



INSTYTUT BADAWCZY LEŚNICTWA



**STAN ZDROWOTNY
LASÓW POLSKI
W 2021 ROKU**

Sękocin Stary, październik 2023



INSTYTUT BADAWCZY LEŚNICTWA
ZAKŁAD ZARZĄDZANIA ZASOBAMI LEŚNYMI

Symbole : UKD 630* - 4
PKT 60.29.00
LKO 122;416.16

STAN ZDROWOTNY LASÓW POLSKI W 2021 ROKU

Synteza raportu z badań monitoringu lasów pt.

„Stan zdrowotny lasów w Polsce w 2021 roku na podstawie badań monitoringowych”

Rodzaj sprawozdania: **etapowe**

Zlecniodawca: **Główny Inspektorat Ochrony Środowiska**

Nr tematu: **540403**

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

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



Sfinansowano ze środków
Narodowego Funduszu
Ochrony Środowiska
i Gospodarki Wodnej



**Główny Inspektorat
Ochrony Środowiska**

na zamówienie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Kierownik projektu: **Paweł Lech**

Zespół autorski: **Andrzej Boczoń, Robert Hildebrand, Leszek Kluźński,
Anna Kowalska, Paweł Lech, Jadwiga Małachowska, Grzegorz Zajączkowski**

Kierownik Zakładu:

Dyrektor Instytutu:

Sękocin Stary, październik 2023

Spis treści

Wstęp - Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski.....	5
Część I. Program monitoringu lasów	6
1. Program monitoringu lasów na SPO I rzędu w 2021 roku - Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski	6
Część II. Monitoring lasów na Stałych Powierzchniach Obserwacyjnych I rzędu.....	9
2. Ocena stanu zdrowotnego monitorowanych gatunków drzew w 2021 roku i porównanie w latach 2012-2021 - <i>Jadwiga Małachowska, Paweł Lech, Grzegorz Zajączkowski..</i>	10
2.1. Zróżnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków ogółem w kraju w 2021 r. oraz w dziesięcioleciu 2012-2021.....	11
2.2. Zróżnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew w zależności od wieku – 2021 r.....	16
2.3. Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) według lokalizacji powierzchni badawczych – 2021 rok.....	18
3. Ocena uszkodzeń drzew na SPO I rzędu w 2021 roku - <i>Paweł Lech</i>	24
3.1. Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków, wieku oraz lokalizacji powierzchni badawczych	25
3.2. Charakterystyka uszkodzeń pod względem lokalizacji w obrębie drzewa, występujących symptomów i głównych kategorii czynników sprawczych.....	27
4. Warunki wodne gleb na terenach leśnych Polski w 2021 r. - <i>Andrzej Boczoń,</i> <i>Robert Hildebrand</i>	34
5. Stałe Powierzchnie Obserwacyjne Monitoringu Lasów na obszarach Natura 2000 - <i>Robert Hildebrand</i>	39

Część III. Badania na Stałych Powierzchniach Obserwacyjnych Monitoringu	
Intensywnego (SPO MI).....	42
6. Warunki pogodowe na powierzchniach SPO MI w 2021 roku - <i>Leszek Kluziński</i>	43
7. Stężenie NO ₂ i SO ₂ w powietrzu na terenach leśnych - <i>Anna Kowalska</i>	48
7.1. Dwutlenek siarki	49
7.2. Dwutlenek azotu.....	50
7.3. Depozycja gazowych związków siarki i azotu.....	52
8. Wielkość depozytu wnoszonego z opadami atmosferycznymi na terenach leśnych - <i>Anna Kowalska</i>	54
9. Opady podkoronowe oraz spływ po pniu - <i>Anna Kowalska</i>	59
9.1. Opady podkoronowe	60
9.2. Spływ po pniu w drzewostanach bukowych	65
10. Roztwory glebowe - <i>Anna Kowalska</i>	66
11. Zmiany stężeń zanieczyszczeń gazowych oraz składu roztworów glebowych po roku 2010 - <i>Anna Kowalska</i>	70
12. Literatura	76

WSTĘP - PAWEŁ LECH, GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI

Badania monitoringowe prowadzone są w Polsce w sieciach 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 one 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 Air Convention (konwencja o transgranicznym rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń powietrza na dalekie odległości, Genewa 1979) i dostarczają niezbędnych informacji do raportowania do Unii Europejskiej w ramach dyrektywy o dopuszczalnych poziomach emisji gazowych zanieczyszczeń (NEC Directive).

