powierzchni, w drzewostanach dębowych i bukowych – klasa 400-500 m³/ha z odpowiednio 50% i 36,4% powierzchni (ryc. 6.1).



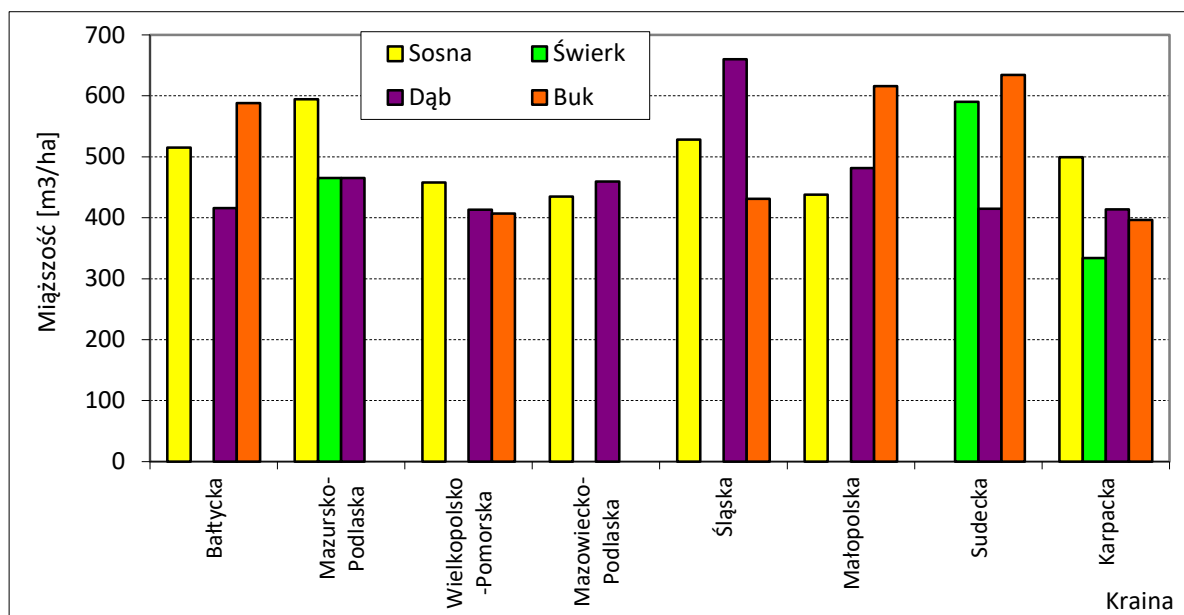
Rycina 6.1. Rozkład powierzchni sosnowych, świerkowych, dębowych i bukowych w klasach miąższości w 2024 r.



Rycina 6.2. Średnia miąższość drzewostanów w krainach przyrodniczo-leśnych w 2024 r.

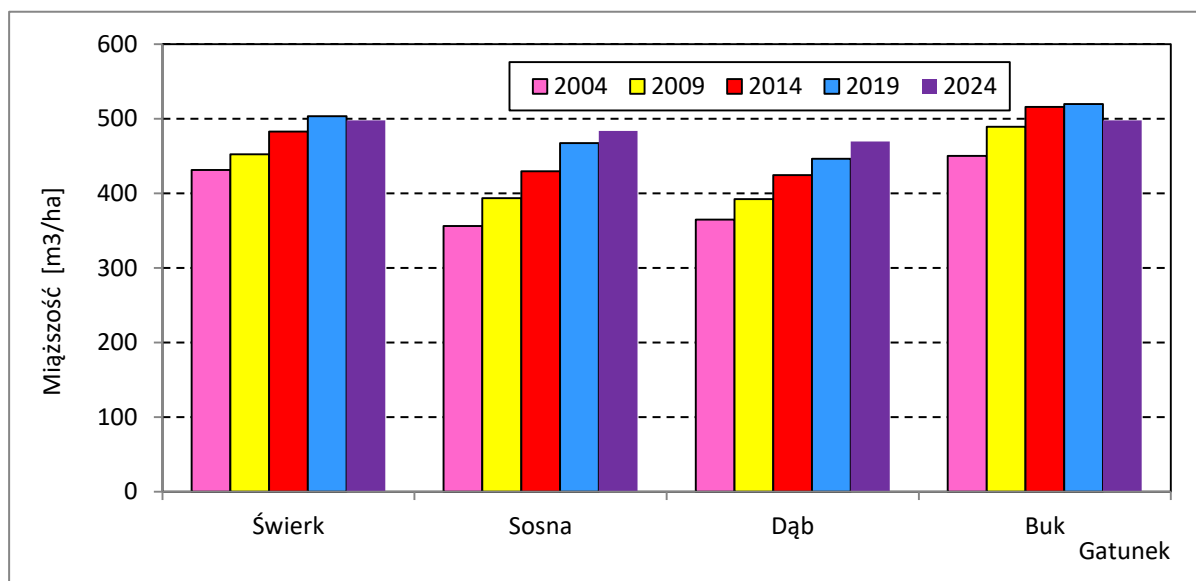
W układzie krain przyrodniczo-leśnych największą średnią miąższością wyróżniały się drzewostany położone w krainach: Sudeckiej (574 m³/ha) i Mazursko-Podlaskiej (560 m³/ha), a najniższą (425 m³/ha) – drzewostany Krainy Karpackiej (ryc. 6.2). Drzewostany sosnowe osiągnęły największą średnią miąższość na powierzchniach położonych w Krainie Mazursko-Podlaskiej (565 m³/ha), drzewostany świerkowe – w Krainie Sudeckiej (583

m³/ha), drzewostany dębowe – w Krainie Śląskiej (621 m³/ha) a drzewostany bukowe – w Krainie Małopolskiej (634 m³/ha) (ryc. 6.3).

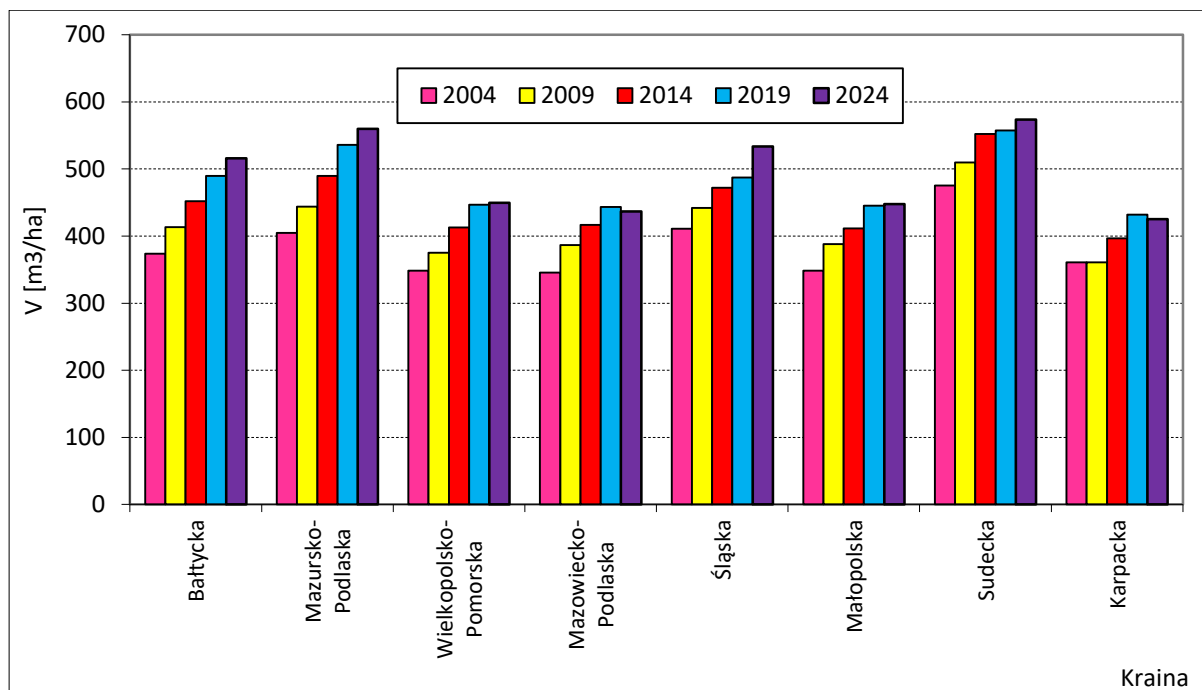


Rycina 6.3. Kształtowanie się średniej miąższości drzewostanów (z podziałem na gatunki) w krainach przyrodniczo-leśnych w 2024 r.

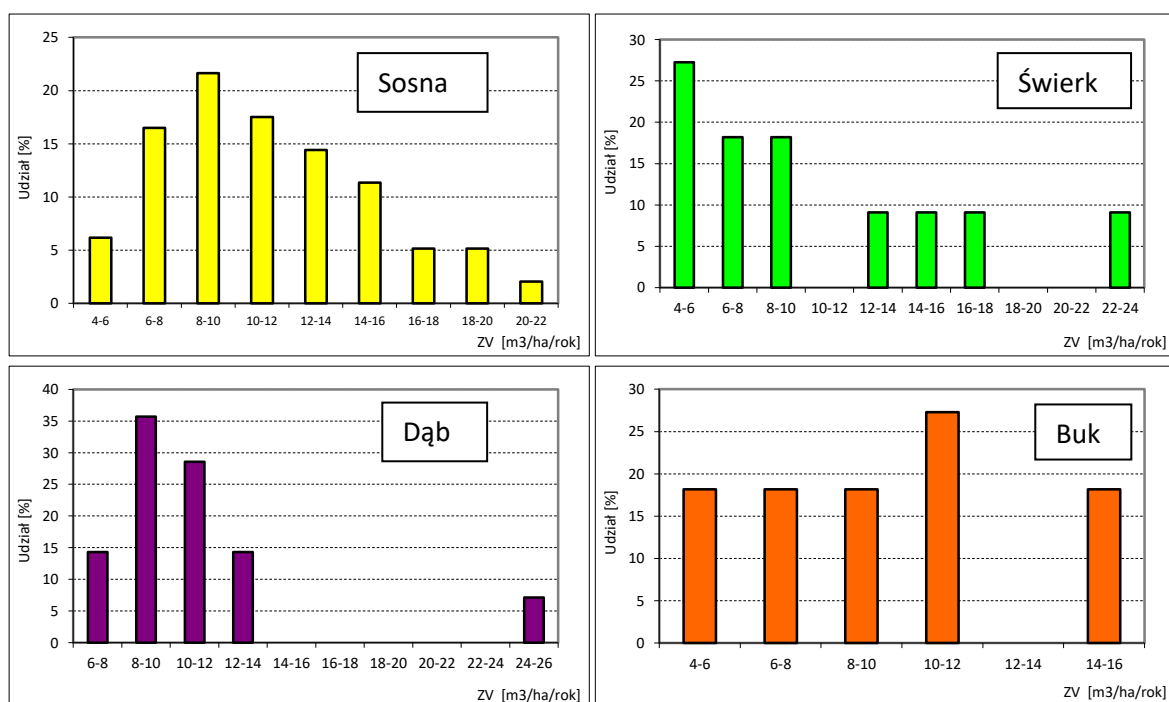
W okresie badawczym obejmującym lata 2004-2024 średnia wartość miąższości drzewostanów sosnowych zmieniała się od 356 m³/ha w roku 2004 do 484 m³/ha w roku 2024, w drzewostanach świerkowych od 431 do 498 m³/ha, w drzewostanach dębowych od 365 do 470 m³/ha, a w drzewostanach bukowych od 450 do 498 m³/ha (ryc. 6.4). Zmiany miąższości w poszczególnych krainach przedstawia rycina 6.5. W sześciu krainach, oprócz Mazowiecko-Podlaskiej i Karpackiej, nastąpił wzrost miąższości drzewostanów.



Rycina 6.4. Kształtowanie się średniej miąższości drzewostanów w latach 2004-2024



Rycina 6.5. Kształtowanie się średniej miąższości drzewostanów w krainach przyrodniczo-leśnych w latach 2004- 2024

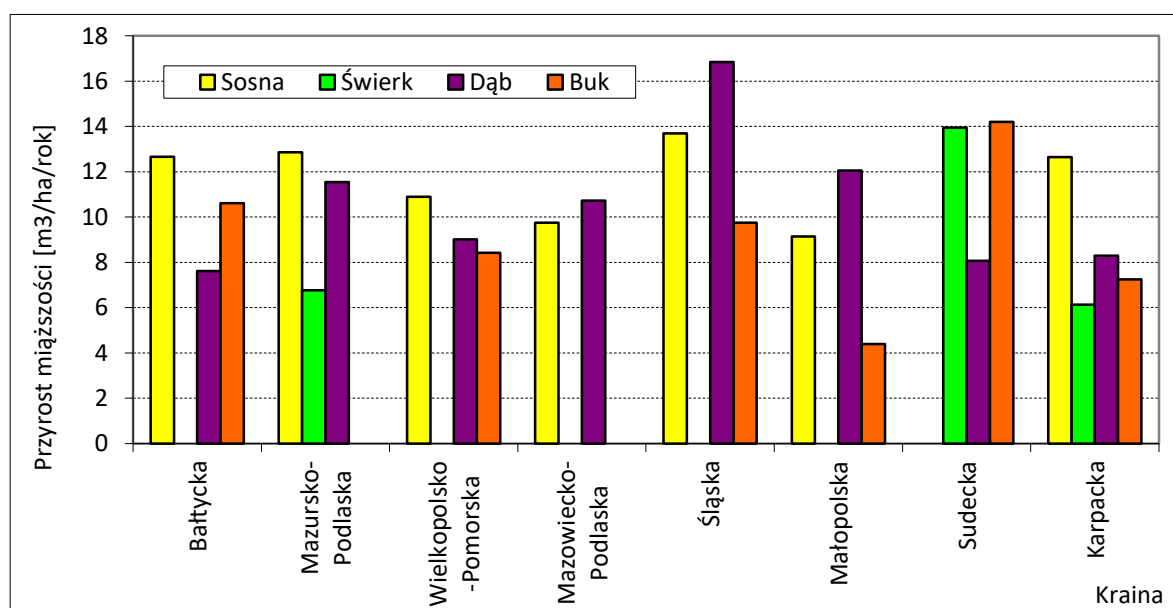


Rycina 6.6. Rozkład powierzchni sosnowych, świerkowych, dębowych i bukowych w klasach przyrostu miąższości, w 2024 r.

Przyrost miąższości drzewostanów w ostatnim, 5-cio letnim okresie badawczym (2019-2024) wahał się od 4,3 do 25,4 m³/ha/rok. Drzewostany sosnowe charakteryzowały się przyrostem wynoszącym średnio 11,2 m³/ha/rok, świerkowe – 10,5 m³/ha/rok, dębowe – 10,7 m³/ha/rok, natomiast bukowe – 9,1 m³/ha/rok. Najwięcej drzewostanów (22,6%) znajdowało się w klasie przyrostu 8-10 m³/ha/rok. Na powierzchniach założonych

w drzewostanach sosnowych i dębowych dominuje klasa przyrostu 8-10 m³/ha/rok (odpowiednio: 21,6% i 35,7%), w drzewostanach świerkowych – klasa 4-6 m³/ha/rok (27,3%), w bukowych – klasa 10-12 m³/ha/rok (27,3%) (ryc. 6.6).

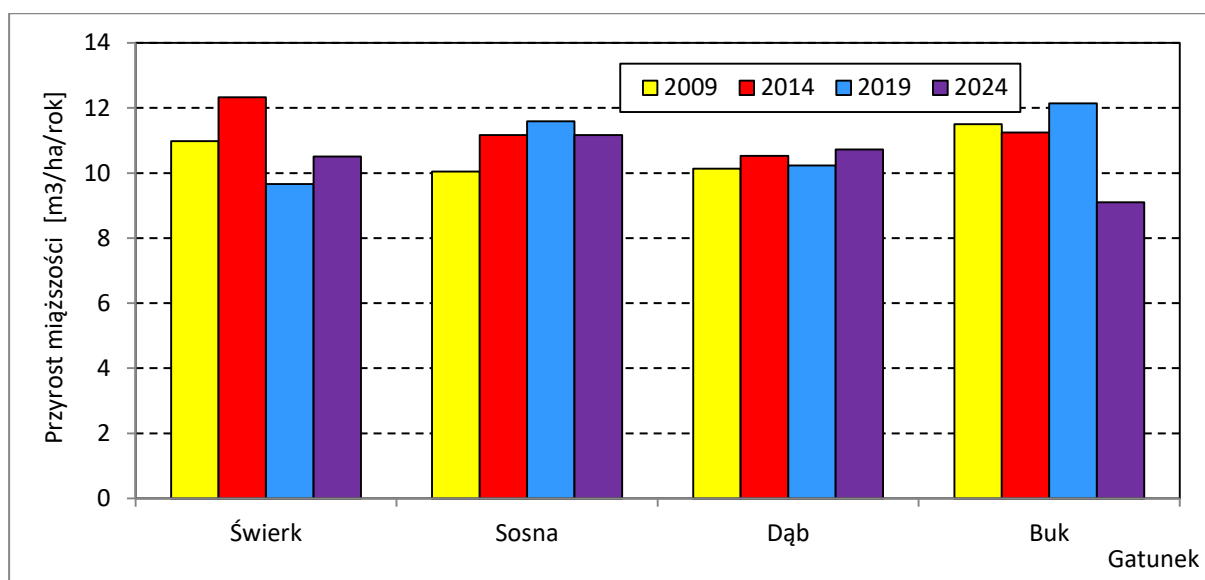
W układzie krain przyrodniczo-leśnych największym średnim przyrostem charakteryzowały się powierzchnie położone w krainach: Śląskiej i Sudeckiej (odpowiednio: 13,6 i 13,2 m³/ha/rok), a najmniejszym – w krainach: Małopolskiej i Karpackiej (odpowiednio: 9,2 i 9,3 m³/ha/rok). Drzewostany sosnowe i dębowe osiągały największy średni przyrost miąższości na powierzchniach położonych w Krainie Śląskiej (odpowiednio: 13,7 i 16,8 m³/ha/rok), drzewostany świerkowe i bukowe – w Krainie Sudeckiej (odpowiednio 14 i 14,2 m³/ha/rok) (ryc. 6.7).



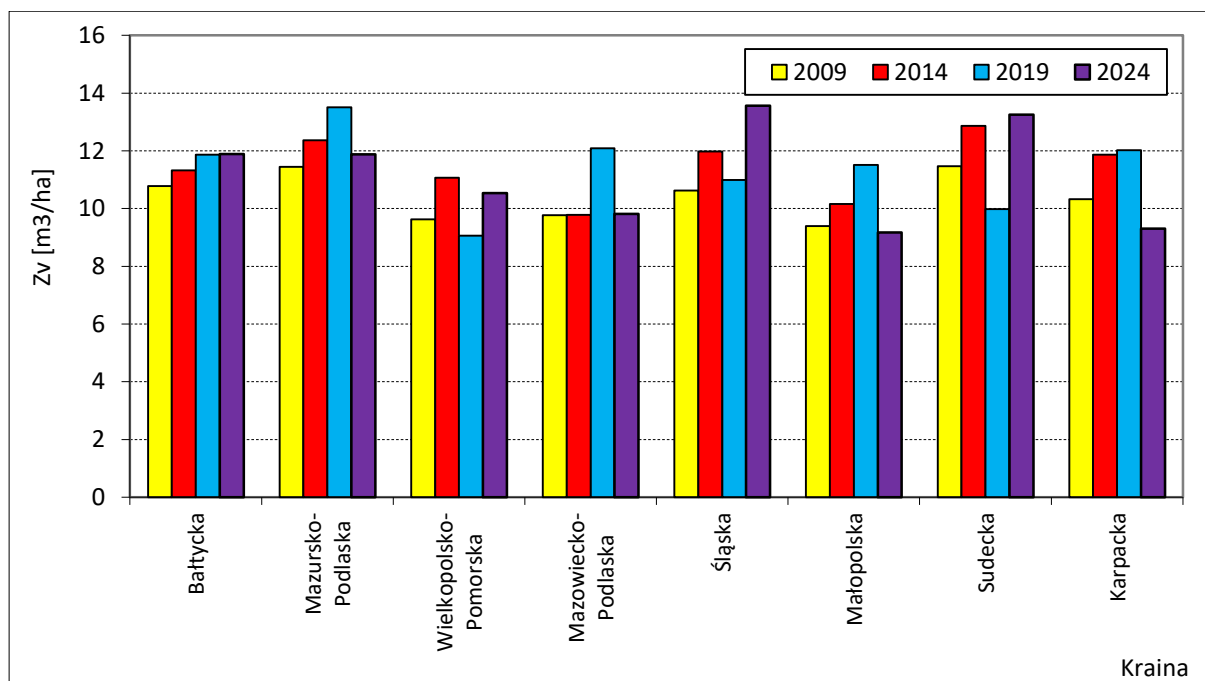
Rycina 6.7. Kształtowanie się przyrostu miąższości drzewostanów (z podziałem na gatunki) w krainach przyrodniczo-leśnych w 2024 r.

W okresie pomiarowym obejmującym lata 2004-2024 średnia wartość przyrostu miąższości drzewostanów sosnowych zawierała się w granicach od 10 (w 2009 r.) do 11,6 (w 2019 r.) m³/ha/rok. W drzewostanach świerkowych przyrost przyjmował wartości od 9,7 (w 2019 r.) do 12,3 (w 2014 r.) m³/ha/rok. Średni przyrost drzewostanów dębowych wynosił od 10,1 (w 2009 r.) do 10,7 (w 2024 r.) m³/ha. Średni przyrost drzewostanów bukowych kształtował się w granicach od 9,1 (w 2024 r.) do 12,1 (2019 r.) m³/ha/rok. (ryc. 6.8).

Kształtowanie się przyrostu miąższości w układzie krain przyrodniczo-leśnych, w okresie 2004-2024 przedstawia rycinie 6.9.