Deficyt wody dostępnej dla drzew pozostawał w ostatnich latach głównym czynnikiem kształtującym stan zdrowotny lasów w Polsce. Dostępność wody była na terenach leśnych w 2021 roku największa od przynajmniej 10 lat. Podobnie jak w roku poprzednim warunki wilgotnościowe były dużo korzystniejsze niż w latach ekstremalnie suchych i gorących: 2015 i 2018. Wykonane analizy klimatycznego bilansu wody całego roku wykazały brak niedoborów wody, a na znacznych obszarach występował nawet nadmiar wilgoci. W okresie wegetacyjnym niedobory wilgoci, występowały tylko w południowej Wielkopolsce i w rejonie Puszczy Białowieskiej. Znacząca poprawa warunków wilgotnościowych oraz niższe średnie temperatury w 2021 roku skutkowały zmniejszeniem średniej defoliacji większości głównych lasotwórczych gatunków drzew oraz mniejszą liczbą drzew zmarłych i usuniętych.

Badania monitoringowe prowadzone na powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI) w 2021 roku potwierdziły trend zmniejszania się koncentracji zanieczyszczeń powietrza. Na każdej z badanych SPO MI w okresie 2011–2021 zanotowano spadek stężenia dwutlenku siarki. Również stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie wykazywały trend spadkowy. Niższym koncentracjom zanieczyszczeń powietrza towarzyszył wzrost wartości pH opadów oraz spadek depozycji związków siarki. Depozycja związków azotu w znacznie mniejszym stopniu niż depozycja związków siarki podlegała trendom i trudno jest wskazać kierunek zmian na terenie Polski. 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.

Prowadzone na SPO MI pomiary służą ocenie stopnia antropogenicznego zagrożenia ekosystemów zakwaszeniem i eutrofizacją, jako pochodna 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 CO₂ 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. Może to powodować w dłuższej perspektywie niedobory w zaopatrzeniu drzew w związki odżywcze i być przyczyną ich niestabilności.

W sytuacji postępujących zmian klimatycznych jedynym racjonalnym działaniem podejmowanym w celu utrzymania stabilności drzewostanów i podniesienia ich odporności na stresy w dłuższym okresie są zabiegi hodowlane prowadzące do minimalizacji ryzyka ekologicznego przez zwiększenie różnorodności gatunkowej drzewostanów. Z punktu widzenia zwiększania akumulacji CO₂ w biomase, korzystne byłoby szersze wykorzystanie odnowień naturalnych i podsadzeń oraz ograniczenie zrębów zupełnych, które wymagają pełnego przygotowania gleby powodującego uwalnianie CO₂ z szybko rozkładającej się materii organicznej.

CZĘŚĆ I. PROGRAM MONITORINGU LASÓW

1. PROGRAM MONITORINGU LASÓW NA SPO I RZĘDU W 2021 ROKU - PAWEŁ LECH, GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI

Monitoring lasów (ML) ma na celu określenie zmienności przestrzennej i czasowej stanu zdrowotnego lasów oraz tendencji i dynamiki zmian zachodzących w ekosystemach leśnych Polski. W 2021 roku kontynuowano realizację długookresowych celów monitoringu lasów, takich jak:

- określenie rozkładu przestrzennego stanu zdrowotnego drzewostanów,
- porównanie stanu zdrowotnego lasów wyróżnionych kategoriami własności,
- analiza związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy zdrowotnością lasów a czynnikami środowiska,

- identyfikacja głównych symptomów i przyczyn (biotycznych i abiotycznych) uszkodzeń drzew,
- określenie trendów zmian stanu zdrowotnego lasów w dziesięcioleciu 2012–2021.

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 (sieć powierzchni 8 x 8 km) oraz na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu (nieregularna sieć 148 powierzchni z czterema głównymi gatunkami lasotwórczymi drzew: sosny, świerka, dębu i buka).

Rozszerzony zakres badań, pomiarów i obserwacji wykonuje się na stałych powierzchniach obserwacyjnych II rzędu. Badania wykonuje się w cyklu 4-5 letnim, są to: badania glebowe, określenie składu chemicznego igliwia bądź liści, badania roślinności runa i odnowień naturalnych oraz pomiary dendrometryczne.