Rycina 6.8. Kształtowanie się przyrostu mączszości drzewostanów w okresie 2004-2024

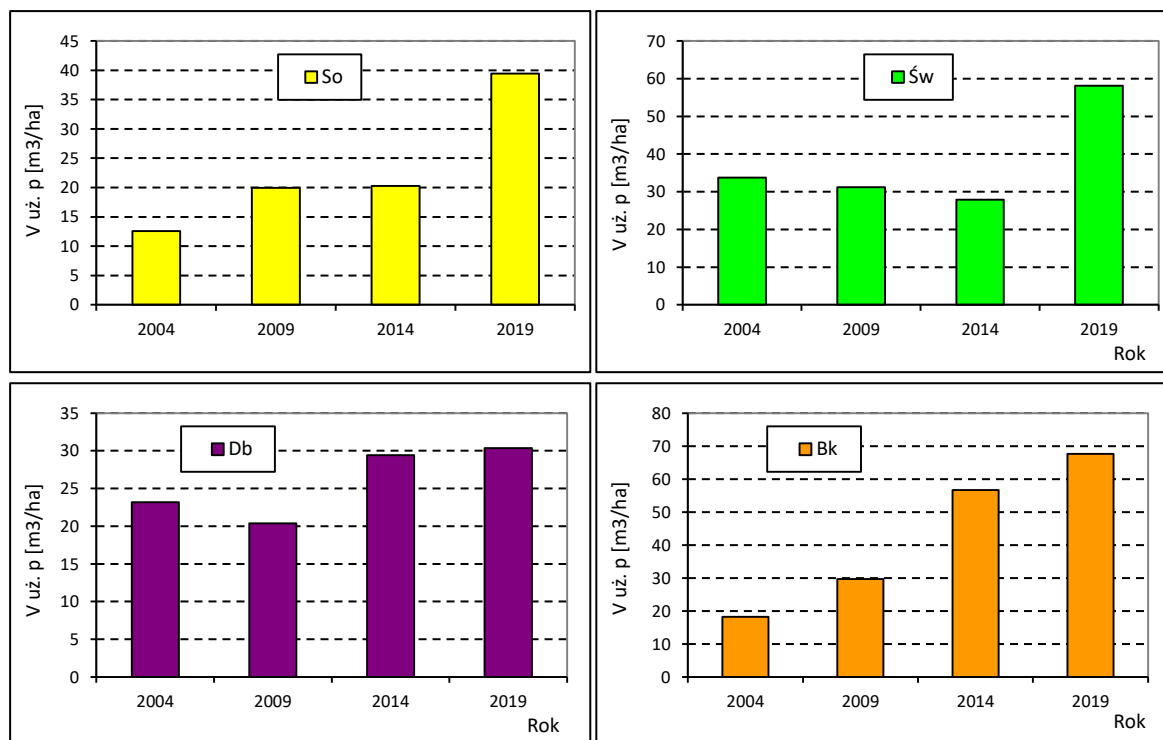


Rycina 6.9. Kształtowanie się przyrostu mączszości drzewostanów w krainach przyrodniczo-leśnych w okresie 2009-2024

Z przyrostem mączszości związana jest **mączszość dorostów** oraz **mączszość drzew usuniętych w użytkowaniu przedrębny**. Dorosty to drzewa, które osiągnęły wartość graniczną pierśnicy, wynoszącą 7 cm i po raz pierwszy została zmierzona ich grubość na wysokości 1,3 m. W 2024 roku dorosty wystąpiły na 70% powierzchni sosnowych, na 64% powierzchni świerkowych, na 79% powierzchni dębowych oraz na 36% powierzchni bukowych. Średnia mączszość dorostów wyniosła odpowiednio: 1,5, 1,3, 1,7 i 1,3 m³/ha. Średni udział mączszości dorostów w 5-cio letnim (2019-2024) przyroście mączszości wyniósł 2,6% (pow. sosnowe), 4,5% (pow. świerkowe), 3,4% (pow. dębowe) i 2,8% (pow.

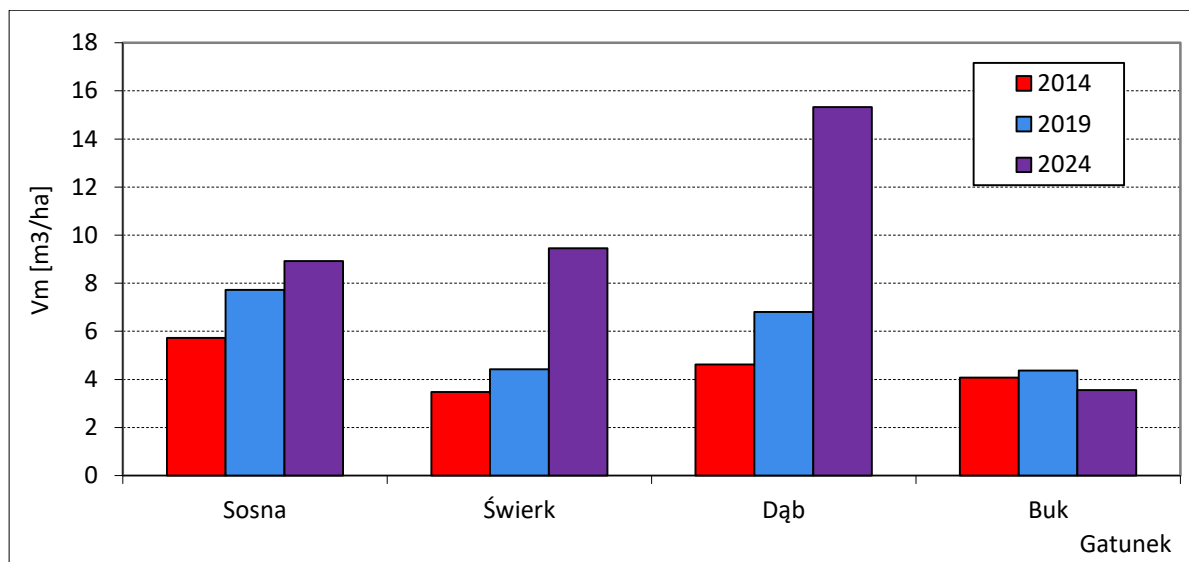
bukowe). W użytkowaniu przedrębnym, w ciągu ostatniego 5-cio letniego okresu badawczego (2019-2024), usunięto w drzewostanach sosnowych średnio 39,4 m³/ha, świerkowych 58,1 m³/ha, dębowych 30,3 m³/ha i bukowych 67,6 m³/ha.

W okresie od 2004 roku do ostatniej inwentaryzacji w 2024 roku pozyskano sumarycznie, w ramach użytkowania przedrębnego, średnio 92,2 m³/ha grubizny sosnowej, 150,9 m³/ha grubizny świerkowej, 103,3 m³/ha grubizny dębowej i 172,2 m³/ha grubizny bukowej. W poszczególnych latach wielkość użytkowania przedrębnego na powierzchniach sosnowych wahała się od 12,6 do 39,4 m³/ha, na powierzchniach świerkowych – od 27,9 do 58,1 m³/ha, na powierzchniach dębowych – od 20,4 do 30,3 m³/ha i na powierzchniach bukowych – od 18,3 do 67,6 m³/ha (ryc. 6.10). Sumaryczna produkcja w drzewostanach sosnowych, w tym okresie, wyniosła średnio 575,7 m³/ha, w drzewostanach świerkowych - 648,5 m³/ha, w drzewostanach dębowych - 572,8 m³/ha, a w drzewostanach bukowych - 669,8 m³/ha.



Rycina 6.10. Średnie wartości użytkowania przedrębnego na powierzchniach sosnowych, świerkowych, dębowych i bukowych w latach 2004-2019

W latach 2014-2024 odnotowano wzrost miąższości drzew martwych: w drzewostanach dębowych – z 4,6 do 15,3 m³/ha, świerkowych – z 3,5 do 9,5 m³/ha i sosnowych – z 5,7 do 8,9 m³/ha. W drzewostanach bukowych miąższość drzew martwych utrzymywała się mniej więcej na tym samym poziomie – ok. 4 m³/ha. (ryc. 6.11).



Rycina 6.11. Średnie wartości miąższości drewna martwego, dla poszczególnych gatunków, w latach 2014 - 2024

Wiek drzewostanów na powierzchniach kształtował się od 71 do 122 lat. Przeciętna pierśnica zawierała się w przedziale od 19,4 do 48,6 cm; średnia wysokość – od 20,3 do 336,5 m, a przyrost miąższości – od 3,9 do 26,3 m³/ha.

W 2024 roku największą średnią miąższością charakteryzowały się drzewostany świerkowe i bukowe (odpowiednio: 497,6 i 497,5 m³/ha), mniejszą – drzewostany sosnowe (484,3 m³/ha), najmniejszą – drzewostany dębowe (469,5 m³/ha). W poprzednich okresach badawczych dominowały drzewostany bukowe, na drugim miejscu były drzewostany świerkowe.

Drzewostany o największych przeciętnych wartościach miąższości grubizny (ok. 570 m³/ha) położone były w krainach: Sudeckiej i Mazursko-Podlaskiej. Największymi wartościami przyrostu miąższości wyróżniały się powierzchnie położone w krainach: Śląskiej i Sudeckiej (ok. 13 m³/ha). Krainy: Małopolska i Karpacka charakteryzowały się powierzchniami o najmniejszych wartościach przyrostu miąższości, wynoszącymi ok. 9 m³/ha.

Przyrost miąższości drzewostanów w ostatnim 5-letnim okresie badawczym (2019-2024) wahał się od 4,3 do 25,4 m³/ha/rok. Największym średnim przyrostem miąższości wyróżniały się drzewostany sosnowe (11,2 m³/ha/rok), mniejszym – dębowe (10,7 m³/ha/rok) i świerkowe (10,5 m³/ha/rok), najmniejszym – bukowe (9,1 m³/ha/rok). W latach 2004-2009 największym średnim przyrostem charakteryzowały się drzewostany bukowe (11,5 m³/ha/rok), w latach 2009-2014 – drzewostany świerkowe (12,3 m³/ha/rok), a w latach 2014-2019 – ponownie drzewostany bukowe (12,1 m³/ha).

W użytkowaniu przedrębnym, w ciągu 5-cio letniego okresu badawczego 2019-2024, usunięto w drzewostanach sosnowych średnio 39,4 m³/ha, w świerkowych – 58,1 m³/ha, w dębowych – 30,3 m³/ha, natomiast w bukowych – 67,6 m³/ha. Sumarycznie, w okresie od 2004 roku do ostatniej inwentaryzacji w 2024 roku pozyskano, w ramach użytkowania przedrębnego średnio 92,2 m³/ha grubizny sosnowej, 150,9 m³/ha grubizny świerkowej, 103,3 m³/ha grubizny dębowej i 172,2 m³/ha grubizny bukowej.

Sumaryczna produkcja w okresie 2004-2024, w drzewostanach sosnowych wyniosła średnio 575,7 m³/ha, w drzewostanach świerkowych – 648,5 m³/ha, w drzewostanach dębowych – 572,8 m³/ha, a w drzewostanach bukowych – 669,8 m³/ha.

CZĘŚĆ IV BADANIA NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH MONITORINGU INTENSYWNEGO (SPO MI)

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, Krotoszyn i Łąck), Mazowiecko-Podlaskiej (Nadleśnictwo Chojnów), Śląskiej (Nadleśnictwo Zawadzkie), Sudeckiej (Nadleśnictwo Szklarska Poręba) oraz Karpackiej (nadleśnictwa: Piwniczna i Bircza) (ryc. 1.1).

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 depozycji na otwartej przestrzeni, jakości powietrza metodą pasywną, opadów podkoronowych i roztworów glebowych. W pobliżu tych powierzchni uruchomiono również automatyczne stacje pomiarowe, w sposób ciągły rejestrujące parametry meteorologiczne.

7. WARUNKI POGODOWE W 2024 ROKU ORAZ W DZIESIĘCIOLECIU 2015-2024 – LESZEK KLUZIŃSKI

Dane meteorologiczne pozyskiwane z automatycznych stacji pomiarowych usytuowanych w pobliżu stałych powierzchni obserwacyjnych monitoringu intensywnego służą ocenie aktualnego stanu pogody oraz mogą być wykorzystywane do modelowania procesów i relacji zachodzących w ekosystemach leśnych.

Rok 2024 był w Polsce kolejnym rokiem, który **pod względem termicznym** odbiegał od średniej okresu referencyjnego 1991-2020. Według kwantylowej klasyfikacji warunków termicznych został uznany jako *ekstremalnie ciepły*. Był to najcieplejszy rok w Polsce w historii pomiarów (IMGW Biuletyn PSH-M 2024). Obserwowano znaczną zmienność termiczną, dla większości miesięcy występowały anomalie temperaturowe dodatnie, najwyższe w lutym, w porównaniu do wartości normatywnych. Chłodniejszy od okresu referencyjnego był listopad i sporadycznie styczeń. Kolejne pory roku

sklasyfikowano jako: *ekstremalnie ciepłą i anomalnie ciepłą* zimą, *ekstremalnie ciepłą* wiosną, *ekstremalnie i anomalnie ciepłe* lato i *ekstremalnie ciepłą*, miejscami *anomalnie ciepłą* jesień (IMGW Biuletyn PSH-M 2024).

Pod względem opadowym rok 2024, zgodnie z klasyfikacją Z. Kaczorowskiej (1962), został oznaczony jako *normalny*. Średnia roczna suma opadów w Polsce stanowiła 98% normy wieloletniej z lat 1991-2020. Dodatkowo anomalie opadowe wystąpiły w zachodniej i południowo-wschodniej części kraju. Na przeważającym obszarze kraju rok 2024 został sklasyfikowany jako *normalny*, lokalnie na Podkarpaciu i Opolszczyźnie jako *suchy*, a na Podlasiu nawet *bardzo suchy*, natomiast na zachodzie kraju miejscami jako *wilgotny*, a nawet *bardzo wilgotny*. Rozkład przestrzenny opadów był zróżnicowany, najniższe sumy opadów rocznych odnotowano w okolicach Płocka i Białegostoku, najwyższe wartości wystąpiły w Tatrach, Jeleniej Górze i Kłodzku, a poza obszarem górskim – w Bielsku Białej i na niżu w okolicach Łęborka. Rozkład opadów w czasie był również zróżnicowany. Stosując cytowaną klasyfikację Kaczorowskiej najbardziej ubogimi w opady miesiącami był *skrajnie suchy* maj, *bardzo suchy* październik oraz *suchy i bardzo suchy* listopad i grudzień. Z kolei najobfitszymi w opady miesiącami był *skrajnie wilgotny* luty oraz *bardzo wilgotny* styczeń. W ujęciu sezonowym rozkładu sum opadów atmosferycznych można było zaklasyfikować pory roku następująco: *skrajnie wilgotną* zimą, *bardzo suchą* wiosną, *normalne* lato i *normalną* jesień (IMGW Biuletyn PSH-M 2024).

Tabela 7.1. Średnie wartości temperatury powietrza [°C] mierzonej na wysokości 2 m na SPO MI w 2024 r.

Stacja	Miesiąc												Rok	OW	PO
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII			
Białowieża	-3,0	3,9	4,7	10,0	15,4	18,3	20,7	19,6	16,8	8,1	3,0	1,1	9,9	16,8	3,0
Piwniczna	-2,6	4,4	5,6	9,6	13,8	17,0	18,4	18,6	14,9	8,4	0,9	-0,9	9,0	15,4	2,6
Bircza	-1,2	5,7	5,7	11,0	15,5	19,0	21,1	20,6	16,5	10,0	2,8	0,5	10,6	17,3	3,9
Chojnów	-0,8	5,6	6,2	10,7	16,6	19,0	21,1	20,2	16,8	8,9	3,5	2,2	10,8	17,4	4,3
Gdańsk	-0,7	3,4	5,1	8,4	14,9	16,2	18,1	17,8	15,1	9,2	4,1	3,0	9,6	15,1	4,0
Krotoszyn	0,3	6,2	7,8	11,1	16,6	18,9	20,5	20,2	16,3	10,5	3,8	2,5	11,2	17,3	5,2
Krucz	-0,1	5,6	6,8	10,1	16,1	17,9	19,3	19,6	16,1	10,0	4,0	2,9	10,7	16,5	4,9
Łąck	-0,7	5,6	6,5	10,5	16,6	18,5	20,4	19,6	16,4	9,5	3,8	2,6	10,8	17,0	4,6
Strzałowo	-2,7	3,6	4,9	9,4	15,9	18,4	19,9	18,8	16,0	8,5	3,2	2,1	9,8	16,4	3,3
Suwałki	-3,6	2,5	3,9	8,5	15,4	17,6	19,5	19,0	16,2	8,6	3,1	1,3	9,3	16,0	2,6
Szkl. Poręba	-3,4	2,2	3,7	6,3	11,5	14,2	15,6	15,9	11,3	7,4	0,5	-2,0	6,9	12,5	1,4
Zawadzkie	-0,2	6,7	7,7	11,2	16,3	19,3	20,8	20,6	16,3	10,5	3,6	1,9	11,2	17,4	5,0
Średnia	-1,6	4,6	5,7	9,7	15,4	17,9	19,6	19,2	15,7	9,1	3,0	1,4	10,0	16,3	3,7

OW – okres wegetacyjny (od IV do IX), PO – pozostały okres roku (miesiące: I - III i X - XII)

Średnia roczna **temperatura powietrza** ze wszystkich SPO MI wyniosła 10,0°C i była o 0,8°C wyższa niż w 2023 r. Najchłodniejszym miesiącem roku był styczeń ze średnią temperaturą -1,6°C, o 2,0°C niższą od najchłodniejszego miesiąca (lutego) w 2023 r. Najcieplejszym miesiącem roku był lipiec ze średnią temperaturą 19,6°C, o 0,5°C wyższą niż w najcieplejszym miesiącu (sierpniu) w 2023 r. (tab. 7.1). Średnia temperatura okresu wegetacyjnego (od kwietnia do września) ze wszystkich stacji wynosiła 16,3°C i była o 1,2°C wyższa niż w okresie wegetacyjnym 2023 r. Najwyższą średnią temperaturę w tym okresie (17,4°C) zmierzono na SPO MI w Chojnowie i w Zawadzkim, najniższą (12,5°C) – na powierzchni w Szklarskiej Porębie.

Najbardziej zróżnicowane pod względem temperatur były lipiec i wrzesień, w których różnica średnich temperatur powietrza pomiędzy stacjami wyniosła 5,5°C. Najbardziej wyrównany temperaturowo był październik, w którym ta różnica wyniosła 3,1°C.

Roczne sumy opadów wynosiły od 574 mm w Chojnowie do 1723 mm w Szklarskiej Porębie. Średnia roczna suma opadów ze wszystkich SPO MI wynosiła 780 mm i była o 117 mm (o 13%) niższa niż w 2023 r. Roczne sumy opadów zarejestrowane na poszczególnych powierzchniach stanowiły od 70% (w Kruczu) do 120% (w Gdańsku) wartości tego parametru z 2023 roku.

Tabela 7.2. Sumy opadów atmosferycznych [mm] na SPO MI w 2024 r.

Stacja	Miesiąc												Rok	OW	PO
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII			
Białowieża	66	68	44	33	13	111	91	48	10	63	35	49	630	306	324
Piwniczna	93	33	46	41	38	106	97	84	66	49	35	29	718	432	286
Bircza	71	56	68	42	47	69	79	81	87	61	25	33	718	404	314
Chojnów	69	45	62	48	11	77	58	36	40	31	47	50	574	271	304
Gdańsk	169	132	46	107	68	133	171	57	71	44	88	111	1196	606	590
Krotoszyn	42	73	13	27	59	46	84	108	83	19	37	24	614	406	208
Krucz	68	88	30	48	62	30	113	26	44	16	41	24	588	322	266
Łąck	91	93	40	46	5	87	84	38	22	25	23	33	587	282	305
Strzałowo	33	103	54	66	19	72	117	41	44	56	52	66	722	358	364
Suwałki	82	120	47	93	27	67	113	23	9	28	40	62	711	332	379
Szkl. Poręba	208	268	45	60	34	84	73	174	412	72	129	164	1723	837	886
Zawadzkie	62	40	26	44	43	65	68	32	98	30	43	25	576	350	226
Średnia	88	93	43	54	35	79	96	62	82	41	50	56	780	409	371

OW – okres wegetacyjny (od IV do IX), PO – pozostały okres roku (miesiące: I - III i X - XII)

Suma opadów w sezonie wegetacyjnym wyniosła od 271 mm w Chojnowie do 837 mm w Szklarskiej Porębie, średnia suma ze wszystkich powierzchni była równa 409 mm i była o 7 mm większa niż w roku 2023. Na okres letni, od kwietnia do września, przypadło

średnio 53,1% rocznej sumy opadów (w 2023 roku było to 45,5%), od 46,7% w Suwałkach do 66,1% w Krotoszynie. Średnia miesięczna suma opadów ze wszystkich SPO MI była najwyższa w lipcu (96 mm), a najniższa – w maju (35 mm). (tab. 7.2).

W sezonie wegetacyjnym co najmniej dwutygodniowe okresy, w których suma opadów nie przekraczała 5 mm, wystąpiły: pięciokrotnie w Krotoszynie, czterokrotnie w Kruczu, trzykrotnie w Łącku, Strzałowie, Suwałkach i Szklarskiej Porębie, dwukrotnie – na pozostałych sześciu SPO MI. Sumaryczna liczba dni w okresach posuchy była największa w Kruczu (80 dni), niewiele niższa w Krotoszynie (79 dni), a najniższa w Gdańsku (32 dni). Najdłuższe okresy posuchy w sezonie wegetacyjnym wystąpiły w Łącku (33 dni od 26.IV), w Chojnowie (32 dni od 21.IV), w Kruczu (28 dni od 21.IV) i w Zawadzkiem (28 dni od 26.IV). Z powyższego wynika, że w 2024 roku najsilniejsza susza na większości powierzchni notowana była od początku trzeciej dekady kwietnia do końca drugiej dekady maja.

Tabela 7.3. Średnie wartości wilgotności względnej powietrza [%] mierzonej na wysokości 2 m na SPO MI w 2024 r.

Stacja	Miesiąc												Rok	OW	PO
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII			
Białowieża	88,3	88,6	77,9	73,4	59,1	73,7	73,8	75,2	70,7	88,1	88,5	93,2	79,2	71,0	87,4
Piwniczna	90,4	87,2	80,0	73,6	68,4	80,8	75,6	71,7	81,0	85,5	92,1	96,0	81,9	75,2	88,5
Bircza	85,3	81,1	80,8	71,3	64,5	75,4	75,2	76,8	76,5	82,0	85,1	90,6	78,7	73,3	84,2
Chojnów	86,1	86,9	78,1	68,0	55,2	69,7	66,7	66,8	69,6	86,1	85,7	91,0	75,8	66,0	85,7
Gdańsk	90,9	92,9	84,3	77,7	71,2	78,1	81,2	81,4	85,3	88,2	93,1	94,7	84,9	79,2	90,7
Krotoszyn	72,6	78,0	68,7	73,5	67,8	75,2	74,0	73,9	78,7	89,3	95,2	96,2	78,6	73,9	83,3
Krucz	95,6	95,5	87,1	79,7	71,9	78,1	78,3	76,4	80,1	89,7	91,0	90,0	84,5	77,4	91,5
Łąck	92,0	91,2	80,2	76,1	64,5	77,8	78,3	80,6	80,1	92,6	97,3	99,6	84,2	76,2	92,2
Strzałowo	94,2	93,4	81,2	76,8	63,4	69,9	75,5	78,0	77,5	89,8	91,8	95,8	82,3	73,5	91,0
Suwałki	94,1	94,4	83,9	80,9	64,6	73,1	75,7	77,3	73,5	86,9	92,6	96,2	82,8	74,2	91,4
Szkl. Poręba	94,1	97,2	84,7	80,4	74,8	78,6	79,0	81,5	86,9	89,8	95,0	97,9	86,7	80,2	93,1
Zawadzkie	85,4	87,2	75,0	71,4	65,2	72,9	72,6	74,0	74,9	83,0	90,2	91,7	78,6	71,8	85,4
Średnia	89,1	89,5	80,1	75,2	65,9	75,3	75,5	76,1	77,9	87,6	91,5	94,4	81,5	74,3	88,7

OW – okres wegetacyjny (od IV do IX), PO – pozostały okres roku (miesiące: I - III i X - XII)

Średnia wilgotność względna powietrza z całego okresu pomiarowego, ze wszystkich SPO MI wynosiła 81,5%, w sezonie wegetacyjnym było to 74,3%, zaś poza sezonem wegetacyjnym – 88,7%. Najniższa średnia wilgotność powietrza wystąpiła w maju (65,9%), a najwyższa w grudniu (94,4%). Średnia roczna dla powierzchni zawierała się w przedziale wartości od 75,8% w Chojnowie do 86,7% w Szklarskiej Porębie. Najniższa miesięczna wartość wilgotności powietrza okresu wegetacyjnego odnotowana została w lipcu w Chojnowie (55,2%), a najwyższa we wrześniu w Szklarskiej Porębie (86,9%) (tab. 7.3).

Średnie promieniowanie całkowite z całego okresu pomiarowego zawierało się w przedziale od 71,5 W/m² w Kruczu do 117,9 W/m² w Łącku. Miesiącem o najsilniejszym średnim promieniowaniu był maj (214,5 W/m²), zaś naj słabsze promieniowanie występowało w grudniu (7,8 W/m²). Średnia ze wszystkich SPO MI dla sezonu wegetacyjnego wyniosła 167,7 W/m², a dla pozostałej części roku 32,1 W/m². Najsilniejsze średnie miesięczne promieniowanie (253,9 W/m²) zmierzono w maju w Łącku, zaś najniższe (2,2 W/m²) w grudniu w Szklarskiej Porębie (tab. 7.4).

Tabela 7.4. Średnie wartości promieniowania [W/m²] na SPO MI w 2024 r.

Stacja	Miesiąc												Rok	OW	PO
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII			
Białowieża	4,4	29,9	88,4	135,4	231,4	221,8	215,2	181,4	122,6	46,3	18,5	7,4	108,6	184,6	32,5
Piwniczna	9,4	48,6	97,2	144,0	221,1	189,8	205,0	174,6	134,4	78,8	25,7	6,6	111,3	178,2	44,4
Bircza	17,9	38,7	72,7	124,0	213,3	186,3	186,3	161,0	109,7	61,2	25,9	11,3	100,7	163,4	38,0
Chojnów	16,3	34,1	85,6	135,5	232,5	207,4	203,7	169,7	123,7	39,9	8,1	7,7	105,4	178,8	32,0
Gdańsk	3,8	17,3	60,7	101,9	197,1	163,4	164,1	138,5	72,6	35,9	8,6	5,4	80,8	139,6	22,0
Krotoszyn	13,9	30,0	85,9	155,0	246,6	233,4	230,9	194,0	113,5	43,4	13,8	7,9	114,0	195,6	32,5
Krucz	12,8	20,6	57,3	98,3	147,0	136,0	124,9	116,4	84,9	45,3	10,0	4,9	71,5	117,9	25,2
Łąck	14,2	34,5	86,5	143,7	253,9	226,1	227,9	194,1	139,8	64,5	18,4	11,3	117,9	197,6	38,2
Strzałowo	3,2	21,4	61,1	102,0	230,6	205,7	197,3	161,6	88,6	33,1	12,7	6,7	93,7	164,3	23,0
Suwałki	12,1	27,1	73,5	107,7	221,8	226,5	202,9	179,4	116,3	50,3	19,0	11,4	104,0	175,8	32,2
Szkl. Poręba	7,7	25,2	68,8	120,0	172,0	182,0	182,5	154,7	86,7	47,2	17,0	2,2	88,8	149,7	28,0
Zawadzkie	10,3	32,6	102,3	149,5	206,4	199,1	179,5	157,7	111,0	50,0	16,6	11,3	102,2	167,2	37,2
Średnia	10,5	30,0	78,3	126,4	214,5	198,1	193,4	165,3	108,7	49,6	16,2	7,8	99,9	167,7	32,1

OW – okres wegetacyjny (od IV do IX), PO – pozostały okres roku (miesiące: I - III i X – XII)

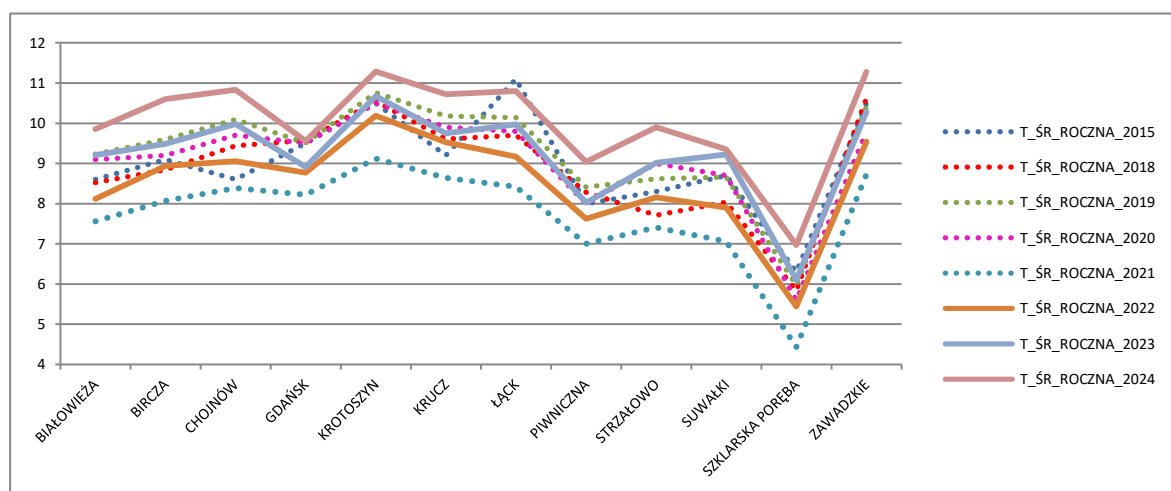
Tabela 7.5. Udział pomiarów z wiatrem na SPO MI w 2024 r.

Stacja	Pomiary z wiatrem		Dominujące kierunki wiatrów
	liczba	%	
Białowieża – Czerlonka	29348	56	S (10,3)
Piwniczna – Andrzejówka	33902	64	NE (13,9) NE-NNE (12,8) SW (10,4) SW-SSW (15,2)
Bircza-Łodzinka	51091	97	SSW (8,2) NNW (4,6)
Chojnów-Dobiesz	34593	66	W-WNW (7,6) W (5,7) WNW (6,9) SE (5,9)
Gdańsk-Wyspowo	39947	76	NW (5,2) WNW (5,2) SE-SSE (7,8) SSE (8,0)
Krotoszyn-Roszki	45092	86	WSW (8,0) W-WSW (6,4)
Krucz-Kruczłas	39453	75	SW-WSW (7,6) SW (6,2) WSW (6,8)
Łąck-Podgórze	30551	58	SE-ESE (14,8) SE (10,0)
Strzałowo-Krutyń	35556	67	S-SSE (10,1) S (8,5) SSE (7,6)
Suwałki-Hańcza	50811	96	NNW (13,6) SSE (11,7)
Szkl. Poręba-Jakuszyce	36473	69	SW-SSW (12,8) SSW (12,2) SW (9,0)
Zawadzkie	29912	57	WSW (6,7) W-WSW (5,7) W-WNW (5,3) SE-ESE (6,4) SSW (11,0)

Prędkość i kierunek wiatru. Na każdej SPO MI w ciągu roku 2024 rejestrowano 52704 uśrednione 10 minutowe pomiary prędkości i kierunku wiatru. Pogodę z wiatrem notowano najrzadziej w Białowieży i w Zawadzkim (odpowiednio: 56% i 57% wszystkich pomiarów), a najczęściej na stacji w Birczy (97%). Wiatry z kierunków zachodnich dominowały w Chojnowie, Krotoszynie i Zawadzkim; wiatry południowe – przeważały w Białowieży, Kruczu, Strzałowie, Łącku i w Szklarskiej Porębie; a wiatry północne – rejestrowano najczęściej w Piwnicznej, Gdańsku i Suwałkach. W Birczy dominowały wiatry zarówno z kierunku południowo-wschodniego jak i z północno-wschodniego (tab. 7.5).

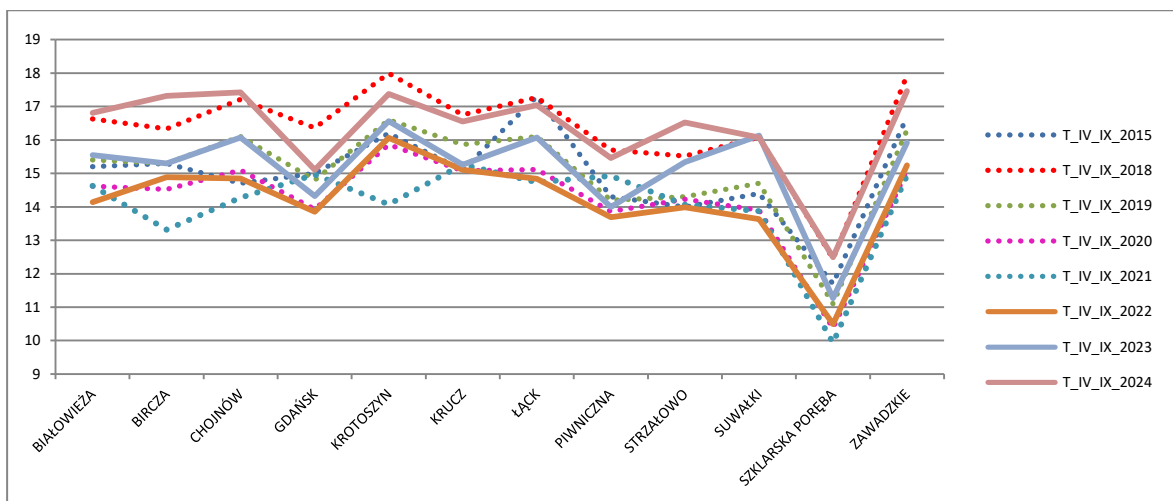
Porównanie warunków termicznych i opadowych w dziesięcioleciu 2015 - 2024.

W ostatnim dziesięcioleciu najcieplejszy był rok 2024, natomiast najchłodniejszy – rok 2021, średnie temperatury roczne z 12 stacji wynosiły odpowiednio: 10,0°C i 7,7°C. Na wszystkich 12 SPO MI **średnie temperatury roczne** były najwyższe w 2024 roku w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia i wynosiły od 7,0°C w Szklarskiej Porębie do 11,3°C w Zawadzkim. Na większości powierzchni minima średnich rocznych temperatur przypadają na rok 2021 (od 4,4°C w Szklarskiej Porębie do 9,1°C w Krotoszynie) (ryc. 7.1).



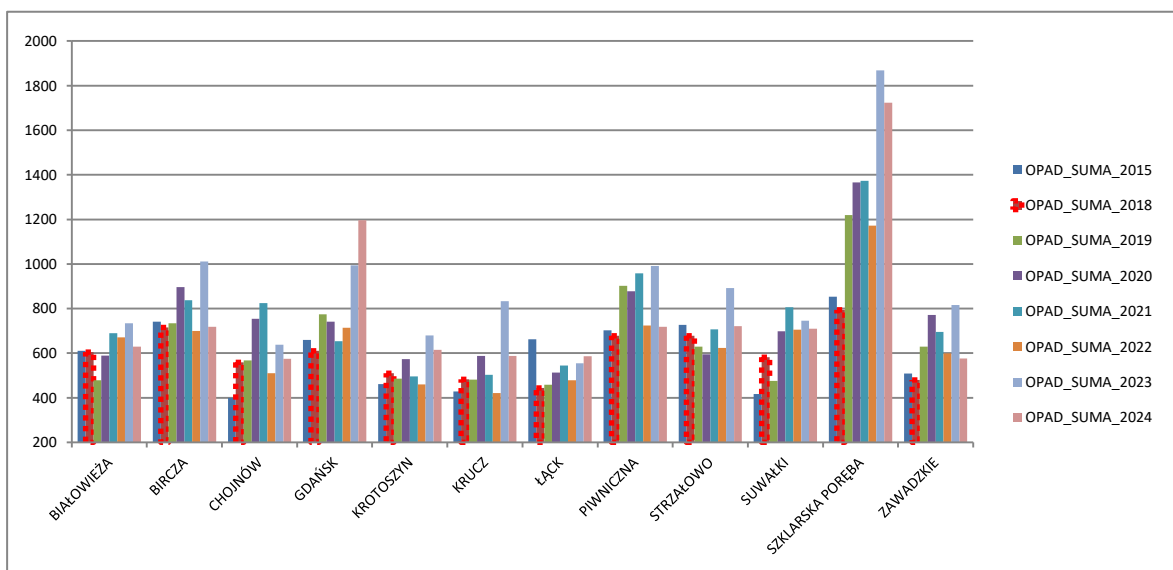
Rycina 7.1. Temperatury średnie roczne na SPO MI w latach 2015-2024

Średnia temperatura okresu wegetacyjnego z 12 SPO MI wahała się od 14,1-14,2°C (w latach 2017, 2021, 2022) do 16,3-16,4°C (w latach 2018, 2024). Porównanie średnich temperatur okresu wegetacyjnego w kolejnych latach dziesięciolecia wykazało: najwyższe wartości wystąpiły w 2024 roku na pięciu powierzchniach: w Białowieży, Birczy, Chojnowie, Strzałowie i Szklarskiej Porębie (od 12,5°C w Szklarskiej Porębie do 17,4°C w Chojnowie) oraz w 2018 roku – na siedmiu pozostałych (od 15,7°C na stacji w Piwnicznej do 18,0°C na w Krotoszynie i Zawadzkim), najniższe wartości na większości powierzchni wystąpiły w 2021 roku (ryc. 7.2).



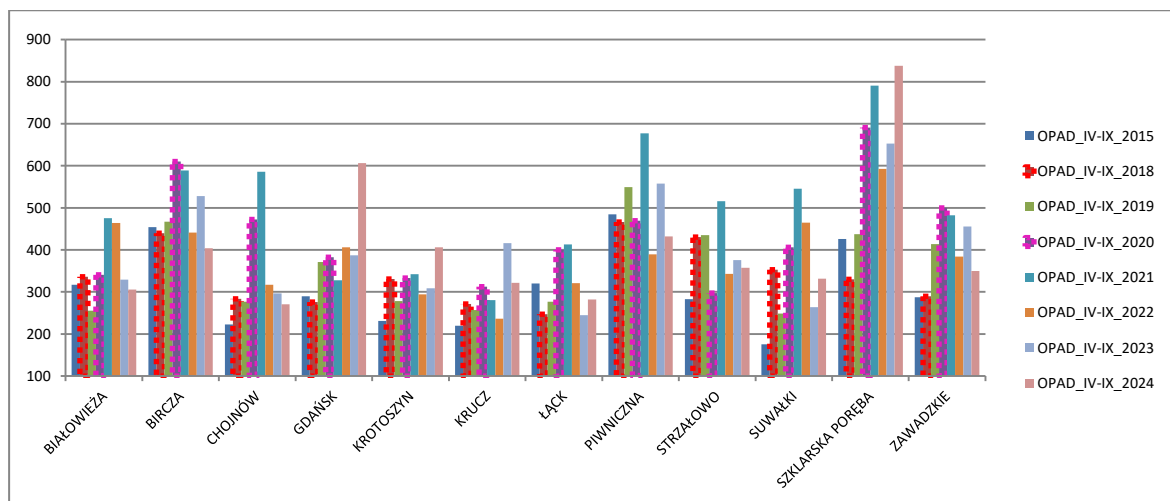
Rycina 7.2. Temperatury średnie okresu wegetacyjnego na SPO MI w latach 2015-2024

Średnia roczna suma opadów z 12 SPO MI w dziesięcioleciu przyjmowała wartości od 595 mm (w 2018 r.) do 923 mm (w 2017 r.). Suma opadów w roku 2024 osiągnęła najwyższy poziom w Gdańsku. Nieco niższą od rekordowego roku 2023 sumę opadów odnotowano w Szklarskiej Porębie. Na pozostałych SPO MI roczna suma opadów roku 2024 układała się na poziomie średniej omawianego okresu. Najwyższe na tle innych powierzchni roczne sumy opadów (od 795 mm w 2018 r. do 1869 mm w 2023 r.) przez całe dziesięciolecie utrzymywały się w Szklarskiej Porębie (ryc. 7.3).



Rycina 7.3. Sumy opadów rocznych na SPO MI w latach 2015-2024

Średnia suma opadów okresu wegetacyjnego z 12 SPO MI w dziesięcioleciu wahała się od 326 mm (w 2015 r.) do 524 mm (w 2017 r.). Na SPO MI w Gdańsku, Krotoszynie i Szklarskiej Porębie najwyższe sumy opadów tego okresu wystąpiły w 2024 roku, w Birczy i w Zawadzkim – w 2020 roku. Na siedmiu pozostałych SPO MI najwyższe sumy opadów odnotowano w najbardziej wilgotnym roku 2021 (ryc. 7.4).



Rycina 7.4. Sumy opadów okresu wegetacyjnego na SPO MI w latach 2015-2024

Rok 2024 określić można jako najcieplejszy i umiarkowanie wilgotny w opisywanym dziesięcioleciu.

Pod względem termicznym rok ten został sklasyfikowany jako *ekstremalnie ciepły* dla większości obszaru kraju. Średnia roczna temperatura ze wszystkich SPO MI wyniosła 10,0°C i była o 0,8°C wyższa niż w 2023 r. Średnia temperatura okresu wegetacyjnego wynosiła 16,3°C i była o 1,2°C wyższa niż w 2023 r.

Roczna suma opadów oraz suma opadów okresu wegetacyjnego była najwyższa w Szklarskiej Porębie (odpowiednio: 1723 mm i 837 mm), a najniższa w Chojnowie (odpowiednio: 574 mm i 271 mm). Średnia roczna suma opadów wynosiła 780 mm (o 13% mniej niż w 2023 r.), w okresie letnim było to 409 mm (o 2% więcej niż w 2023 r.). W okresie od kwietnia do września przypadło średnio 52% rocznej sumy opadów, od 47% w Suwałkach do 66% w Krotoszynie. Latem najwięcej okresów posuchy odnotowano w Krotoszynie (5 okresów na ogólną sumę 79 dni) oraz w Kruczu (4 okresy, łącznie 80 dni).

Średnia wilgotność względna powietrza z całego okresu pomiarowego wynosiła 81,5%, w sezonie wegetacyjnym było to 74,3%, zaś poza sezonem wegetacyjnym – 88,7%. Najniższa wilgotność powietrza wystąpiła w maju (65,9%), a najwyższa w grudniu (94,4%).

Średnie promieniowanie całkowite ze wszystkich stacji dla sezonu wegetacyjnego wyniosło 167,7 W/m², a dla pozostałej części roku 32,1 W/m².

Pogodę z wiatrem notowano najrzadziej w Suwałkach (56% wszystkich pomiarów), a najczęściej w Birczy (97% wszystkich pomiarów).

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

W zakres badań jakości powietrza na Stałych Powierzchniach Obserwacyjnych Monitoringu Intensywnego 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).

Dwutlenek siarki

Niskie średnie roczne stężenia dwutlenku siarki (poniżej $0,7 \mu\text{g m}^{-3}$) występowały, podobnie jak w latach ubiegłych, na powierzchniach zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce (w Białowieży, Suwałkach, Strzałowie i Gdańsku). W Szklarskiej Porębie, Chojnowie, Piwnicznej, Kruczu i Łącku stężenia mieściły się w zakresie od $0,7$ do $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$. Wyższe średnie roczne stężenia notowano na powierzchniach w Birczy, Krotoszynie i Zawadzkiem (odpowiednio: $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$, $1,1 \mu\text{g m}^{-3}$ i $1,5 \mu\text{g m}^{-3}$). Stężenia w Zawadzkiem i Krotoszynie były istotnie wyższe niż na powierzchniach, gdzie notowano najniższe poziomy SO_2 , tj. w Suwałkach Strzałowie i Białowieży ($p \leq 0,05$, test Kruskala-Wallisa z wielokrotnym porównaniem średnich rang).

Niskie stężenia SO_2 na powierzchniach Polski północno-wschodniej wynikają m.in. z warunków demograficznych i stopnia uprzemysłowienia regionów. Województwa: podlaskie i warmińsko-mazurskie mają najniższą w kraju gęstość zaludnienia oraz niską emisję gazowych zanieczyszczeń powietrza, w tym emisję dwutlenku siarki, z zakładów szczególnie uciążliwych dla jakości powietrza (Rocznik Statystyczny Województw 2024), co znajduje odzwierciedlenie w jakości powietrza w lasach.

Miesięczne stężenia SO_2 mieściły się w przedziale od $0,2$ do $3,0 \mu\text{g m}^{-3}$. Rozkład stężeń w kolejnych miesiącach roku wykazuje bardzo małe różnice między miesiącami okresu zimowego a letniego, wynikające z różnic temperatury i użycia paliw grzewczych emitujących związki siarki w chłodnej porze roku.

W okresie zimowym (od października do marca) średnie stężenia miesięczne zawierały się w przedziale od $0,2$ do $3,0 \mu\text{g m}^{-3}$, mediana wynosiła $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Podwyższone stężenia występowały przeważnie w lutym, marcu i kwietniu (mediana odpowiednio: $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$, $1,1 \mu\text{g m}^{-3}$ i $1,0 \mu\text{g m}^{-3}$). W miesiącach letnich, od kwietnia do września, wartości miesięczne zawierały się w przedziale od $0,2$ do $2,5 \mu\text{g m}^{-3}$, a mediana dla okresu wynosiła $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Podobnie jak w roku 2023, nie zaobserwowano typowej w innych latach zależności między stężeniami SO_2 a średnią temperaturą powietrza.

Podobnie jak w latach ubiegłych niskie średnie roczne stężenia SO_2 (poniżej $0,7 \mu\text{g m}^{-3}$) występowały na powierzchniach północno-wschodniej Polski (w Białowieży, Suwałkach, Strzałowie i Gdańsku), najwyższe ($1,5 \mu\text{g m}^{-3}$) – zanotowano w Zawadzkiem.

W 2024 r. średnie roczne stężenia SO_2 stanowiły od 83% do 122% wartości notowanych w roku 2023. Najbardziej znaczący spadek stężeń zanotowano w Suwałkach, Białowieży i Strzałowie (stężenie spadło o odpowiednio: 17%, 35% i 32%). Wzrost stężenia aż o 22%

wystąpił na powierzchni w Zawadzkiem (po znaczącym spadku w roku 2023 w stosunku do roku 2022).

Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. (Dz. U. z dn. 5 maja 2021 r., poz. 845) ustala poziom dopuszczalny SO_2 ze względu na ochronę roślin dla roku kalendarzowego i pory zimowej (okres od 1 października do 31 marca) na poziomie $20 \mu\text{g m}^{-3}$. W 2024 r. średnie roczne stężenia SO_2 na SPO MI zawierały się w granicach od 0,52 do $1,50 \mu\text{g m}^{-3}$, co stanowiło od 3 do 8% wartości dopuszczalnej. W porze zimowej zakres stężeń wynosił od 0,51 do $1,66 \mu\text{g m}^{-3}$, tj. od 3 do 8% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

Dwutlenek azotu

Podobnie jak w poprzednich latach badań średnie roczne stężenia NO_2 były niskie na powierzchniach Polski północnej i północno-wschodniej: w Białowieży, Strzałowie, Suwałkach i Gdańsku (od 3,0 do $4,3 \mu\text{g m}^{-3}$), a także w rejonach podgórskich i górskich: w Birczy, Piwnicznej i Szklarskiej Porębie (od 3,0 do $3,4 \mu\text{g m}^{-3}$). Wysokie stężenia notowano w rejonach Polski centralnej (w Chojnowie i Łącku), na zachodzie kraju (w Krotoszynie) oraz na południu (w Zawadzkiem) (odpowiednio: 10,4, 7,1, 6,0 i $6,6 \mu\text{g m}^{-3}$).

Wyższy poziom stężeń NO_2 na powierzchniach jest związany z ich lokalizacją w pobliżu źródeł zanieczyszczeń. Powierzchnia w Chojnowie znajduje się w pobliżu dużych arterii komunikacyjnych, w odległości około 20 km na południe od aglomeracji warszawskiej. Powierzchnia w Łącku jest położona blisko ruchliwej drogi krajowej, w odległości około 5 km na południowy zachód od Płocka, dużego ośrodka przemysłu rafineryjnego. Powierzchnia w Zawadzkiem na Górnym Śląsku znajduje się w regionie o największej w skali kraju gęstości zaludnienia oraz wysokiej urbanizacji i uprzemysłowieniu. Z kolei powierzchnia w Krotoszynie w Wielkopolsce jest zlokalizowana w regionie o najwyższym w Polsce zużyciu mineralnych nawozów azotowych w przeliczeniu na hektar (emisja NO_x z gleb oraz amoniak pochodzenia rolniczego w powietrzu) (Rocznik Statystyczny Rolnictwa GUS 2024).