Ponadto na stałych powierzchniach monitoringu intensywnego (SPO MI) wykonuje się 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).

W 2021 roku realizowano następujące badania, pomiary i obserwacje:

SPO I rzędu oraz SPO II rzędu

1. Monitoring stanu zdrowotnego drzewostanów – przeprowadzony na 2071 SPO I rzędu oraz 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 2071 SPO I rzędu 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. Pobór próbek aparatu asymilacyjnego z drzew stojących – przeprowadzony na 133 SPO II rzędu. Z wybranych drzew czterech głównych lasotwórczych gatunków (sosny,

świerka, dębu i buka) pobrano 125 próbek liści oraz 1078 próbek igieł (osobno dwu ostatnich roczników).

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 [dm^3/m^3], promieniowania całkowitego [W/m^2], 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 były na terenach leśnych, w miejscach oddalonych od ściany lasu o co najmniej 50 m. Każdy punkt pomiarowy wyposażony był w 3 zmodyfikowane pasywne próbniki Amaya-Krochmala umieszczone około 2,5 m nad powierzchnią gruntu, wymieniane co miesiąc. Pomiar koncentracji SO_2 i NO_2 [$\mu\text{g m}^{-3}$] wykonywano metodą chromatografii jonowej.

6. Monitoring depozytu zanieczyszczeń na otwartej przestrzeni – przeprowadzony na 12 SPO MI. Punkty poboru próbek opadów zlokalizowane były w punktach pomiaru zanieczyszczeń gazowych. Kolektory umieszczano na wysokości około 2 m nad gruntem: latem były to pojemniki 5-litrowe wykonane z tworzywa chroniącego przed nagrzewaniem i dostępem światła słonecznego, zimą – otwarte pojemniki plastikowe 10-litrowe. Pobór próbek wykonywany był w cyklu miesięcznym.

7. Monitoring chemizmu opadów podkoronowych (w tym spływu po pniu) – obejmował pomiary na 12 SPO MI. Na każdej powierzchni w okresie letnim w cyklu miesięcznym pobierano próbki z 25 chwytników podkoronowych. Na dwóch SPO MI w drzewostanach bukowych pobierano również próbki spływu po pniu.

8. Monitoring chemizmu roztworów glebowych – przeprowadzony na 12 SPO MI. Wykonywano pobór próbek z 20 lizymetrów (rozmieszczonych po 10 na każdej z dwóch głębokości: 25 i 50 cm) w cyklu miesięcznym.

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),

określenie stężeń metali: Ca, Mg, K, Na, Al, Fe, Mn [mg l^{-1}] (metodą emisyjnej spektrofotometrii atomowej ICP-OES), stężeń jonów: NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} [mg l^{-1}] (metodą chromatografii jonowej), stężeń 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).