Średnie miesięczne stężenia dwutlenku azotu wahały się w granicach od 1,5 do $14,4 \mu\text{g m}^{-3}$ i wykazywały sezonowość. Na większości powierzchni obserwowano istotną ($p \leq 0,05$) ujemną zależność stężenia NO_2 i temperatury: ze spadkiem temperatury wzrastało średnie miesięczne stężenie NO_2 . Stężenia średnie dla okresu zimowego (styczeń-marzec i październik-grudzień) były od 1,1 do 2,6 razy wyższe niż dla okresu letniego.

Wysokie miesięczne stężenie NO_2 obserwowano w Chojnowie przez cały rok, a szczególnie od września do grudnia i w styczniu (od $11,4$ do $14,4 \mu\text{g m}^{-3}$). W okresie zimowym wartości przekraczające $9 \mu\text{g m}^{-3}$ były częste również w Zawadzkiem i Łącku. Z kolei stężenia niższe niż $3 \mu\text{g m}^{-3}$ były notowane niemal wyłącznie w okresie letnim

w Strzałowie i Białowieży i rzadziej w Suwałkach i Gdańsku (w Polsce północno-wschodniej) oraz w Piwnicznej, Birczy i Szklarskiej Porębie (w rejonach górskich). Istotne różnice między medianami miesięcznych stężeń dla okresów letnich i zimowych wystąpiły na niemal wszystkich powierzchniach, z wyjątkiem Suwałk i Chojnowa.

Podobnie jak w latach ubiegłych, wysokie średnie roczne stężenia dwutlenku azotu notowano na zachodzie kraju (w Krotoszynie), na południu (w Zawadzkiem) oraz w rejonach Polski centralnej (w Chojnowie i Łącku) (od 6,0 do 10,4 $\mu\text{g m}^{-3}$). W pozostałych lokalizacjach średnie roczne stężenia NO_2 były niższe (od 3,0 do 4,5 $\mu\text{g m}^{-3}$).

W 2024 r. średnie roczne stężenia NO_2 stanowiły od 90% do 106% wartości z roku 2023. Na trzech powierzchniach (w Zawadzkiem, Suwałkach i Chojnowie) nastąpił niewielki wzrost stężeń (o 1 do 6%), na pozostałych dziewięciu powierzchniach – zanotowano niewielki spadek stężeń (od 3 do 10%).

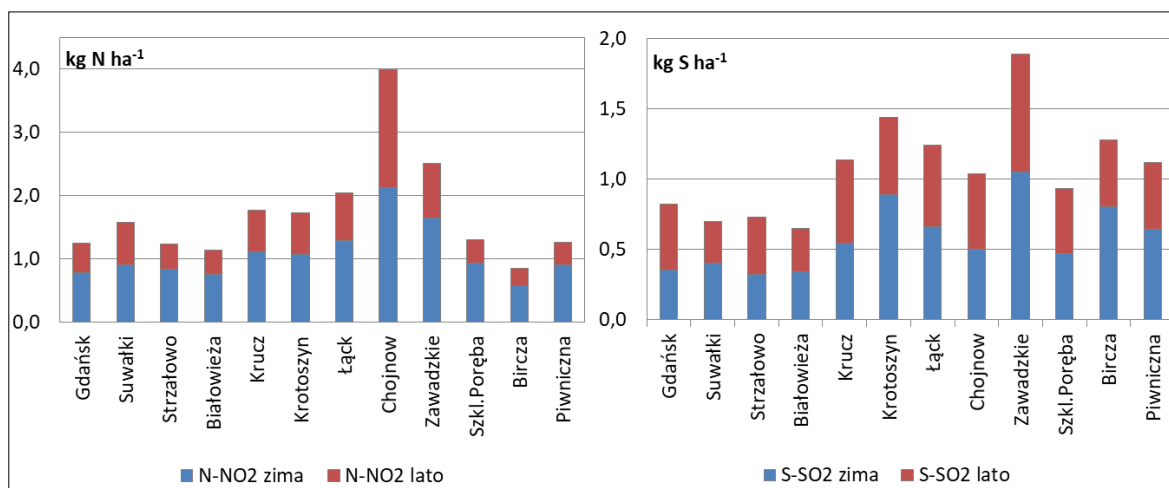
W ostatnich latach stężenia NO_2 – choć podlegają fluktuacjom – pozostają na względnie stałym poziomie. W ośmioletnim okresie (2017–2024) bilans zmian przeważnie nie był większy niż 10%, ze wzrostami obserwowanymi na trzech powierzchniach: w Chojnowie, Kruczu i Suwałkach (w tym w Suwałkach aż o 14%). Największe spadki w tym okresie odnotowano w górach i na pogórzu: w Birczy (o 18%) i Szklarskiej Porębie (o 13%).

Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. (Dz. U. z dn. 5 maja 2021 r., poz. 845) ustala poziom dopuszczalny tlenków azotu ze względu na ochronę roślin dla roku kalendarzowego na poziomie 30 $\mu\text{g m}^{-3}$. W 2024 r. średnie roczne stężenia NO_2 na SPO MI zawierały się w granicach od 3,0 do 10,4 $\mu\text{g m}^{-3}$, co stanowiło od 10 do 35% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem, podobnie jak w przypadku dwutlenku siarki, stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

Depozycja gazowych związków siarki i azotu

Na podstawie średnich stężeń rocznych i sezonowych oszacowano ładunek N i S (w kg ha^{-1}), jaki był deponowany na SPO MI w 2024 r. (ryc. 8.1). Obliczenia wykonano przyjmując za Thimonier i in. (2005), że prędkość osadzania SO_2 dla powierzchni leśnych wynosi 8 mm s^{-1} , zaś za Rihm (1996), że prędkość osadzania NO_2 wynosi 3 mm s^{-1} dla drzewostanów liściastych oraz 4 mm s^{-1} dla drzewostanów iglastych.

Gazowa depozycja siarki była najniższa na powierzchniach Polski północno-wschodniej (w Strzałowie, Białowieży, Suwałkach i Gdańsku), wynosiła od 0,7 do 0,8 $\text{kg S ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$. W Polsce centralnej (w Chojnowie i Łącku), w Wielkopolsce (w Kruczu), w Sudetach (w Szklarskiej Porębie) i w Beskidzie (w Piwnicznej) depozycja wynosiła od 0,9 do 1,2 $\text{kg S ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$, w Birczy (w Bieszczadach) i w Krotoszynie (w Wielkopolsce) – od 1,3 do 1,4 $\text{kg S ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$, a w Zawadzkiem (na Śląsku) – aż 1,9 $\text{kg S ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (ryc. 8.1).



Rycina 8.1. Szacunkowy roczny depozyt azotu w formie NO₂ i siarki w formie SO₂ na powierzchniach monitoringu intensywnego w 2024 r.

Najmniejszą **depozycję azotu** (0,9 kg N ha⁻¹ rok⁻¹) odnotowano w Birczy na Podkarpaciu, dość niską (1,1-1,3 kg N ha⁻¹ rok⁻¹) w Gdańsku, Białowieży i Strzałowie w Polsce północno-wschodniej, w Piwnicznej w Karpatach oraz w Szklarskiej Porębie w Sudetach. W Suwałkach w Polsce północno-wschodniej odnotowano depozycję 1,6 kg N ha⁻¹ rok⁻¹. Pośrednie ilości (1,7-1,8 kg N ha⁻¹ rok⁻¹) otrzymały powierzchnie zlokalizowane w Wielkopolsce w Kruczu i Krotoszynie. W Łącku na Mazowszu depozycja wyniosła 2,0 kg N ha⁻¹ rok⁻¹, w Zawadzkim na Górnym Śląsku – 2,5 kg N ha⁻¹ rok⁻¹. Najwyższą depozycję (4,0 kg N ha⁻¹ rok⁻¹) odnotowano w Chojnowie na Mazowszu (ryc. 8.1).

Na badanych powierzchniach od 53% do 71% rocznej depozycji azotu oraz od 43% do 63% depozycji siarki przypadało na okres zimowy (ryc. 8.1).

Niska depozycja siarki i azotu na powierzchniach Polski północnej i północno-wschodniej wynika z najniższej w skali kraju emisji związków siarki i azotu z zakładów szczególnie uciążliwych zlokalizowanych w województwach podlaskim i warmińsko-mazurskim (Rocznik Statystyczny Województw GUS 2023). Antropopresja wywołwana głównie przez źródła rolnicze i rozproszone lokalne nie jest tak dużym obciążeniem dla ekosystemów leśnych jak w innych rejonach kraju. W województwie pomorskim, pomimo względnej bliskości aglomeracji trójmiejskiej wpływ urbanizacji na stan powietrza na powierzchni w Gdańsku jest umiarkowany. Wyniki prac modelowych prowadzonych w ramach CLRTAP (Slootweg i in. 2014) wskazują, że narażenie północnych rejonów Polski na przekroczenia ładunków krytycznych kwasowości i eutrofizacji jest niewielkie.

Powierzchnie zlokalizowane w górach i na pogórzu: w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Birczy wyróżniają się dość niskimi wartościami sumarycznej depozycji.

W województwie podkarpackim, na terenie którego położona jest powierzchnia w Birczy, ogólna emisja SO_2 i NO_x z zakładów szczególnie uciążliwych jest kilkakrotnie niższa niż w województwach mazowieckim, wielkopolskim i opolskim, gdzie zlokalizowane są powierzchnie z grupy o wyższym poziomie zanieczyszczeń (Rocznik statystyczny województw 2024). Stosunkowo wysokiej na tle innych powierzchni depozycji SO_2 w Birczy towarzyszyła szczególnie niska depozycja NO_2 . Wysoka lesistość (powyżej 60%), i niski współczynnik urbanizacji na Podkarpaciu są prawdopodobnymi przyczynami ogólnie niskiego sumarycznego poziomu zanieczyszczeń gazowych, co było obserwowane na powierzchni w Birczy również w latach poprzednich.

W Chojnowie za wysoki depozyt gazowy ($\text{N-NO}_2 + \text{S-SO}_2$) odpowiadają głównie zanieczyszczenia azotowe, osiągające najwyższy poziom spośród badanych SPO MI. Przyczyną wysokich stężeń zanieczyszczeń gazowych jest najpewniej komunikacja samochodowa i sąsiedztwo Warszawy, miasta o dużym zagrożeniu środowiska emisjami. Powierzchnia w Zawadzkim jest zlokalizowana na granicy województw opolskiego i śląskiego, w najgęściej zaludnionej części kraju, o wysokim wskaźniku urbanizacji i uprzemysłowienia. Poziomy emisji według danych GUS należą na Śląsku do najwyższych w Polsce, ponadto są w skali kraju w niewielkim stopniu zatrzymywane w urządzeniach do redukcji zanieczyszczeń. W 2023 roku w takich urządzeniach na Śląsku zostało zatrzymanych 26,8% zanieczyszczeń gazowych, podczas gdy średnia dla Polski wynosiła 74,1% (Rocznik statystyczny województw 2024).

Do rejonów Polski centralnej, na których depozycja gazowych zanieczyszczeń była pośrednia i wysoka, należą nadleśnictwa: Chojnów, Zawadzkie, Łąck, Krotoszyn i Krucz. Pokrywają się z obszarami, na których istnieje ryzyko przekroczeń ładunków krytycznych eutrofizacji i zakwaszenia. Przekroczenia ładunków oszacowane dla roku 2020 wskazują, że w tych rejonach kraju zagrożenie dla ekosystemów ze strony zanieczyszczeń powietrza siarką i azotem utrzyma się nawet po wdrożeniu ustaleń zrewidowanego Protokołu z Göteborga (Slootweg i in. 2014, Geupel i in. 2022). Według scenariuszy dla roku 2030 przekroczenia ładunków krytycznych kwasowości nadal będą dotyczyć niektórych zachodnich i centralnych rejonów Polski (1-3% obszarów ekosystemów), natomiast zagrożenie eutrofizacją na dużym obszarze kraju nie zniknie nawet do 2050 roku, obejmując w zależności od scenariusza od 10% do 49% obszarów ekosystemów (Geupel i in. 2022).

Wśród powierzchni monitoringowych można wyodrębnić trzy grupy różniące się sumarycznym obciążeniem zanieczyszczeniami gazowymi:

1) Na powierzchniach Polski północnej i północno-wschodniej (w Białowieży, Gdańsku, Strzałowie i Suwałkach) łączna depozycja siarki i azotu z atmosfery była niska (od 1,8 do 2,3 kg N+S ha⁻¹ rok⁻¹). Powierzchnie zlokalizowane w górach i na pogórzu (w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Birczy) również wyróżniały się dość niskimi wartościami sumarycznej depozycji (od 2,1 do 2,4 kg N+S ha⁻¹ rok⁻¹). Na powierzchni w Birczy wysokiej, na tle innych SPO MI, depozycji SO₂ towarzyszyła wyjątkowo niska depozycja NO₂.

2) W Kruczu i Krotoszynie w Wielkopolsce oraz w Łącku na Mazowszu obciążenie sumarycznym ładunkiem zanieczyszczeń gazowych było pośrednie i wynosiło od 2,9 do 3,3 kg N+S ha⁻¹).

3) Najbardziej obciążone zanieczyszczeniami atmosferycznymi były, podobnie jak w latach ubiegłych, powierzchnie w Zawadzkiem i Chojnowie, w 2024 r. depozycja wynosiła tam odpowiednio: 4,4 i 5,0 kg N+S ha⁻¹.

Na większości powierzchni sumaryczna depozycja gazowa nieco zmniejszyła się w stosunku do roku 2023, z wyjątkiem Zawadzkiego, gdzie wzrosła o 12% i Chojnowa, gdzie pozostawała na tym samym poziomie.

9. 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. 10.1).

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 chemizmu opadów jest **przewodność elektrolityczna właściwa (EC)** będąca pośrednio miarą ogólnej zawartości zdysocjowanych soli. W 2024 roku przewodność opadów osiągała średnio rocznie od 8,7 do 23,0 μS cm⁻¹. Miesięczne wahania wynosiły od 3,9 do 62,7 μS cm⁻¹, najniższą wartość odnotowano w Birczy w sierpniu (opad 75 mm) a maksymalną w maju w Chojnowie (opad 15 mm). Wzorem lat poprzednich obserwowano tendencję do występowania wyższych wartości przewodności w okresach większych sum opadów.

Roczny depozyt jonów: azotu całkowitego, jonów wodorowych, chlorków, siarki w formie siarczanu (VI), wapnia, sodu, potasu, magnezu, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich mieścił się w granicach od 14,9 do 33,0 kg ha⁻¹ (tab. 9.1). Zmiany w stosunku do roku 2023 wyniosły od -28% do 21%. Niską ilość jonów zdeponowały opady na

powierzchniach w Strzałowie, Piwnicznej, Birczy i Białowieży (14,9-17,9 kg ha⁻¹ rok⁻¹). Suma rocznej depozycji na pozostałych powierzchniach z wyjątkiem Gdańska wynosiła od 21,3 do 27,5 kg ha⁻¹ rok⁻¹. W Gdańsku depozyt był najwyższy i wynosił 33,0 kg ha⁻¹ rok⁻¹. Na tak wysoką depozycję w Gdańsku, wynikającą głównie z dużej sumy rocznej opadów i z cyrkulacji mas powietrza, składały się przede wszystkim jony Cl⁻ i Na pochodzenia przeważnie morskiego, stanowiące aż 40% rocznej depozycji. Na pozostałych powierzchniach ich udział wahał się od 15% do 27% depozycji.

Tabela 9.1. Depozyt roczny [kg·ha⁻¹] (bez RWO) wniesiony z opadami na SPO MI w 2024 r.

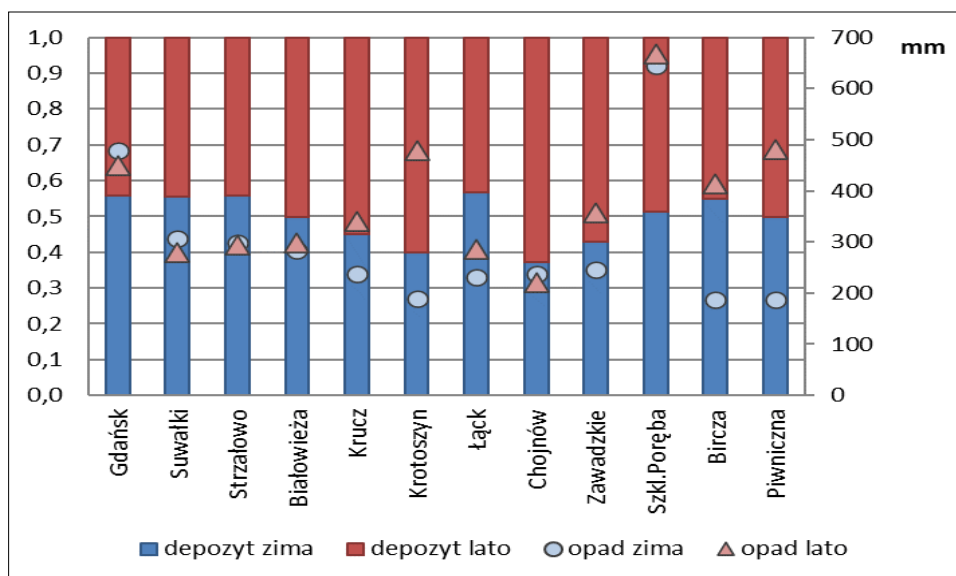
Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnów	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Bircza
Gatunek panujący	Sosna					Świerk			Dąb		Buk	
Opad [mm]	593	581	578	456	604	585	1313	669	667	517	926	601
H ⁺	0,012	0,017	0,011	0,005	0,030	0,009	0,042	0,021	0,010	0,007	0,011	0,019
Cl ⁻	2,04	1,81	3,56	2,74	2,36	3,55	4,08	2,15	2,59	4,97	7,72	1,77
N-NO ₃ ⁻	1,56	3,17	2,56	2,08	3,97	3,15	2,97	1,61	3,42	2,13	3,17	1,52
S-SO ₄ ²⁻	1,39	1,44	2,06	2,05	2,33	1,93	2,80	1,96	2,49	2,47	2,16	2,30
N-NH ₄ ⁺	2,68	1,85	5,99	4,39	4,05	3,26	5,43	2,00	6,24	4,26	5,07	1,81
Ca	2,78	4,43	3,97	4,85	3,98	5,28	3,41	4,11	3,70	4,58	4,08	4,85
Mg	0,45	0,70	0,56	1,25	0,58	0,97	0,57	0,49	0,71	0,79	1,00	0,52
Na	1,27	1,51	2,22	1,44	1,43	2,19	3,03	1,29	1,56	1,67	5,32	1,31
K	1,63	1,85	1,10	6,71	1,32	1,44	1,38	1,13	3,56	2,49	2,37	1,42
Fe	0,016	0,019	0,023	0,028	0,021	0,017	0,034	0,023	0,023	0,020	0,037	0,026
Al	0,013	0,029	0,028	0,026	0,033	0,013	0,031	0,020	0,038	0,017	0,041	0,038
Mn	0,027	0,045	0,043	0,027	0,071	0,037	0,046	0,036	0,039	0,244	0,066	0,023
Cd	0,0009	0,0011	0,0011	0,0007	0,0016	0,0007	0,0020	0,0014	0,0011	0,0008	0,0015	0,0008
Cu	0,017	0,027	0,027	0,026	0,019	0,021	0,026	0,025	0,030	0,026	0,033	0,021
Pb	0,009	0,010	0,008	0,007	0,010	0,010	0,020	0,015	0,012	0,010	0,018	0,011
Zn	0,082	0,101	0,116	0,095	0,126	0,116	0,155	0,097	0,104	0,127	0,127	0,101
RWO	8,8	10,1	7,7	12,7	8,8	8,4	13,6	10,0	10,9	10,9	12,6	8,9
N _{tot}	5,2	5,9	10,2	8,2	9,0	7,6	10,4	4,8	12,0	7,8	10,0	4,3
Depozyt całkowity	14,9	17,9	23,9	27,5	21,3	23,2	26,0	16,2	26,9	25,2	33,0	16,7

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

Suma depozycji w okresie zimowym stanowiła od 37 do 57% depozycji rocznej (ryc. 9.1). Na większości powierzchni depozycja zimowa była wyższa niż w okresie letnim. Na miesiące zimowe przypadało od 28 do 52% sumy rocznej opadu.

Depozycja w Białowieży po wzroście w roku 2023 w stosunku do roku 2022 o 53 punkty procentowe w 2024 roku spadła o 28 p.p. Stało się to głównie za sprawą azotu całkowitego, którego depozycja zmniejszyła się o 2,6 kg ha⁻¹ rok⁻¹. Na powierzchniach obszarów górskich: w Szklarskiej Porębie i Birczy sytuacja była podobna: po wzrostach depozycji w roku 2023, rok 2024 przyniósł spadki o odpowiednio 22 i 24 p.p. W Gdańsku,

Suwałkach i Zawadzkiem po wzrostach w roku 2023, w roku 2024 depozycja zmalała o niemal tyle samo (16) punktów procentowych. Na pozostałych powierzchniach (Krucz, Chojnów, Łąck i Piwniczna) depozycja zmieniła się o -5 do +8 p.p. w stosunku do roku 2023. Wzrost aż o 21 p.p. odnotowano w Krotoszynie, głównie za przyczyną azotu całkowitego.



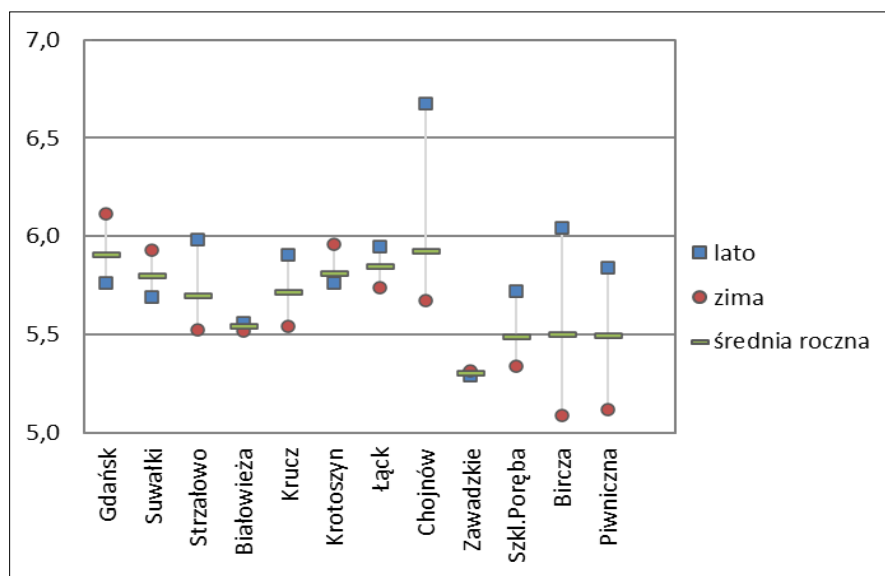
Rycina 9.1. Suma opadu bezpośredniego [mm] (prawa oś) oraz udział depozytu w sezonie letnim (V-X) i zimowym (I-IV, XI-XII) na SPO MI w 2024 r.

Sumaryczny depozyt pierwiastków śladowych (żelaza, manganu, glinu oraz metali ciężkich: cynku, miedzi, kadmu i ołowiu) wyrażony w kg ha^{-1} wynosił od 0,8% do 1,8% depozytu rocznego wszystkich składników. Na metale ciężkie, wśród których ilościowo dominował cynk, przypadło od 0,5 do 0,9% depozytu rocznego (od 0,11 do 0,20 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$). Największe ilości metali ciężkich zanotowano na powierzchniach w Szklarskiej Porębie i Gdańsku (od 0,18 do 0,20 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$), najmniej – w Strzałowie (0,11 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$). Na powierzchniach w Łącku, Zawadzkiem, Kruczu, Krotoszynie i Suwałkach depozycja metali ciężkich wahała się od 0,15 do 0,16 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$, natomiast w Białowieży, Piwnicznej, Birczy i Chojnowie – od 0,13 do 0,14 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$.

Wyniki depozycji metali ciężkich obarczone są stosunkowo dużą niepewnością, wynikającą po pierwsze z problemów analitycznych oznaczeń na poziomie stężeń śladowych, po drugie, zapewne najważniejsze, ze stosowanej metodyki pobierania próbek. Wpływ sposobu pobierania próbek i przygotowania ich do badań ma kluczowe znaczenie dla uzyskiwanych wyników, zwłaszcza w przypadku kadmu, ołowiu i cynku (Degórska i in. 2011). W przypadku SPO MI można z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, że oszacowana depozycja metali śladowych jest zaniżona.

Właściwości kwasowo-zasadowe wód opadowych. Średnie miesięczne pH opadów mieściło się w granicach od 5,3 do 5,9. Minimalną wartość osiągnęło w styczniu w Birczy a maksymalną w marcu w Krotoszynie.

Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 5% i z ponad dziesięcioletnich pomiarów wynika, że udział ten sukcesywnie spada. Niezmiennie od lat opady o pH niższym od 5,5 przeważały w miesiącach zimowych. Średnio na większości powierzchni pH opadów w okresie zimowym było niższe niż w okresie letnim (ryc. 9.2), z wyjątkiem Gdańska, Suwałk i Krotoszyna. W Zawadzkiem i Białowieży różnica odczynu opadów zimą i latem była nieznaczna.

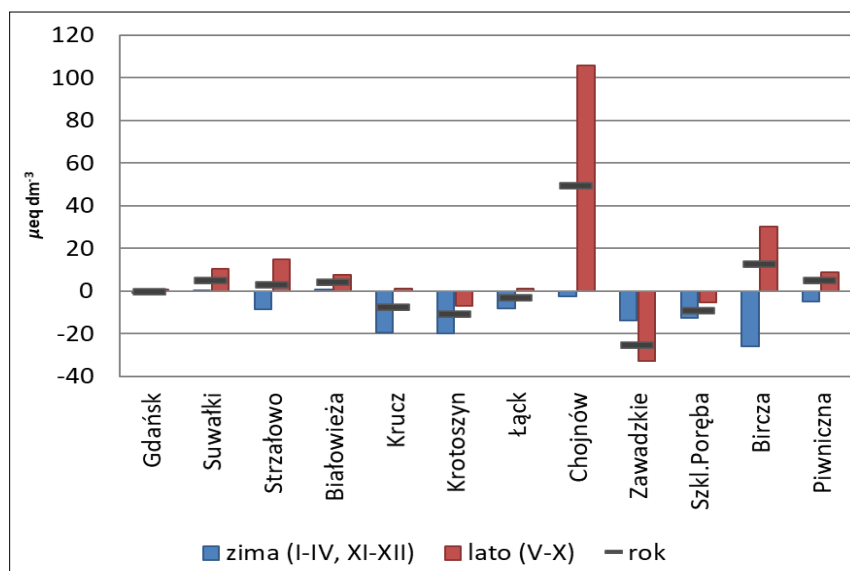


Rycina 9.2. Średnie pH roczne, sezonu letniego (V-X) i zimowego (I-IV i XI-XII) na SPO MI w 2024 r. w opadach na otwartej przestrzeni

Najwyższa kwasowość opadów mierzona średnią roczną wartością pH wystąpiła w Zawadzkiem (pH 5,3), wysoka – w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej, Birczy i Białowieży (pH 5,5) (ryc. 9.2). W Strzałowie i Kruczu średnie pH opadów wynosiło 5,7, w Suwałkach, Krotoszynie i Łącku – 5,8. Najniższa kwasowość opadów występowała w Gdańsku i Chojnowie (pH 5,9).

Pojemność zobojętniania kwasów (ANC [$\mu\text{eq dm}^{-3}$]) jest miarą zdolności roztworów do zobojętniania mocnych kwasów. Dokładność wyznaczenia ANC jest zatem w znacznym stopniu zależna od dokładności oznaczenia stężeń jonów mocnych kwasów i mocnych zasad w próbkach opadów. W porównaniu do pH pojemność zobojętniania kwasów nie jest zależna od wymiany CO_2 z powietrzem, od reakcji z jonami glinu czy obecności jonów organicznych (Neal i in. 1999), co czyni ten wskaźnik szczególnie użytecznym w ocenie zakwaszenia środowiska (Neal i in. 1999, Chapman i in. 2008).

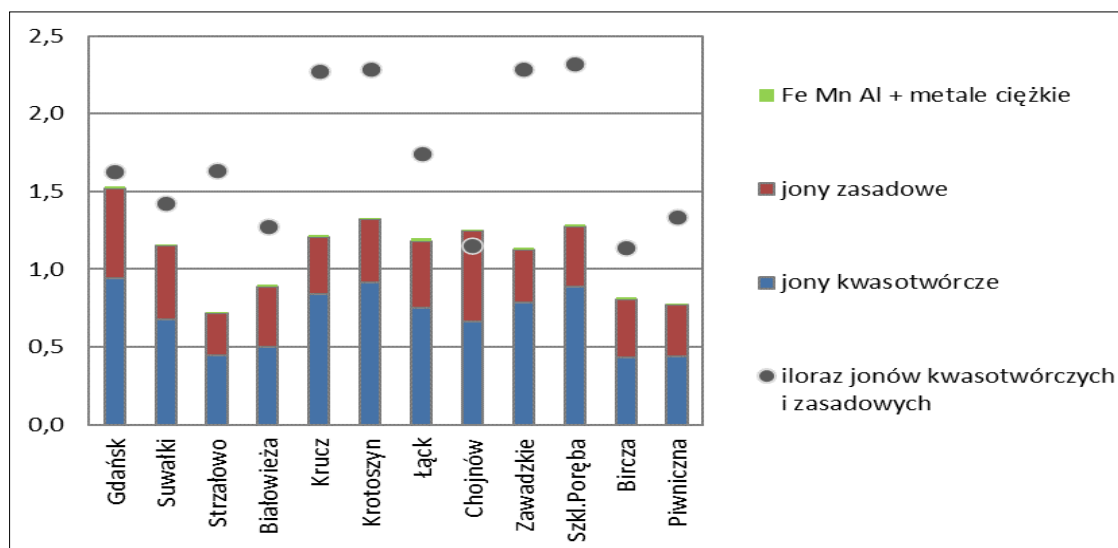
Ujemne wartości ANC są wskaźnikiem nadmiarowej ilości jonów mocnych kwasów w opadach, zaś dodatnie – nadmiarowej ilości mocnych zasad. Na SPO MI około 50% miesięcznych opadów przyjmowało ujemne wartości ANC, z czego więcej przypadało na okres zimowy (33% próbek pobranych w ciągu roku) niż letni (19% próbek pobranych w ciągu roku).



Rycina 9.3. 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 2024 r.

ANC półrocza zimowego było niższe niż w półroczu letnim (ryc. 9.3). Średnio rocznie ANC osiągnęło wartość dodatnią w Chojnowie, Birczy, Piwnicznej, Suwałkach, Strzałowie i Białowieży, na pozostałych powierzchniach przyjmowało wartości ujemne, szczególnie niską wartość zanotowano w Zawadzkim ($-25,3 \mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{rok}^{-1}$).

Stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych. 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) wynosił od 51 do 68% (ryc. 9.4). Szczególnie wysoki udział jonów o charakterze zakwaszającym (od 67 do 68%) miały powierzchnie w Krotoszynie, Kruczu, Zawadzkim i Szklarskiej Porębie. W Łącku, Gdańsku i Strzałowie udział ten przekraczał 61%, a zjawisku temu towarzyszył niski udział jonów o charakterze zasadowym (do 37%). Niższy udział depozycji jonów o charakterze zakwaszającym występował w Birczy, Chojnowie, Białowieży i Piwnicznej (od 51 do 55%), przy jednocześnie wysokim udziale jonów o charakterze zasadowym (od 41 do 46%).



Rycina 9.4. Ładunek jonów [$\text{kmol}\cdot\text{c}\cdot\text{ha}^{-1}$] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach na otwartej przestrzeni na SPO MI w 2024 r.

W 2024 r. depozyt jonów w opadach na SPO MI mieścił się w zakresie od $14,9 \text{ kg ha}^{-1}$ w Strzałowie do $33,0 \text{ kg ha}^{-1}$ w Gdańsku.

Suma depozycji w okresie zimowym stanowiła od 37 do 57% depozycji rocznej, na większości powierzchni depozycja zimowa była wyższa niż w okresie letnim.

Sumaryczny depozyt pierwiastków śladowych, tj. żelaza, manganu, glinu oraz metali ciężkich (cynku, miedzi, kadmu i ołowiu) w 0 kg ha^{-1} , wynosił od 0,8 do 1,8% depozytu rocznego wszystkich składników. Na metale ciężkie, wśród których ilościowo dominował cynk, przypadło od 0,5 do 0,9% depozytu rocznego. Największe ilości metali ciężkich zanotowano na powierzchniach w Szklarskiej Porębie i Gdańsku (odpowiednio: $0,18$ i $0,20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$), a najmniej ($0,11 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$) w Strzałowie.

W porównaniu z 2023 r. największy spadek depozycji odnotowano w Białowieży (o 28 punktów procentowych), duży – w Szklarskiej Porębie i Birczy (odpowiednio o: 22 i 24 p.p.), mniejszy – w Gdańsku, Suwałkach i Zawadzkim (o 16 p.p.). Znacznie większą depozycję (o 21 p.p.) niż w roku 2023 odnotowano w Krotoszynie. Na pozostałych powierzchniach zmiany były niewielkie.

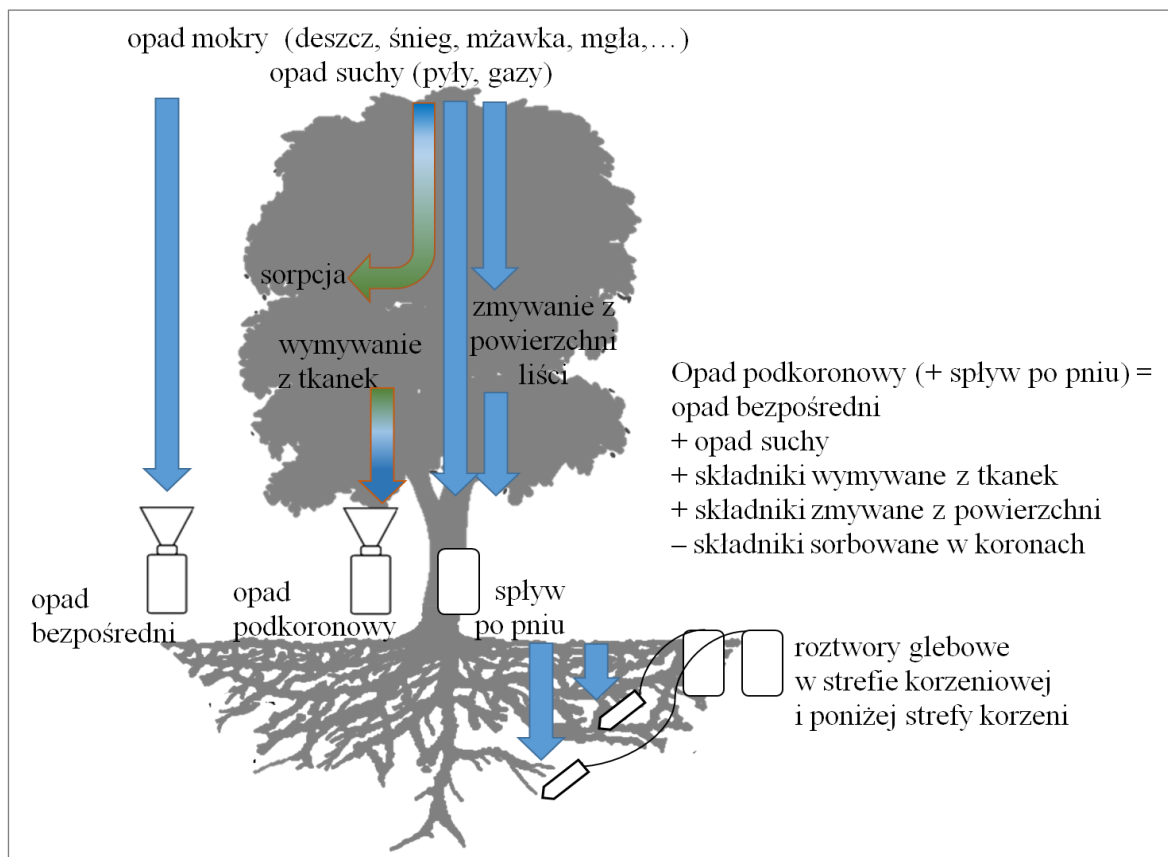
Na miesiące zimowe przypadało od 28% do 52% sumy rocznej opadu.

Średnie roczne pH opadów mieściło się w granicach od 5,3 (w Zawadzkim) do 5,9 (w Gdańsku i Chojnowie). Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 5%, w kolejnych latach udział ten sukcesywnie spada. Opady o pH niższym od 5,5, podobnie jak w ubiegłych latach, przeważały w miesiącach zimowych.

Okolo 50% miesięcznych opadów przyjmowało ujemne wartości ANC, z czego więcej przypadało na okres zimowy (33% próbek pobranych w ciągu roku) niż letni (19% próbek). Średnio rocznie ANC osiągnęło wartość dodatnią w Chojnowie, Birczy, Piwnicznej, Suwałkach, Strzałowie i Białowieży. Na pozostałych powierzchniach ANC było ujemne, szczególnie niskie wartości wystąpiły w Zawadzkim i Krotoszynie (odpowiednio $-25,3$ i $-10,6 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$).

W 2024 r. na każdej powierzchni w depozycie rocznym, podobnie jak w roku poprzednim, dominowały jony o charakterze zakwaszającym (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- i NH_4^+), a ich przewaga nad jonami zasad była ponad dwukrotna w Kruczu, Krotoszynie, Szklarskiej Porębie i Zawadzkim.

10. OPADY PODKORONOWE ORAZ SPŁYW PO PNIE – ANNA KOWALSKA



Rycina 10.1. Schemat koncepcyjny badań depozytu i przepływu składników w środowisku leśnym na SPO MI

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. Opady są wzbogacane poprzez wmywanie części składników z tkanek roślinnych i zmywanie z powierzchni aparatu asymilacyjnego suchej depozycji. Równocześnie pierwiastki są pobierane z opadów przez tkanki roślinne bądź sorbowane na powierzchniach roślin, zwłaszcza na korze pni i gałęzi (ryc. 10.1). 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.

Opady podkoronowe

Średnia przewodność elektrolityczna właściwa będąca pośrednio miarą ogólnej zawartości jonów w wodach w 2024 roku przyjmowała miesięcznie wartości od 8,5 do 237 $\mu S\ cm^{-1}$. W opadach podkoronowych w niemal wszystkich przypadkach wartości przewodności były wyższe niż w opadach docierających do koron (por: rozdz. „Wielkość depozytu wnoszonego z opadami atmosferycznymi na terenach leśnych”). Wartości

przewodności były zależne od ilości opadów w badanym okresie. Dla okresów z sumą opadów mieszczącą się w dolnym kwartylu (poniżej 21,1 mm m-c⁻¹) mediana przewodności wynosiła 58,8 $\mu\text{S cm}^{-1}$, podczas gdy w okresach z sumą opadów w zakresie górnego kwartylu (powyżej 55,5 mm m-c⁻¹) przewodność była o wiele niższa (mediana równa 20,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$). W okresach niskich opadów zanieczyszczenia dostarczane z wodą opadową i spłukiwane 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 2024 r. do gleby wpłynął ładunek substancji od 1,4 do 3,0 razy większy niż z opadem na otwartej przestrzeni (por. rozdz. „Wielkość depozytu wnoszonego z opadami atmosferycznymi na terenach leśnych”). Stosunkowo niskie wzbogacenie pod okapem miało miejsce w buczynie w Gdańsku, w drzewostanach sosnowych w Kruczu i Chojnowie, w świerczynie w Szklarskiej Porębie i w dąbrowie w Łącku (1,4 – 2,0-krotnie), a także w dąbrowie w Krotoszynie, w buczynie w Birczy oraz w drzewostanach sosnowych w Zawadzkiem i Strzałowie (od 2,1 do 2,3-krotnie). Opady podkoronowe były bardziej wzbogacone w stosunku do opadów bezpośrednich (od 2,6 do 3,0-krotnie) w drzewostanach: świerkowych w Piwnicznej i Suwałkach oraz w sosnowym w Białowieży.

Depozyt podkoronowy mieścił się w zakresie od 33,4 do 70,2 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (tab. 10.1). Był wysoki na powierzchniach w Suwałkach, Krotoszynie i Gdańsku (odpowiednio: 70,2, 57,3 i 53,4 kg ha⁻¹ rok⁻¹). W Kruczu, Białowieży, Zawadzkiem, Szklarskiej Porębie i Piwnicznej – mieścił się w zakresie od 41,5 do 48,9 kg ha⁻¹ rok⁻¹. W pozostałych drzewostanach osiągał wartości z zakresu od 33,4 do 38,5 kg ha⁻¹ rok⁻¹.

W opadach podkoronowych występowało więcej istotnych różnic pomiędzy SPO MI, niż w opadach na otwartej przestrzeni. Różnice dotyczyły nieco innych składników niż w opadach na otwartej przestrzeni, uwidaczniając wpływ koron na skład depozycji. Powierzchnie w Krotoszynie i na Śląsku (Zawadzkie) różniły się istotnie od powierzchni Polski północno-wschodniej (Białowieża, Strzałowo) pod względem depozycji S-SO₄²⁻, składnika, wskazującego na zakwaszenie opadów.

Wpływy depozycji morskiej zauważane w opadach na otwartej przestrzeni w rejonach nadmorskich (Gdańsk) oraz w Sudetach (Szklarska Poręba) zaznaczają się także pod okapem drzewostanów w istotnie wyższej depozycji Cl⁻ i Na niż na obszarach

Podkarpacia (Bircza). Znaczną depozycję soli pochodzenia morskiego odnotowano również pod okapem w Suwałkach.

Tabela 10.1. Depozyt roczny [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$] wniesiony z opadami w drzewostanach na SPO MI w 2024 r. (bez RWO).

Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnów	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Birca		
Gatunek panujący/ mierzony parametr	Sosna					Świerk			Dąb		Buk			
	PK										PK	PP	PK	PP
Opad [mm]	492	359	431	290	447	566	1107	444	576	432	711	21	521	33
H ⁺	0,017	0,011	0,016	0,011	0,043	0,004	0,043	0,01	0,025	0,007	0,014	0,000	0,035	0,000
Cl ⁻	3,77	4,91	6,40	4,85	6,26	10,81	7,89	5,60	4,56	4,41	11,13	0,34	2,76	0,28
N-NO ₃ ⁻	4,24	5,75	5,22	2,82	5,96	6,69	2,91	2,54	6,48	2,16	3,75	0,03	4,74	0,37
S-SO ₄ ²⁻	1,51	1,47	2,10	2,51	3,77	2,98	3,17	2,25	3,13	2,61	2,57	0,08	2,82	0,29
N-NH ₄ ⁺	3,02	2,01	9,07	4,38	5,37	2,79	5,24	2,75	6,78	4,15	4,43	0,05	2,30	0,42
Ca	4,98	10,79	4,77	5,87	7,77	11,70	4,81	4,52	6,52	6,24	5,22	0,09	5,81	0,39
Mg	1,38	2,28	1,28	1,64	1,70	4,43	1,34	1,19	1,98	1,47	1,35	0,03	0,95	0,07
Na	1,98	2,28	3,60	2,08	2,56	5,36	4,80	1,83	2,11	1,94	5,87	0,20	1,58	0,12
K	10,13	14,45	9,10	11,17	11,81	22,23	13,68	17,65	21,34	11,99	14,41	0,88	10,44	1,95
Fe	0,048	0,067	0,066	0,057	0,077	0,074	0,127	0,084	0,104	0,079	0,056	0,004	0,046	0,011
Al	0,083	0,145	0,174	0,115	0,206	0,066	0,167	0,125	0,128	0,088	0,050	0,003	0,057	0,009
Mn	0,178	0,617	0,702	0,311	0,395	0,302	0,154	0,351	0,502	0,838	0,437	0,015	0,294	0,024
Cd	0,0008	0,0007	0,0008	0,0005	0,0021	0,0011	0,0018	0,0010	0,0011	0,0008	0,0010	0,0001	0,0008	0,0001
Cu	0,025	0,024	0,023	0,038	0,026	0,033	0,044	0,025	0,040	0,045	0,034	0,001	0,026	0,001
Pb	0,009	0,007	0,010	0,007	0,011	0,010	0,023	0,011	0,011	0,008	0,012	0,000	0,010	0,001
Zn	0,093	0,132	0,115	0,120	0,166	0,155	0,198	0,108	0,137	0,125	0,129	0,005	0,100	0,005
RWO	39,2	77,2	55,6	54,0	66,7	42,0	80,4	65,8	48,1	42,2	23,6	2,52	23,4	4,63
N _{tot}	9,23	10,57	17,15	9,66	14,07	12,00	11,46	7,79	16,67	8,65	10,23	0,22	8,45	1,03
Depozyt w drzewostanie	33,4	47,8	45,5	38,4	48,9	70,2	47,9	41,5	57,3	38,5	51,5	1,9	33,4	4,2

RWO – rozpuszczony węgiel organiczny, N_{tot} – azot całkowity, PK – depozyt podkoronowy, PP – depozyt wniesiony ze spływem po pniu

W opadach w drzewostanach bukowych: w Gdańsku i w Birczy występowały istotnie mniejsze (odpowiednio: 23,6 i 23,4) depozyty rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) niż w drzewostanach sosnowych w Białowieży i Zawadzkim (77,2 i 66,7) oraz w drzewostanach świerkowych w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej (80,4 i 65,8). Różnice w depozycji podkoronowej RWO między drzewostanem liściastym i iglastym są opisane przez Le Mellec i in. (2010), którzy odnotowali mniejsze stężenia i depozyty RWO w opadach w drzewostanie bukowym niż w świerkowym.