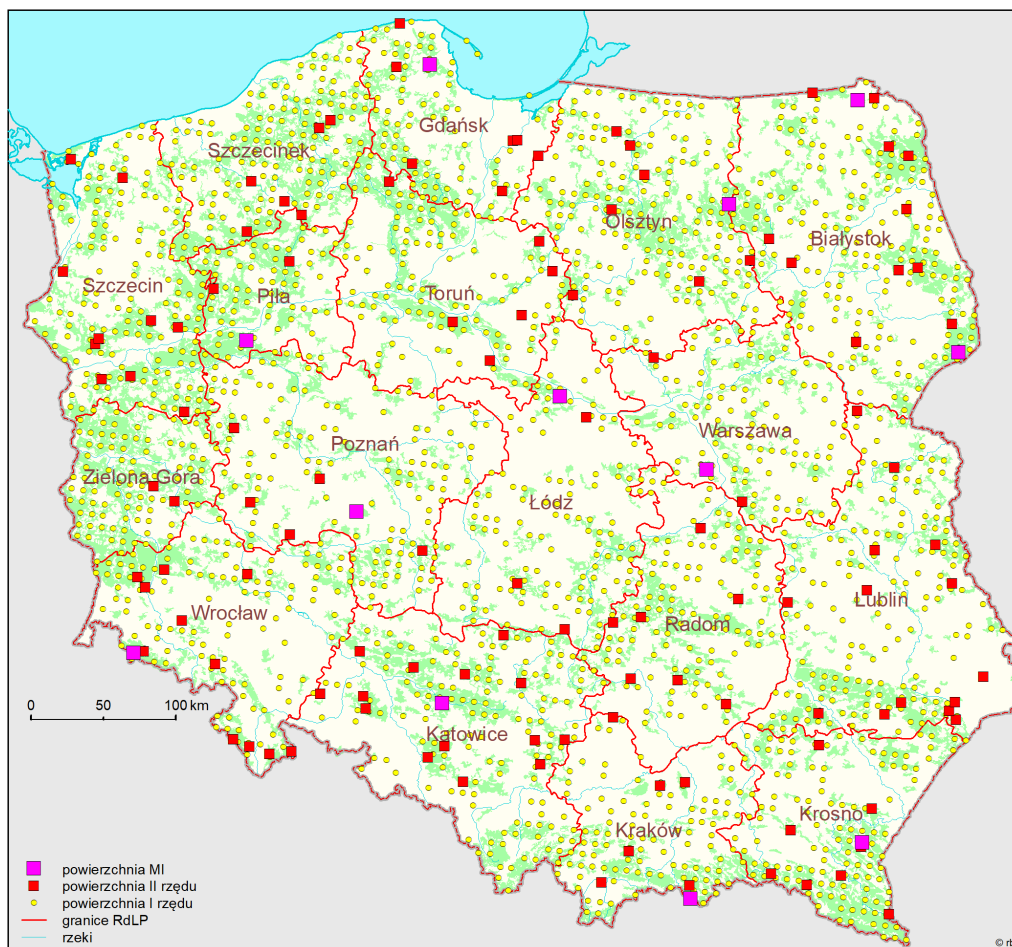
Analizy chemiczne pobranych liści i igieł oraz próbek opadów i roztworów zostały wykonane w Laboratorium Chemii Środowiska Przyrodniczego IBL, które posiada certyfikat akredytacji nr AB 740 wydany przez Polskie Centrum Akredytacji. Zakres akredytacji obejmuje badania chemiczne gleb, materiału roślinnego oraz wody, a także badania właściwości fizycznych gleb i wody.

CZEŚĆ II. MONITORING LASÓW NA STAŁYCH POWIERZCHNIACH OBSERWACYJNYCH I RZĘDU

W 2021 roku przeprowadzono obserwacje na 2068 SPO I rzędu (ryc. 1.1). 1411 powierzchni znajduje się w lasach będących w zarządzie Lasów Państwowych, 526 powierzchni – w lasach będących własnością osób fizycznych, 36 powierzchni – w granicach parków narodowych, 95 powierzchni – w lasach pozostałych form własności.

Liczba powierzchni w lasach wszystkich form własności zawiera się w przedziale: 1) w układzie krain przyrodniczo-leśnych: od 40 w Krainie Sudeckiej do 491 w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej, 2) w układzie rdLP: od 69 w RDLP w Pile do 177 w RDLP w Olsztynie, 3) w układzie województw: od 41 w województwie opolskim do 216 w województwie mazowieckim.

Liczby powierzchni wg gatunku panującego w drzewostanie wynoszą: powierzchnie z dominacją sosny – 1224, świerka – 87, jodły – 49, innych iglastych – 22, buka – 82, dębu – 147, brzozy – 192, olszy – 152 oraz innych liściastych – 113.



Rycina 1.1. Rozmieszczenie stałych powierzchni obserwacyjnych I i II rzędu oraz powierzchni monitoringu intensywnego (MI) w regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych w 2021 roku