Depozyt pierwiastków śladowych i metali ciężkich: żelaza, manganu, glinu, cynku, miedzi, kadmu i ołowiu wynosił od 0,44 do 1,18 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$, co odpowiadało od 0,9 do 3,1% całkowitej rocznej depozycji podokapowej. Najwyższy udział omawianych metali

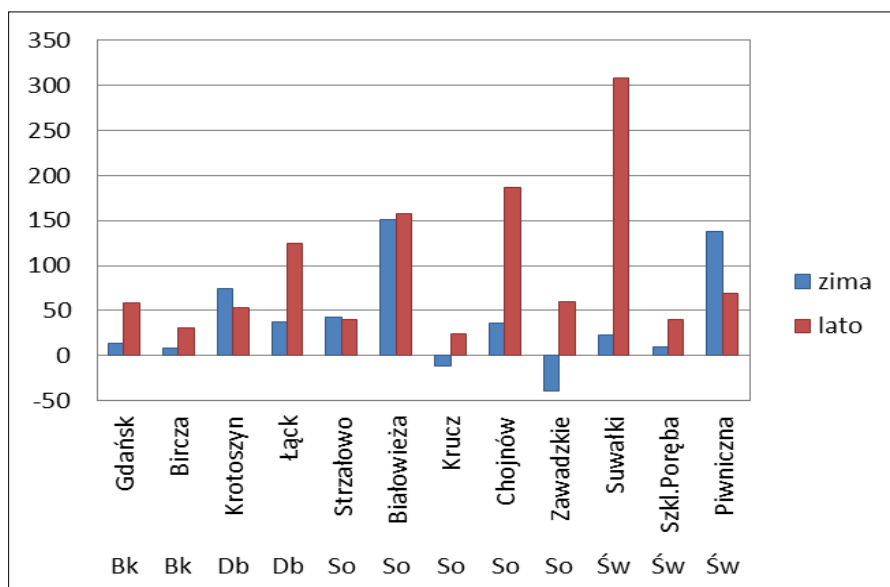
w depozycie ogólnym stwierdzono w Łącku, przy czym w depozycie metali śladowych ponad 70% udziału miał mangan. Mangan jest pierwiastkiem łatwo ulegającym wymywaniu z koron drzew i jego stężenia w opadach podkoronowych mogą wielokrotnie przewyższać stężenia w opadach atmosferycznych (Kowalska i Janek 2009). Udział samych metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, i Cd) stanowił w sumie rocznego depozytu od 0,3 do 0,6%. Na poszczególnych powierzchniach depozyt metali ciężkich wyniósł od 0,13 do 0,27 kg ha⁻¹ rok⁻¹, z czego od 70 do 87% stanowił cynk.

Właściwości kwasowo-zasadowe opadów podkoronowych. Obniżone pH (niższe niż 5,0) występowało na przestrzeni roku rzadko, jedynie w 10% miesięcznych próbek opadów. Opady o pH poniżej 5,5 występowały częściej w okresie zimowym niż letnim, a szczególnie w styczniu, lutym i grudniu. Latem występowały przeważnie między lipcem a wrześniem. Średnio w roku najbardziej kwaśne opady docierały do gleby w drzewostanie zlokalizowanym na Śląsku (Zawadzkie, pH 5,0), niewiele mniej kwaśne (pH poniżej 5,5) – w Birczy, Chojnowie, w Szklarskiej Porębie, Kruczu, Krotoszynie i Strzałowie.

W kilku drzewostanach odczyn opadów był bardziej kwaśny niż w roku poprzednim, szczególnie w Birczy (o 0,4 jednostki), Gdańsku, Kruczu i Krotoszynie (o 0,2 jednostki). Na pozostałych powierzchniach pH opadów przyjmowało wartości zbliżone do tych, które wystąpiły w roku 2023.

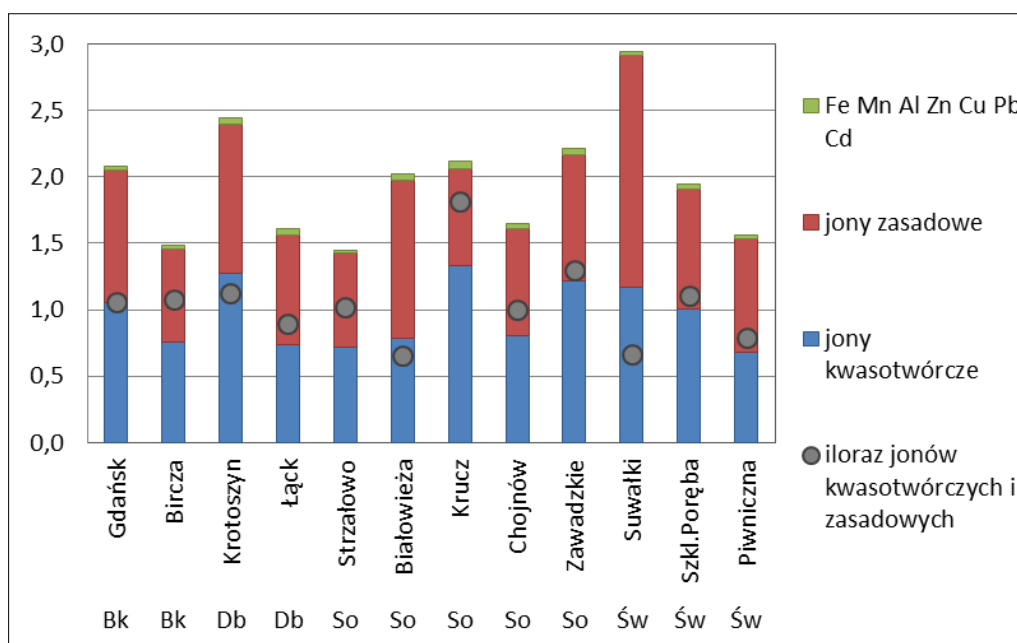
Pojemność zobojętniania kwasów (ANC), obliczona jako różnica stężeń kationów mocnych zasad (Ca, Mg, Na, K) i anionów mocnych kwasów (SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻) w opadach, mierzona w µeq dm⁻³, jest wskaźnikiem pozwalającym ocenić, czy w wodach występuje nadmiar wolnych mocnych kwasów (ANC<0), czy zasad (ANC>0). Inaczej mówiąc, ANC charakteryzuje zdolność wody do zobojętniania kwasów.

W porównaniu z wodami opadowymi, opady podkoronowe z ujemnymi wartościami ANC występowały rzadziej, bo w około 1/5 przypadków. Ujemne wartości ANC związane z przewagą jonów wolnych kwasów występowały dwukrotnie częściej w okresie zimowym, co można przypisać zmniejszonej aktywności biologicznej drzew i mniejszej wymianie jonowej niż w okresie wegetacyjnym, ale także wzmożonym emisjom zanieczyszczeń w sezonie grzewczym. Na większości powierzchni obserwacyjnych (z wyjątkiem Krotoszyna, Strzałowa i Piwnicznej) ANC półroczna zimowego było niższe niż w półroczu letnim (ryc. 10.2).



Rycina 10.2. Pojemność zobojętniania kwasów (ANC) [$\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$] w opadach podkoronowych na SPO MI w 2024 r. Średnie dla okresu zimowego (miesiące I-IV, XI i XII) i letniego (V-X)

Średnio rocznie dodatnią wartość ANC (przewagę wolnych zasad) w opadach podkoronowych odnotowano we wszystkich badanych drzewostanach. Wysoką przewagę wolnych zasad odnotowano w opadach w Białowieży, Suwałkach i Chojnowie (odpowiednio: 154, 138 i 107 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), natomiast w pozostałych drzewostanach ANC przyjmowało wartości od 11 do 89 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$.



Rycina 10.3. Ładunek jonów [$\text{kmol}_c\cdot\text{ha}^{-1}$] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach podkoronowych na SPO MI w 2024 roku

Jony o zakwaszającym oddziaływaniu na środowisko (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-) stanowiły od 39 do 62% rocznego molowego depozytu (sumy azotu mineralnego, chlorków, siarczanów (VI), kationów zasadowych, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich oraz

wodoru wyrażonej w $\text{mol}_c \text{ ha}^{-1}$). Najwyższy udział jonów o charakterze zakwaszającym stwierdzono, podobnie jak w poprzednich latach, na powierzchniach sosnowych w Kruczu i Zawadzkim (odpowiednie: 62% i 54%). Udział ten osiągał przynajmniej połowę całkowitej depozycji podokapowej w dąbrowie w Krotoszynie (52%), na powierzchniach bukowych w Gdańsku i Birczy (50%) oraz na powierzchni świerkowej w Szklarskiej Porębie (50%), a przekraczał 40% w Łącku (drzewostan dębowy), Chojnowie i Strzałowie (drzewostany sosnowe) oraz w Piwnicznej (świerczyna). Najniższy udział jonów o charakterze zakwaszającym stwierdzono w Białowieży i Suwałkach (39-40%), tam też depozyt molowy jonów o charakterze zasadowym (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} i Na^+) znacznie przewyższał depozyt jonów zakwaszających (ryc. 10.3).

Roczny depozyt podkoronowy był od 1,4 do 3,0 większy niż ten, który wpłynął z opadem na otwartej przestrzeni i mieścił się w zakresie od 33,4 kg ha^{-1} (na powierzchniach w Strzałowie i w Birczy) do 70,2 kg ha^{-1} (na powierzchni w Suwałkach).

W opadach w drzewostanach bukowych: w Gdańsku i w Birczy występowały istotnie mniejsze (odpowiednio: 23,6 i 23,4) depozyty rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) niż w drzewostanach sosnowych w Białowieży i Zawadzkim (77,2 i 66,7) oraz w drzewostanach świerkowych w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej (80,4 i 65,8).

Depozyt pierwiastków śladowych (żelaza, manganu i glinu) oraz metali ciężkich (cynku, miedzi, kadmu i ołowiu) wynosił od 0,44 do 1,18 $\text{kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, co odpowiadało od 0,9 do 3,1% całkowitej rocznej depozycji podokapowej. Udział samych metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, i Cd) stanowił w sumie rocznego depozytu od 0,3 do 0,6%. Na poszczególnych powierzchniach depozyt metali ciężkich wyniósł od 0,13 do 0,27 $\text{kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, z czego od 70 do 87% stanowił cynk.

Udział próbek opadów podkoronowych z ujemnymi wartościami ANC wynosił 21% i był niższy w porównaniu z opadami na otwartej przestrzeni. Ujemne wartości ANC związane z przewagą jonów wolnych kwasów występowały dwukrotnie częściej w okresie zimowym. Na większości powierzchni obserwacyjnych (z wyjątkiem Krotoszyna, Strzałowa i Piwnicznej) ANC półrocza zimowego było niższe niż w półroczu letnim.

Na wszystkich powierzchniach odnotowano dodatnią wartość średniej rocznej ANC (przewagę jonów wolnych zasad) w opadach podkoronowych. Wysoką przewagę wolnych zasad odnotowano w opadach w Białowieży, Suwałkach i Chojnowie (odpowiednio 154, 138 i 107 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), w pozostałych drzewostanach ANC przyjmowało wartość od 11 do 89 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$.

Jony o zakwaszającym oddziaływaniu na środowisko (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-) stanowiły od 39% (w Białowieży) do 62% (w Kruczu) rocznego molowego depozytu.

Spływ po pniu w drzewostanach bukowych

Depozycja składników z opadami w drzewostanach byłaby znacząco niedoszacowana, gdyby pominięto wody spływające po pniach drzew. W ramach programu monitoringu lasów ta frakcja wód opadowych badana jest jedynie w drzewostanach

bukowych (powierzchnie w Gdańsku i Birczy). Architektura koron buka, typ i ułożenie liści oraz struktura kory 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). Wokół korzeni buków tworzą się korytarze, sprzyjające preferencyjnemu odpływowi wody wraz z rozpuszczonymi substancjami, oddziałujące w istotnym stopniu na wielkość przepływów hydrologicznych i odpływ substancji ze strefy korzeniowej (Johnson i Lehmann 2006, Schwärzel i in. 2012).

Pobór próbek spływu po pniu przeprowadzano w okresie bezmroźnym, od marca (w Gdańsku) i kwietnia (w Birczy) do listopada, w tych samych terminach co opady podkoronowe. Zimą, gdy nie prowadzono pomiarów, pomimo niskich temperatur i przewagi opadów śniegu pewna ilość wody również mogła być odprowadzona po pniach, roczna suma spływu po pniu prawdopodobnie przekraczała więc ilość oszacowaną dla badanych miesięcy.

Szacuje się, że w okresie badań na powierzchni w Gdańsku ilość spływu po pniu przekroczyła 21 mm, a na powierzchni w Birczy – 33 mm. W miesięcznych okresach badań spływ po pniu stanowił od 1 do 9% opadu bezpośredniego (na otwartej przestrzeni) w Gdańsku oraz od 3 do 10% 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 i sodu były większe niż w Birczy. Na obu powierzchniach w większości miesięcznych pomiarów pojemność zobojętniania kwasów (ANC) była większa niż w opadach podkoronowych i na otwartej przestrzeni.

W okresie badań depozyt składników wniesiony ze spływem po pniu w buczynach wyniósł: 1,9 kg ha⁻¹ w Gdańsku i 4,2 kg ha⁻¹ w Birczy. Stanowiło to odpowiednio: 4% i 13% depozytu podkoronowego na tych powierzchniach.

Mimo że suma opadu odprowadzonego po pniach stanowiła średnio zaledwie 3-6% opadu podkoronowego, depozyt rozpuszczonego węgla organicznego w spływie po pniu wynosił około 11-20% depozycji podokapowej RWO. Zjawisko to tłumaczy się tym, że woda opadowa wzbogaca się w związki organiczne w większym stopniu spływając po pniach niż przepływając przez warstwę koron (Van Stan i Stubbins 2018).

11. ROZTWORY GLEBOWE – ANNA KOWALSKA

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).

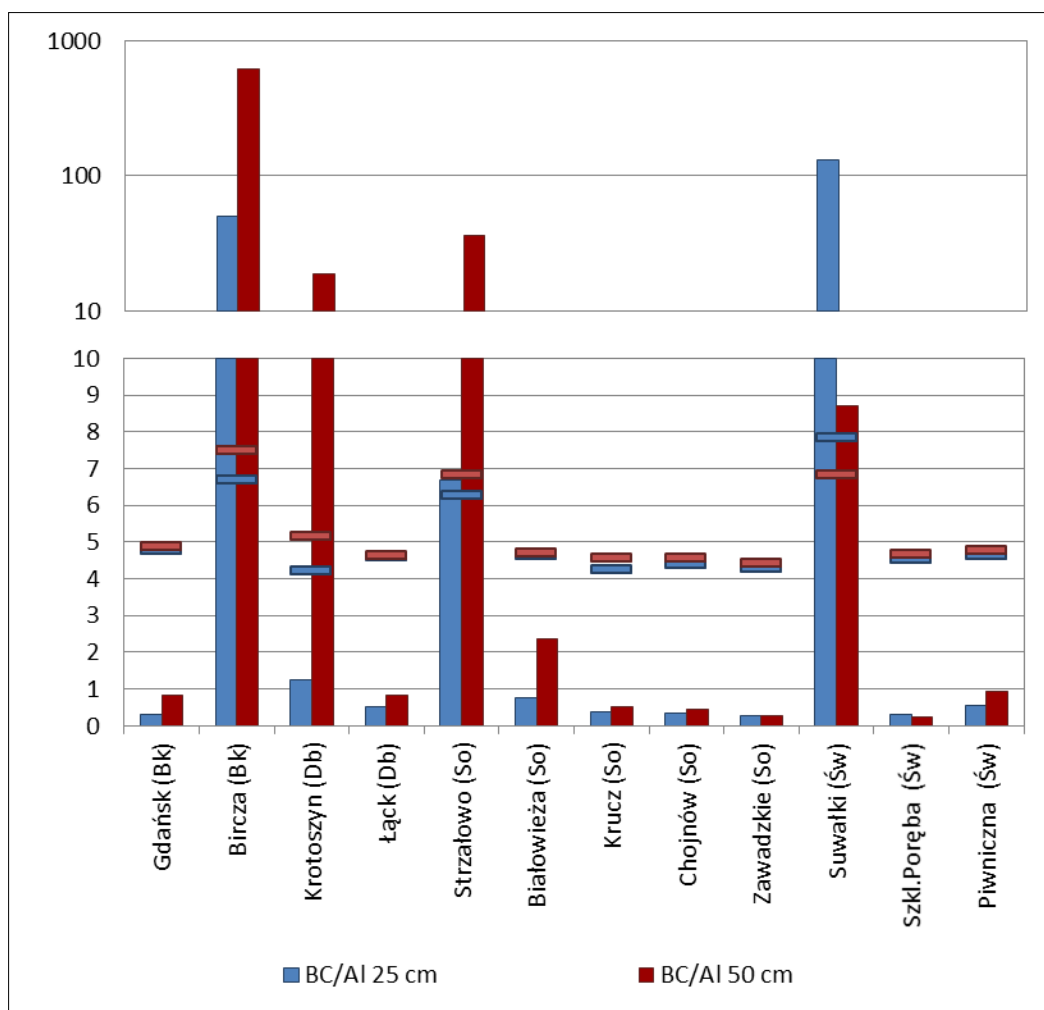
W 2024 roku występowały miesiące, gdy wskutek niskich opadów na niektórych powierzchniach woda glebowa nie była dostępna i nie było możliwe pobieranie wystarczających ilości próbek do badań. Taka sytuacja miała miejsce już od maja na czterech powierzchniach, sporadycznie występowała na kilku powierzchniach między czerwcem a listopadem. Na większości obszaru badań, poza obszarem górskim w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, w niektórych miesiącach od wczesnej wiosny aż do końca roku z powodu małej objętości łączono próbki do analiz, uzyskując po jednej próbce z każdej głębokości lub w ogóle nie było możliwe wykonanie pełnego zestawu analiz chemicznych.

W 2024 roku średnie pH w badanych roztworach glebowych wynosiło od 4,2 do 7,9 na głębokości 25 cm oraz od 4,4 do 7,5 na głębokości 50 cm (ryc. 11.1). Zmiany większe niż $\pm 0,2$ jednostki pH, w porównaniu z rokiem poprzednim, wystąpiły w kilku przypadkach (w Krotoszynie, Birczy i Suwałkach) i mogły być spowodowane niewystarczającą dostępnością wody glebowej, szczególnie na zwężonych glebach w suchszych okresach roku. Pozyskane w takich warunkach próbki łączone mogą być nie w pełni reprezentatywne.

Kwaśne roztwory występowały w drzewostanach sosnowych w Zawadzkiem, Kruczu i Chojnowie (pH od 4,3 do 4,6), nieco mniej kwaśne – w Białowieży (pH 4,6-4,8). W świerczynach w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, w drzewostanie dębowym w Łącku, oraz bukowym w Gdańsku pH roztworów glebowych na obu głębokościach mieściło się w zakresie 4,5-4,9. W Strzałowie (sosna), Birczy (buk) i w Suwałkach (świerk) pH osiągało średnie wartości w zakresie 6,3-7,9. W dąbrowie w Krotoszynie w płytszym poziomie gleby pH było niskie, wynosiło 4,2. Z reguły w górnej części profilu glebowego występowało nieznaczne zakwaszenie roztworów w stosunku do głębszych poziomów, szczególnie widoczne w dąbrowie w Krotoszynie, w buczynie w Birczy i w borze w Strzałowie, gdzie różnica między pH na głębokości 50 i 25 cm wynosiła odpowiednio: 0,9, 0,8 i 0,6 jednostki pH.

W składzie roztworów glebowych znaczący udział miały kationy o charakterze zasadowym: Ca, Mg i K, które w Birczy, Strzałowie oraz Suwałkach stanowiły co najmniej 60% sumy jonów na obu głębokościach (ryc. 11.2). Udział ten był niski (22–27%) na

powierzchniach w Szklarskiej Porębie, Chojnowie i Zawadzkiem. Na powierzchniach w Białowieży, Kruczu, Łącku, Gdańsku i w Piwnicznej był nieco wyższy i wynosił od 28 do 43%.

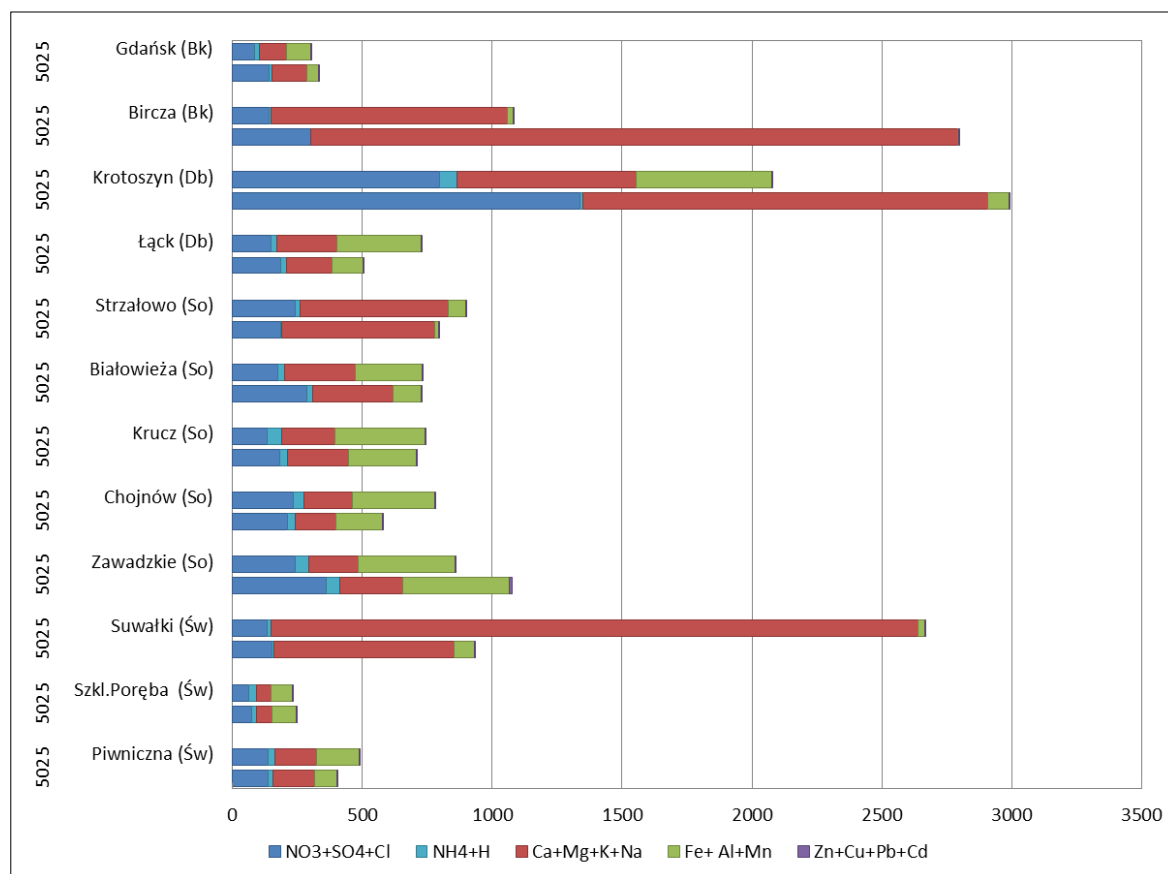


Rycina 11.1. Stosunek molowy kationów zasadowych do glinu (BC/Al) w roztworach glebowych na SPO MI w 2024 r. Poziomymi kreskami zaznaczono średnią roczną wartość pH na głębokości 25 cm (kolor niebieski) i 50 cm (kolor czerwony).

Stosunek molowy jonów o charakterze zasadowym (Ca, Mg i K) do glinu (BC/Al) stosowany jest jako wskaźnik stopnia zagrożenia gleby przez czynniki zakwaszające. Przyjmuje się, że przy wartościach $(Ca+Mg+K)/Al \geq 1$ korzenie drzew są chronione przed skutkami zakwaszania gleb. Wskaźnik ten był również stosowany jako podstawa wyznaczania ładunku krytycznego kwasowej depozycji dla gleb leśnych (np. Semenov i in. 2001, Akselsson i in. 2004).

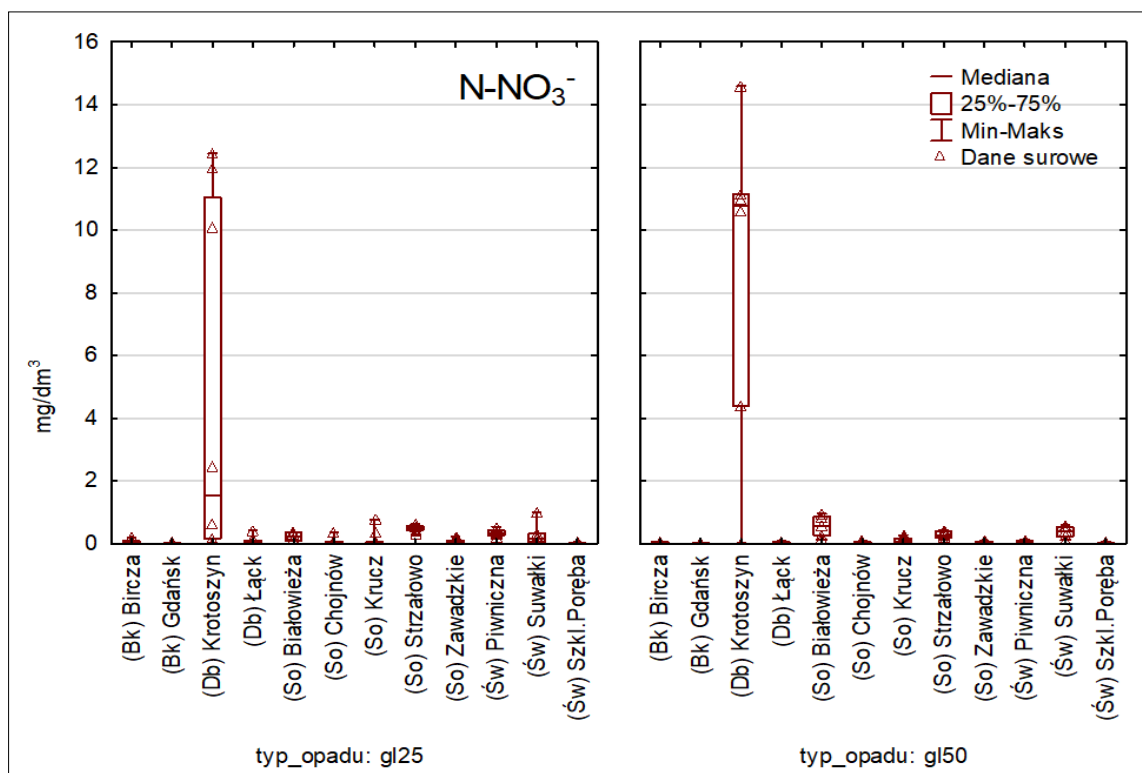
Wskaźnik ten przyjął znacznie niższe od jedności wartości, mieszczące się w zakresie od 0,3 do 0,5 w roztworach glebowych na obu głębokościach na powierzchniach w Szklarskiej Porębie, Chojnowie, Zawadzkiem i Kruczu (ryc. 11.1). W Gdańsku mieścił się w granicach 0,3-0,8. W Łącku i w Piwnicznej wynosił odpowiednio 0,5-0,6 na

głębokości 25 cm i wzrastał do 0,8-0,9 w głębszym poziomie gleby. Na pozostałych powierzchniach (w Strzałowie, Białowieży, Birczy, Krotoszynie i Suwałkach) przekraczał, niekiedy znacznie, przyjętą wartość krytyczną, wskazując na brak zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu. Jedynie w płytszej warstwie gleby w Białowieży BC/Al przyjmował wartość 0,8.



Rycina 11.2. 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 2024 r.

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). Zakładając, że woda zawarta w glebie na głębokości 50 cm znajduje się poza główną strefą wzrostu korzeni drzew i w sprzyjających warunkach hydrometeorologicznych opuszcza tę strefę wraz z rozpuszczonymi substancjami, przyjmuje się, że obecność mineralnych form azotu w roztworach glebowych na 50 cm głębokości może wskazywać na nadmierną dostawę azotu i ryzyko wymywania azotu z tych gleb.

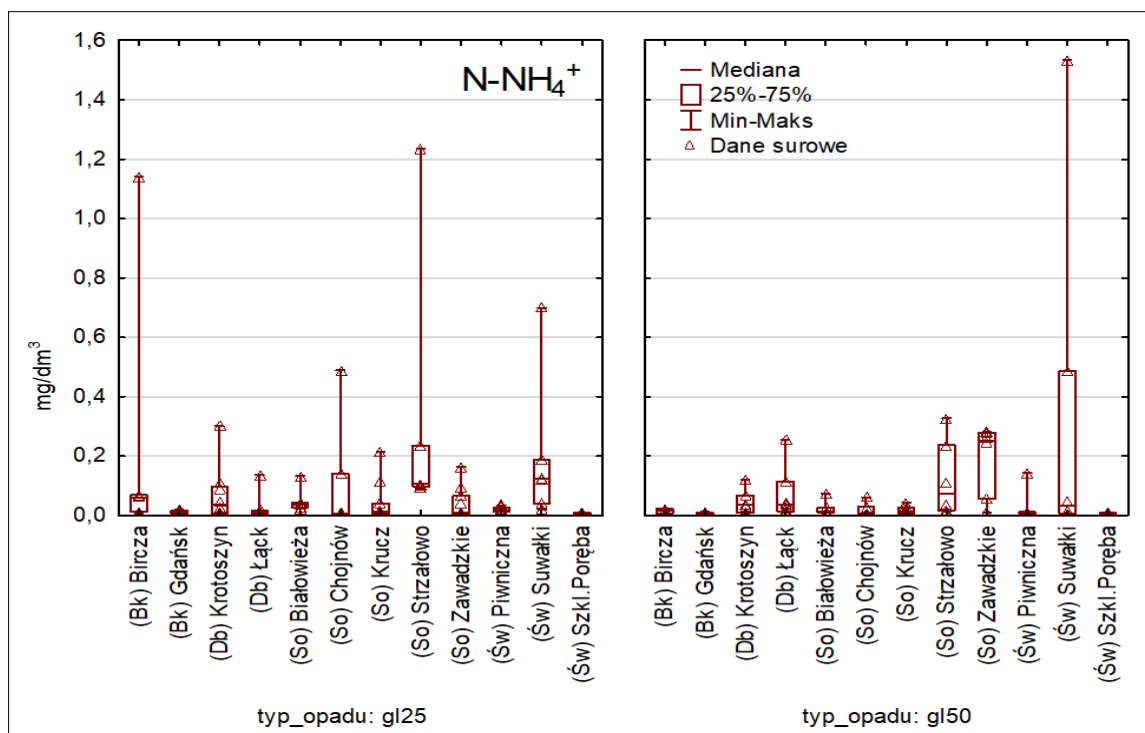


Rycina 11.3. Stężenia azotanów (V) w roztworach glebowych na głębokości 25 cm i 50 cm na SPO MI w 2024 r.

W okresie badań jony NO_3^- występowały w roztworach glebowych poniżej głównej strefy korzeniowej roślin (na głębokości 50 cm) na powierzchniach w Białowieży (w stężeniu od 0,1 do 1,0 mg N dm^{-3}) oraz w Suwałkach (w stężeniu od 0,1 do 0,6 mg N dm^{-3}). W Krotoszynie stężenia jonów NO_3^- , choć niższe niż w roku 2023, były szczególnie wysokie: od stycznia do maja 2024 roku wahały się od 0,6 do 14,6 mg N dm^{-3} (ryc. 11.3).

Na powierzchni w Białowieży w ostatnich latach występowały wiatrowały i inne uszkodzenia od wiatru, co może przyczyniać się do gorszej kondycji drzew, punktowego odsłonięcia gleby sprzyjającego przyspieszonej mineralizacji i uwalnianiu azotanów do roztworów glebowych. Drugą potencjalną przyczyną osłabienia drzew jest obecność opieńki. Ponieważ stężenia azotanów (V) w 2024 roku spadły w stosunku do roku poprzedniego, można wnioskować, że następuje stabilizacja tempa mineralizacji po uprzednich zaburzeniach struktury drzewostanu. Z kolei w Suwałkach obecność azotanów w roku 2024 i latach poprzednich można wiązać z uszkodzeniem drzewostanu i powolnym rozpadem, związanym z obecnością kornika i chorobami grzybowymi, w wyniku czego część powierzchni badawczej została pozbawiona drzew. Zaburzenie wywołane cięciami pielęgnacyjnymi w Zawadzkim, które doprowadziło do zmian w strukturze drzewostanu i spowodowało w 2020 roku podwyższenie stężeń jonów azotanów (V), nie przyniosło podobnych skutków dla składu roztworów glebowych w latach 2021-2024. Przejściowe

przyspieszenie mineralizacji ściółki wskutek przerzedzenia okapu miało efekt na tyle krótkotrwały, że w kolejnych latach stężenia jonów NO_3^- w roztworach glebowych pozostawały na niskim poziomie. W Krotoszynie następstwem cięć sanitarnych przeprowadzonych w drzewostanie w 2017 r. było wzmożone uwalnianie N-NO_3^- do roztworów glebowych w kolejnych latach wskutek zwiększonej mineralizacji materii organicznej. Dodatkowo drzewa zamierające i powalone na skutek wiatrowałów powiększały powierzchnię gleby nieosłoniętą okapem, co mogło przyspieszać tempo mineralizacji w glebie.



Rycina 11.4. Stężenia jonów amonowych [mg N dm^{-3}] w roztworach glebowych na głębokościach 25 cm i 50 cm na SPO MI w 2024 r.

Zjawiska prowadzące do uszkodzeń drzewostanów znajdują odzwierciedlenie w chemizmie roztworów glebowych, w których pojawiają się podwyższone poziomy azotanów (V). Przyspieszone tempo mineralizacji materii organicznej i wzmożona nityfikacja towarzyszące degradacji siedliska, przy jednocześnie wysokim ładunku azotu dopływającego z opadami, skutkują uwolnieniem azotanów do roztworu glebowego i wymywaniem poza profil gleby (Rasmussen 1998).

Obecność jonów amonowych w roztworach glebowych w Strzałowie, Zawadzkiem, Suwałkach, Krotoszynie i Łącku (ryc. 11.4) 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, wiatrowałów lub przeprowadzonych cięć sanitarnych.

Średnie pH roztworów glebowych wynosiło od 4,2 do 7,9 na głębokości 25 cm oraz od 4,4 do 7,5 na głębokości 50 cm.

W składzie roztworów glebowych znaczący udział miały kationy o charakterze zasadowym: Ca, Mg i K, które stanowiły co najmniej 60% sumy jonów na obu głębokościach (25 i 50 cm) w Birczy, Strzałowie i Suwałkach, natomiast ich udział był dość niski (22-27%) w Szklarskiej Porębie, Chojnowie i Zawadzkiem.

Stosunek molowy jonów zasadowych (Ca, Mg i K) do glinu (BC/Al) w roztworach glebowych przyjął znacznie niższe od jedności wartości, mieszczące się w zakresie od 0,3 do 0,5 w roztworach glebowych na obu głębokościach na powierzchniach: w Szklarskiej Porębie, Chojnowie, Zawadzkiem i w Kruczu. W Gdańsku mieścił się w granicach 0,3–0,8. W Łącku i w Piwnicznej wynosił 0,5–0,6 na głębokości 25 cm i wzrastał do 0,8–0,9 w głębszym poziomie gleby. Na pozostałych powierzchniach przekraczał, niekiedy znacznie, przyjętą wartość krytyczną, wskazując na brak zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu.

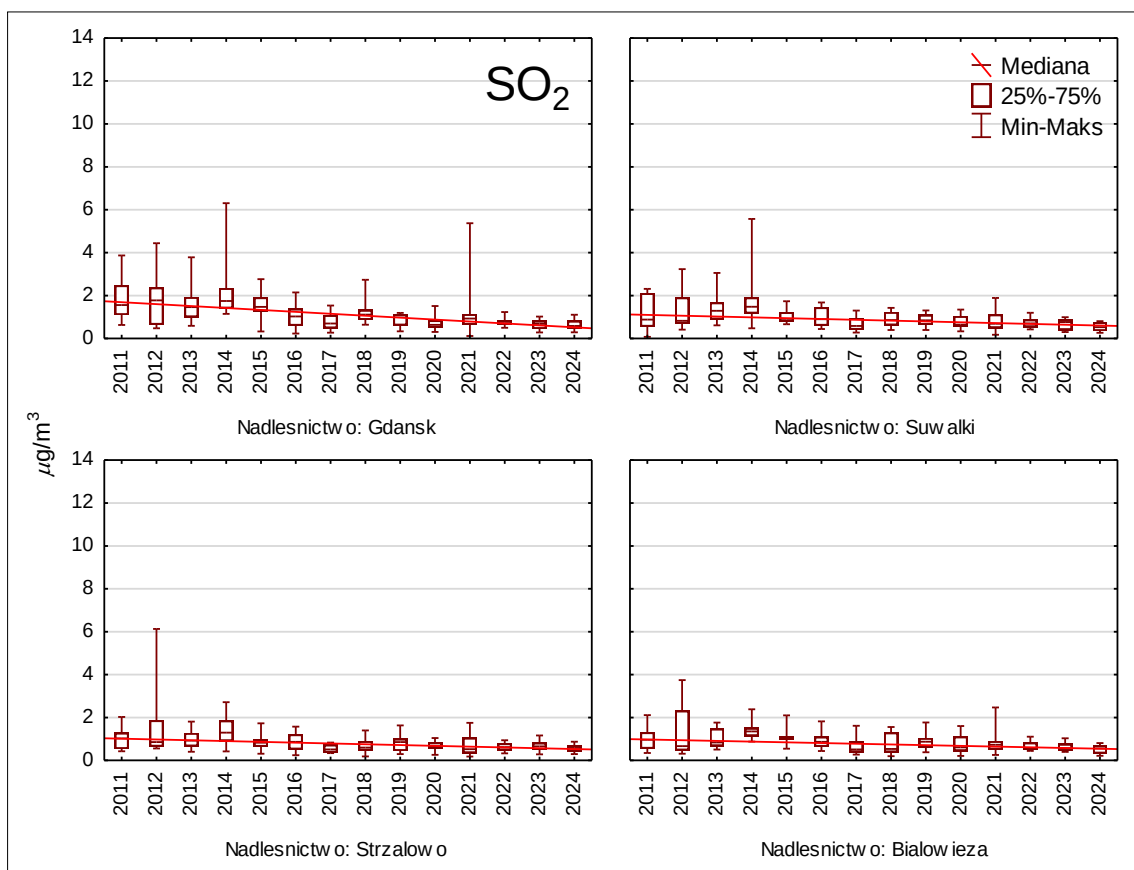
Jony azotu w formach mineralnych występowały w podwyższonych, choć niższych niż w 2023 r., stężeniach w roztworach glebowych poniżej głównej strefy korzeniowej roślin na głębokości 50 cm w Krotoszynie, Białowieży i Suwałkach. Wskazuje to na możliwą ucieczkę azotu z gleb, spowodowaną zarówno możliwym nadmiernym dopływem azotu z depozycją atmosferyczną, jak i wysokim tempem mineralizacji materii organicznej wskutek uszkodzeń drzewostanu lub cięć sanitarnych.

12. ZMIANY STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ GAZOWYCH, DEPOZYCJI ORAZ SKŁADU ROZTWORÓW GLEBOWYCH NA SPO MI PO ROKU 2010 – ANNA KOWALSKA

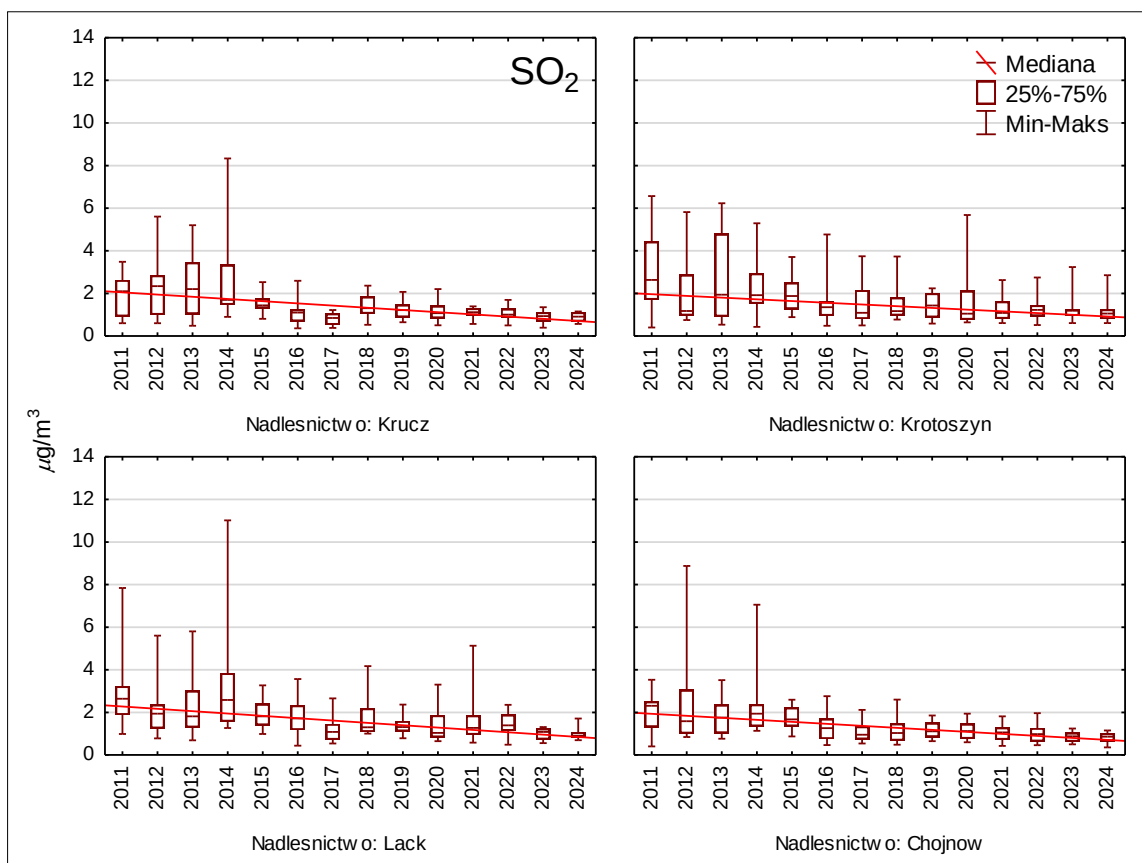
Na każdej z badanych SPO MI w ostatnich latach zanotowano istotny spadek stężenia dwutlenku siarki. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich: w Birczy i Szklarskiej Porębie (ryc. 12.1, 12.2, 12.3). W rejonach o ogólnie niższym poziomie zanieczyszczeń gazowych (Polska północno-wschodnia): w Suwałkach, Strzałowie i Białowieży spadek stężenia SO₂ nie był tak wyraźnie zaznaczony, choć także istotny.

Stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie również wykazywały trendy spadkowe na wszystkich badanych powierzchniach (ryc. 12.4, 12.5, 12.6). Największy spadek stężenia NO₂ wystąpił w Chojnowie, gdzie obserwowane są najwyższe jego stężenia wśród monitorowanych powierzchni. Duże spadki zaobserwowano również w Łącku i Zawadzkiem. Najslabiej zaznaczony spadek stężeń NO₂ miał miejsce w Suwałkach, Strzałowie i Białowieży (Polska północno-wschodnia) oraz w Birczy (Polska południowa – rejon podkarpacki), gdzie od lat stężenia tego gazu w powietrzu utrzymują się na niskim poziomie w porównaniu z pozostałymi powierzchniami.

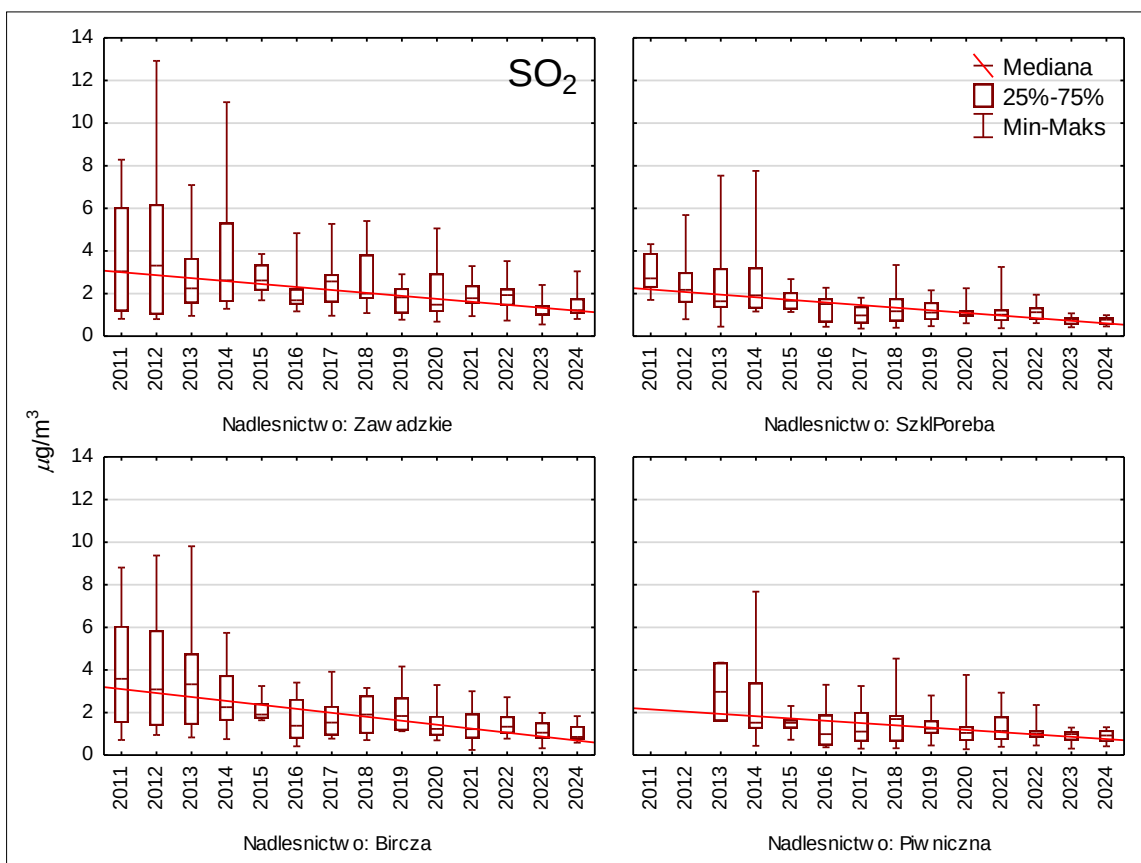
W latach 2010–2024 nie występowały istotne trendy co do wielkości opadów na powierzchniach SPO MI.