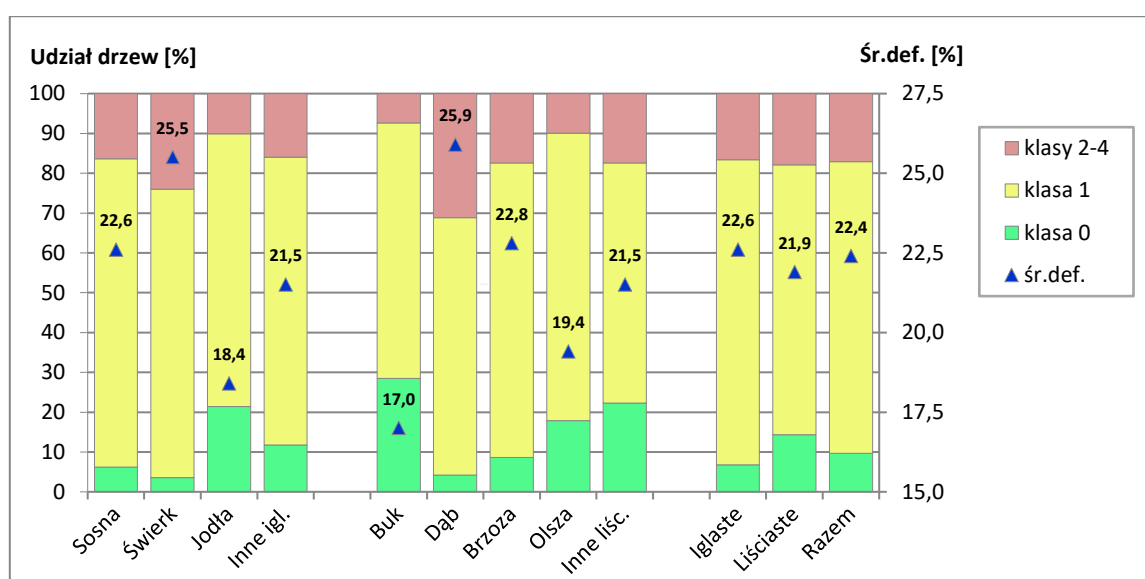
2. OCENA STANU ZDROWOTNEGO MONITOROWANYCH GATUNKÓW DRZEW W 2021 ROKU I PORÓWNANIE W LATACH 2012-2021 -

JADWIGA MAŁACHOWSKA, PAWEŁ LECH, GRZEGORZ ZAJĄCZKOWSKI

Parametrami oceny kondycji zdrowotnej gatunków drzew są następujące charakterystyki: procentowy udział drzew zdrowych (klasa defoliacji 0, procent defoliacji od 0 do 10%), procentowy udział drzew z klas defoliacji 2 do 4 (defoliacja > 25% i drzewa martwe) oraz średnia defoliacja. Klasa ostrzegawcza (klasa 1, lekka defoliacja, od 11 do 25% defoliacji), będąca dopełnieniem dającym w sumie 100% drzew (po zsumowaniu klas 0, 1 i 2 do 4), w większości przypadków nie jest omawiana.

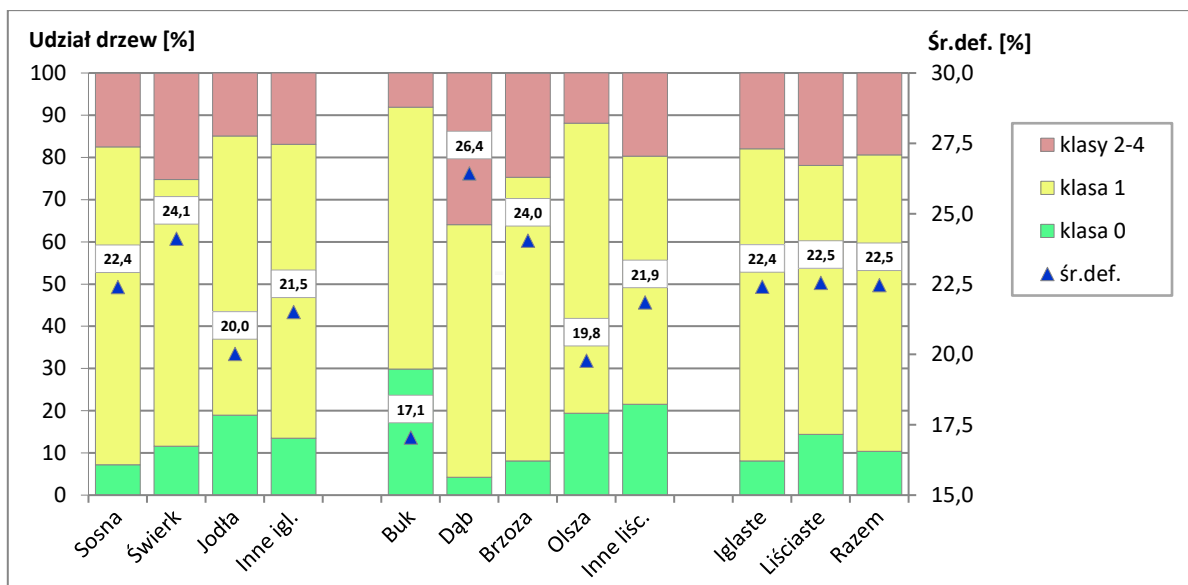
2.1. Zróżnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków ogółem w kraju w 2021 r. oraz w dziesięcioleciu 2012-2021