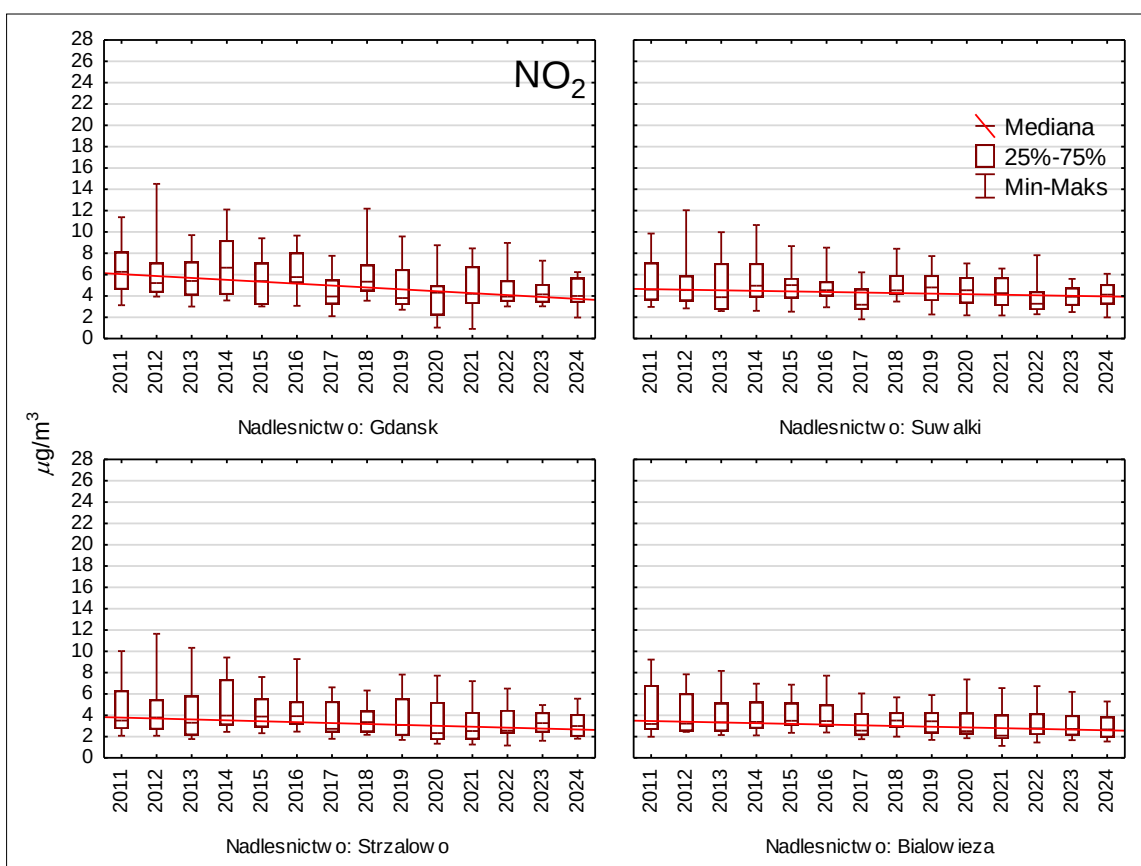
Rycina 12.1. Stężenia dwutlenku siarki w Polsce północnej i północno-wschodniej w latach 2011–2024



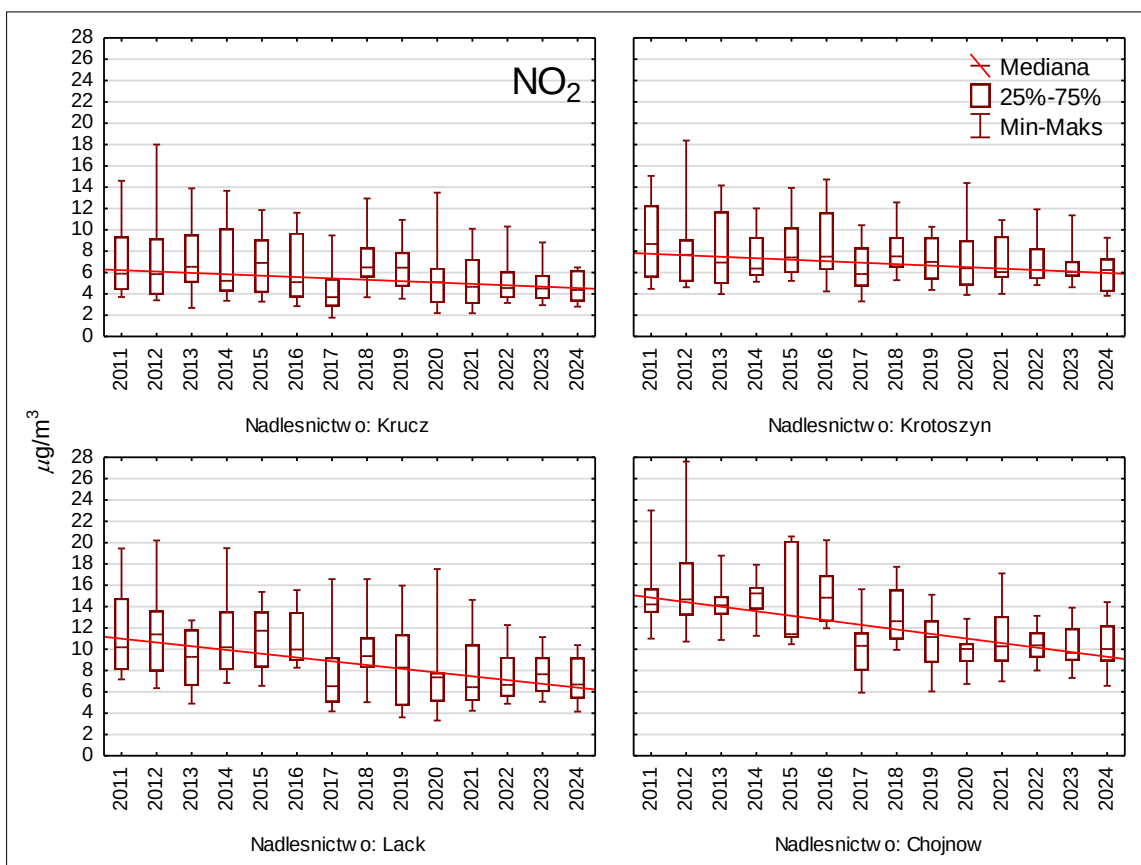
Rycina 12.2. Stężenia dwutlenku siarki w Polsce centralnej w latach 2011–2024



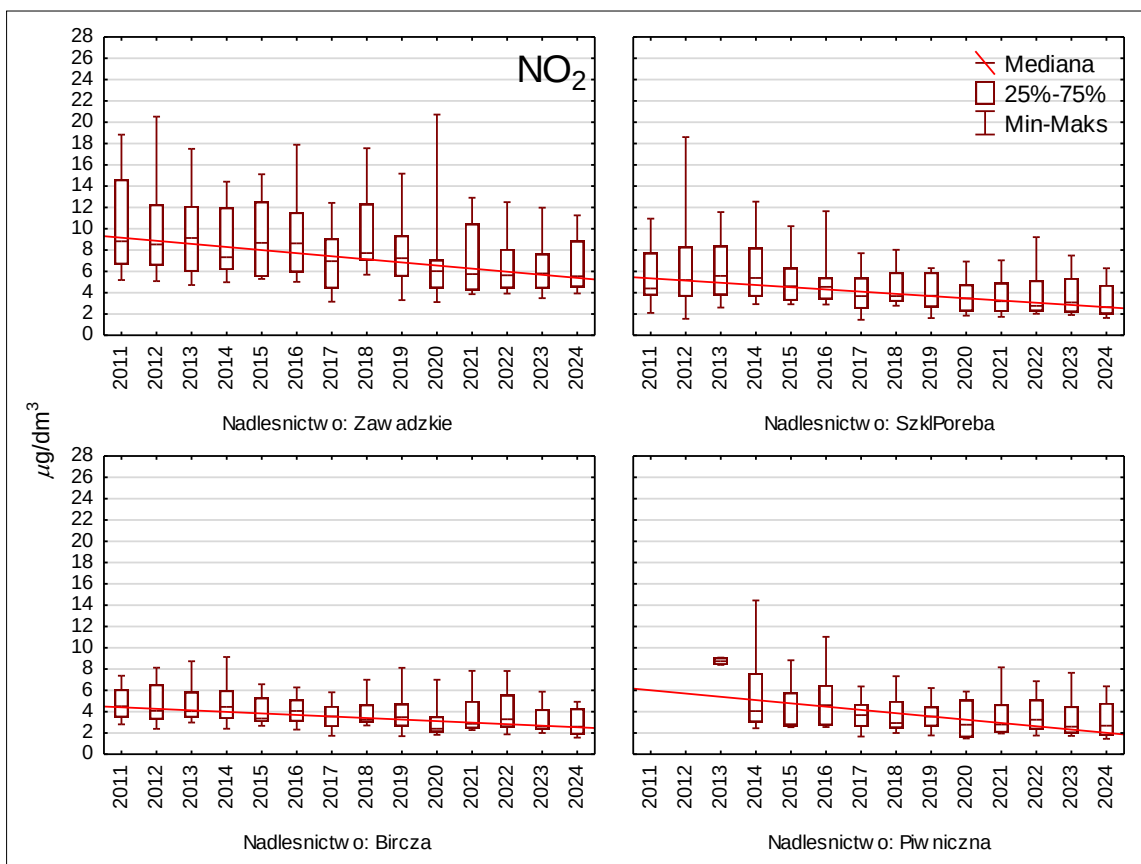
Rycina 12.3. Stężenia dwutlenku siarki w Polsce południowej w latach 2011–2024



Rycina 12.4. Stężenia dwutlenku azotu w Polsce północnej i północno-wschodniej, lata 2011–2024



Rycina 12.5. Stężenia dwutlenku azotu w Polsce centralnej w latach 2011–2024



Rycina 12.6. Stężenia dwutlenku azotu w Polsce południowej w latach 2011–2024

Na otwartej przestrzeni i w drzewostanach na większości powierzchni pH opadów wykazywało istotny ($p \leq 0,05$) trend rosnący, co można uznać za zjawisko pozytywne. Wyjątkiem były powierzchnie świerkowe w Piwnicznej (w drzewostanie) i Suwałkach (na otwartej przestrzeni), a także powierzchnia sosnowa w Białowieży (na otwartej przestrzeni), gdzie nie zaobserwowano trendu. Wzrostowi pH opadów towarzyszyło zmniejszanie się depozycji siarki w formie siarczanów (VI): depozycja $S-SO_4^{2-}$ na wszystkich powierzchniach na otwartej przestrzeni oraz pod okapem wykazywała tendencję malejącą.

Depozycja mineralnych związków azotu w mniejszym stopniu niż $S-SO_4^{2-}$ podlegała trendom i choć przeważnie ulegała zmniejszeniu, zdarzały się lokalizacje o wzrastającej depozycji azotu. Trendy wzrostu depozycji $N-NO_3^-$ wykryto pod okapem i na otwartej przestrzeni w Białowieży, zaś trendy spadkowe w obu typach opadów w Birczy, Łącku, Chojnowie i Szklarskiej Porębie oraz w opadach docierających do koron drzew w Gdańsku, Krotoszynie, Strzałowie, Kruczu i Piwnicznej. Depozycja formy zredukowanej azotu ($N-NH_4^+$) istotnie malała na licznych SPO MI, szczególnie w buczynach w Gdańsku i w Birczy, w dąbrowie w Krotoszynie oraz w drzewostanach iglastych w Suwałkach i Zawadzkiem. W Kruczu depozycja na otwartej przestrzeni malała, natomiast pod okapem obserwowano istotny trend wzrostowy.

Wszelkie trendy wielkości depozycji na przestrzeni ostatnich lat w niewielkim stopniu znajdowały odzwierciedlenie w zmianach składu chemicznego roztworów glebowych. W roztworach glebowych kwasowość zmniejszała się na obu głębokościach tylko w Gdańsku (buk), Szklarskiej Porębie i Piwnicznej (świerk) oraz w Chojnowie (sosna). W Szklarskiej Porębie i Gdańsku można to powiązać z istotnie rosnącymi trendami wzrostu pH opadów, malejącą depozycją związków siarki ($S-SO_4^{2-}$) i do pewnego stopnia azotu oraz rosnącą zasadowością opadów. Dzięki temu, że badania w Chojnowie (sosna) rozpoczęto wcześniej (w 2004 roku), niż na pozostałych SPO MI długość serii danych pozwoliła na wykrycie niewielkiego rosnącego trendu wartości pH na głębokości 25 cm i 50 cm, zapewne związanego z malejącym stężeniem jonów siarczanowych (VI) w roztworach glebowych. Towarzyszy temu zjawisku spadek stężeń glinu i wapnia. Sygnały te mogą wskazywać na to, że warunki glebowe w Chojnowie ulegają niewielkiej poprawie, zauważalnej początkowo w górnej części profilu gleby, a z upływem czasu, od 2023 roku, sięgającej w głąb profilu glebowego. Wskaźnik pH wykazywał niewielki trend rosnący również na głębokości 25 cm w Strzałowie, Zawadzkiem (sosna) i Suwałkach (świerk) oraz na głębokości 50 cm w Kruczu (sosna).

Malejąca depozycja siarki z opadami ($S-SO_4^{2-}$) niekiedy wiąże się z istotnymi trendami spadkowymi w stężeniu jonów siarczanowych w roztworach glebowych. Oprócz powierzchni sosnowej w Chojnowie, stężenia SO_4^{2-} w roztworach glebowych malały także na wszystkich powierzchniach świerkowych (w Suwałkach, Szklarskiej Porębie i Piwnicznej), w dąbrowie w Łącku, w buczynie w Gdańsku, a także w jednym z dwóch badanych poziomów gleby na powierzchniach sosnowych w Strzałowie i Zawadzkiem. Na pozostałych powierzchniach nie zaobserwowano istotnych trendów dla kluczowych wskaźników świadczących o jakości gleby.

Na powierzchni sosnowej w Zawadzkiem (na Śląsku), gdzie notowano w opadach malejącą depozycję związków siarki, w roztworach glebowych stężenia siarki w formie siarczanów (VI) spadają co prawda w górnej warstwie gleby, lecz w jeszcze większym stopniu rosną na głębokości 50 cm. Nie są obserwowane żadne trendy, które mogłyby świadczyć o poprawie sytuacji środowiska glebowego. Wręcz przeciwnie, stężenia glinu wykazują trend rosnący ($p \leq 0,05$) na głębokości 50 cm, natomiast stężenia wapnia – trend malejący na obu głębokościach gleby. Malejący udział kationów w stosunku do glinu na obu głębokościach gleby wskazuje na pogarszanie się i tak niekorzystnych warunków wzrostu i rozwoju korzeni drzew. Podobnie trend rosnący stężenia glinu wystąpił w drzewostanie sosnowym w Kruczu na głębokości 50 cm oraz dąbrowie w Krotoszynie na głębokości 25 cm, gdzie postępuje silne odgórnie zakwaszenie profilu glebowego, a badania roztworów glebowych nie wskazują na poprawę warunków w płytszej warstwie gleby.

Podsumowanie

U podstaw stworzenia sieci dwunastu powierzchni obserwacyjnych monitoringu intensywnego leżało założenie, że powierzchnie te stanowią reprezentatywną bazę do badań stanu i zagrożeń drzewostanów różnych regionów Polski. Różnice pomiędzy powierzchniami dotyczą warunków fizjogeograficznych, zasobności siedlisk i poziomu antropopresji, także pomiędzy drzewostanami zbliżonymi pod względem składu gatunkowego. Różnorodność warunków znalazła odbicie w mierzonych parametrach jakości powietrza, opadów bezpośrednich, opadów podkoronowych i roztworów glebowych. Prowadzone pomiary mają przede wszystkim umożliwić wyciągnięcie wniosków co do stopnia antropogenicznego zagrożenia ekosystemów zakwaszeniem i eutrofizacją. Podstawowe zagrożenie niosą związki siarki (dwutlenek siarki w powietrzu atmosferycznym i siarczany (VI) w opadach) o działaniu zakwaszającym oraz związki azotu (dwutlenek azotu i inne gazowe formy azotu w powietrzu, jony amonowe, azotany (V) oraz organiczne związki azotu w opadach), działające zarówno zakwaszająco, jak i eutrofizująco.

O występowaniu ryzyka eutrofizacji świadczą zaobserwowane przekroczenia ładunku krytycznego azotu. W ramach prac Centrum Koordynacji dla Wpływów (CCE) przy ICP M&M (International Cooperative Program on Modelling & Mapping) Konwencji LRTAP określono doświadczalne ładunki krytyczne azotu, odnoszące się do maksymalnej wielkości depozycji atmosferycznej azotu, która nie powoduje zmian w strukturze i funkcjonowaniu ekosystemu. W opracowaniu dotyczącym lasów (Bobbink i in. 2022) zestawiono przewidywane skutki przekroczeń ładunków krytycznych dla poszczególnych elementów środowiska leśnego i lasów.

Rozkład przestrzenny ładunków na obszarze Polski wykazuje powiązanie z dostępnością wody glebowej, wynikającą między innymi z sumy opadów. Pas o kierunku równoleżnikowym na obszarze Polski centralnej charakteryzuje się najniższymi ładunkami krytycznymi (około 7–13 kg N ha⁻¹), zaś na obszarach północnych i południowych wielkość ładunków krytycznych jest wyższa, przekraczająca 14 kg N ha⁻¹ (Pecka i Mill 2011).

Dopływ azotu (N_{tot}) do gleb pod okapem w 2024 roku był niższy niż 10 kg N ha⁻¹ w Piwnicznej (7,8 kg N ha⁻¹), Łącku (8,7 kg N ha⁻¹), Strzałowie (9,2 kg N ha⁻¹), Birczy (9,5 kg N ha⁻¹) i Chojnowie (9,7 kg N ha⁻¹). W pozostałych drzewostanach przyjmował wartości od około 10,5–12,0 kg N ha⁻¹ (Gdańsk, Białowieża, Szklarska Poręba i Suwałki), do 14,1–17,2 kg N ha⁻¹ (Zawadzkie, Krotoszyn i Krucz). W puli azotu całkowitego (N_{tot}) od 68 do 83% stanowiły formy mineralne (N-NH₄⁺ i N-NO₃⁻). Wielkość całkowitej depozycji azotu do ekosystemu jest trudna do określenia. Gazowe formy azotu są pobierane przez rośliny z powietrza, podobnie część azotu z opadów jest sorbowana w warstwie koron i za pośrednictwem roślin trafia do ekosystemu. Te wielkości nie są możliwe do określenia bezpośrednio na drodze pomiarów, natomiast można je szacować z użyciem modeli bilansu koronowego. Wyniki badań modelowych wskazują, że w 2024 roku w Krotoszynie całkowita depozycja mineralnych związków azotu mogła przekroczyć nawet 22 kg N ha⁻¹, w Suwałkach 15 kg N ha⁻¹, w Strzałowie, Birczy, Białowieży, Kruczu, Zawadzkim i Gdańsku wyniosła więcej niż 10 kg N ha⁻¹, a jedynie w Łącku, Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Chojnowie spadła poniżej 10 kg N ha⁻¹. Wnioskowanie na podstawie wielkości depozycji pod okapem powoduje niedoszacowanie całkowitej ilości azotu, wnoszonego do ekosystemów leśnych (Hansen i Nielsen 1998, Neiryneck i in. 2007). Zakładając zatem, że całkowita depozycja azotu może być większa, niż wskazują na to wyniki depozycji podkoronowej, na dużej liczbie badanych powierzchni monitoringu intensywnego jest prawdopodobna nadmierna podaż azotu. Całkowita depozycja azotu na każdej badanej powierzchni przekracza w drzewostanach ładunek krytyczny ustalony empirycznie na

poziomie 3-5 kg N rocznie. Wskutek przekroczenia ładunku można spodziewać się niekorzystnych skutków dla życia i funkcjonowania porostów nadrzewnych oraz stymulacji wzrostu glonów wolnożyjących (wg Bobbink i in. 2022).

LITERATURA

- Aber J.D., Nadelhoffer K.J., Steudler P., Melillo J.M., (1989). Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39: 378–386.
- Akselsson C., Ardö J., Sverdrup H. (2004). Critical loads of acidity for forest soils and relationship to forest decline in the northern Czech Republic. *Environmental Monitoring and Assessment* 98: 363–379.
- 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, 2015. DOI 10.1186/s40663-015-0036-5
- Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej Rok 2024 Nr 13 (280) Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy.
- Bobbink, R., Loran, Ch., Tomassen, H. [Eds] (2022). Review and revision of empirical critical loads of nitrogen for Europe. Pp. 358. German Environment Agency, Germany.
- Braun S, de Witte LC, Hopf SE (2020) Auswirkungen des Trockensommers 2018 auf Flächen der Interkantonalen Walddauerbeobachtung. *Schweiz Z Forstwes* 171:270–280
- Büntgen, U., Urban, O., Krusic, P.J. et al. Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. *Nat. Geosci.* 14, 190–196 (2021). <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00698-0>
- 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.
- Degórska, A., Białoskórska, U., & Typiak-Nowak, D., (2011). Metodyczne aspekty pobierania próbek opadów do oznaczania zawartości metali ciężkich. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 12, 21–29.
- 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.
- Geupel, M., Loran, C., Scheuschner, T., Wohlgemuth, L. (2022). CCE Status Report 2022. Coordination Centre for Effects (CCE), German Environment Agency, Dessau, Germany.
- Gundersen, P., & Rasmussen, L. (1995). Nitrogen mobility in a nitrogen limited forest at Klosterhede, Denmark, examined by NH₄NO₃ addition. *Forest Ecology and Management*, 71, 75–88.

- Hansen, B., & Nielsen, K. E. (1998). Comparison of acidic deposition to semi-natural ecosystems in Denmark—coastal heath, inland heath and oak wood. *Atmospheric Environment*, 32(6), 1075–1086.
- Johnson, M. S., & Lehmann, J. (2006). Double-funneling of trees: Stemflow and root-induced preferential flow. *Écoscience*, 13(3), 324–333.
- Kaczorowska Z. (1962). Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. *Przegląd Geograficzny IG PAN* Nr 33.
- 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. *J. Jpn. Soc. Hydrol. Water Resour.* 5 (2), 29–36 (in Japanese with English summary).
- Kowalska, A. & Janek, M. (2009). Precipitation chemistry in a forested study area of the Chojnów Forest District in the years 2004–2007. *Journal of Water and Land Development*, 13a, 283–297.
- 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): 401–7.
- 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. *Ann. For. Sci.*, 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.
- Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, versions 2020–2022, <https://www.icp-forests.net/monitoring-and-research/icp-forests-manual>
- 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.
- Neiryneck, J., Kowalski, A. S., Carrara, A., Genouw, G., Berghmans, P., & Ceulemans, R. (2007). Fluxes of oxidised and reduced nitrogen above a mixed coniferous forest exposed to various nitrogen emission sources. *Environmental Pollution*, 149, 31–43.
- 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.
- Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie poziomów niektórych substancji w powietrzu (Dziennik Ustaw z dn. 5 maja 2021 r., poz. 845).
- Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. (Dz. U. z dn. 5 maja 2021 r., poz. 845)
- Pecka, T. & Mill, W. (2011). Doświadczalne ładunki krytyczne azotu dla ekosystemów łądowych – adaptacja metody CCE do warunków środowiskowych Polski. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 47, 121-132.
- 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 2024, Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2024 [dostęp: 8 maja 2025] https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5515/6/18/1/rocznik_statystyczny_rolnictwa_2024_2.pdf
- Rocznik Statystyczny Województw 2024, Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2024 [dostęp: 8 maja 2025] https://stat.gov.pl/download/gfx/portalinformacyjny/pl/defaultaktualnosci/5515/4/19/1/rocznik_statystyczny_wojewodztw_2024.pdf
- 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 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* DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- Schwärzel, K., Ebermann, S., & Schalling, N. (2012). Evidence of double-funneling effect of beech trees by visualization of flow pathways using dye tracer. *Journal of Hydrology*, 470-471, 184–192.

- Semenov, M., Bashkin, V., Sverdrup, H. (2001). Critical loads of acidity for forest ecosystems of North Asia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 130: 1193-1198.
- Slootweg, J., Posch, M., Hettelingh, J.-P., & Mathijssen, L. (Eds.) (2014). *Modelling and Mapping impacts of atmospheric deposition on plant species diversity in Europe: CCE Status Report 2014*, Coordination Centre for Effects, www.wge-cce.org
- 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 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.