W 2021 r. średnia defoliacja wszystkich gatunków razem wynosiła 22,4%, iglastych – 22,6%, liściastych – 21,9%. Udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) gatunków razem wynosił 9,7%, udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 17,1%. Gatunki liściaste charakteryzowały się znacznie wyższym udziałem drzew zdrowych (14,3%) oraz nieco wyższym udziałem drzew o osłabionej kondycji (17,9%), niż gatunki iglaste (odpowiednio: 6,8% i 16,6%). Udział drzew w klasie ostrzegawczej (drzewa o defoliacji od 11 do 25%) wynosił: gatunków razem – 73,2%, gatunków iglastych – 76,5%, a gatunków liściastych – 67,8% (ryc. 2.1).

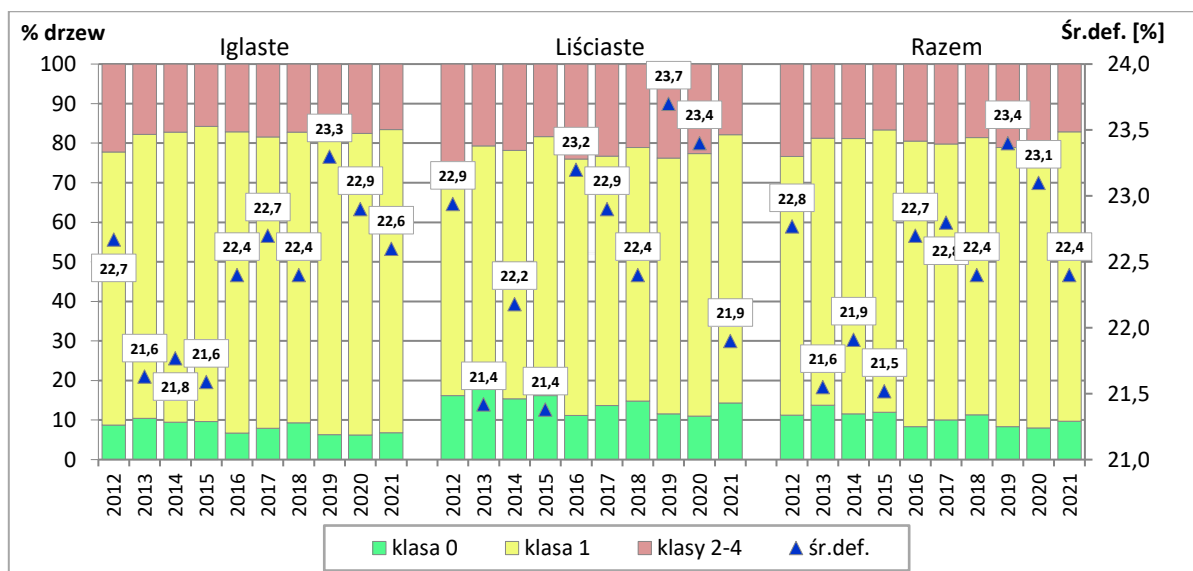


Rycina 2.1. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w 2021 roku

Uśredniona dla dziesięciolecia 2012-2021 wartość średniej defoliacji ‘gatunków razem’ wynosiła 22,5%, gatunków iglastych – 22,4%, a gatunków liściastych – 22,5%. Średni udział drzew o defoliacji do 10% dla ‘gatunków razem’ wynosił 10,4%, a średni udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 19,4%. Gatunki liściaste charakteryzowały się wyższym średnim udziałem drzew zdrowych (14,4%) oraz wyższym średnim udziałem drzew w klasach defoliacji 2-4 (21,9%) niż gatunki iglaste (odpowiednio: 8,1% i 17,9%). Średni udział drzew w klasie ostrzegawczej (drzewa o defoliacji od 11 do 25%) wynosił: ‘gatunków razem’ – 70,2%, gatunków iglastych – 73,9%, a gatunków liściastych – 63,7% (ryc. 2.2).



Rycina 2.2. Średni udział [%] drzew monitorowanych gatunków w klasach defoliacji oraz średnia wartość średniej defoliacji [%] w dziesięcioleciu 2012–2021.



Rycina 2.3. Udział drzew [%] gatunków iglastych, liściastych i razem w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2012–2021.

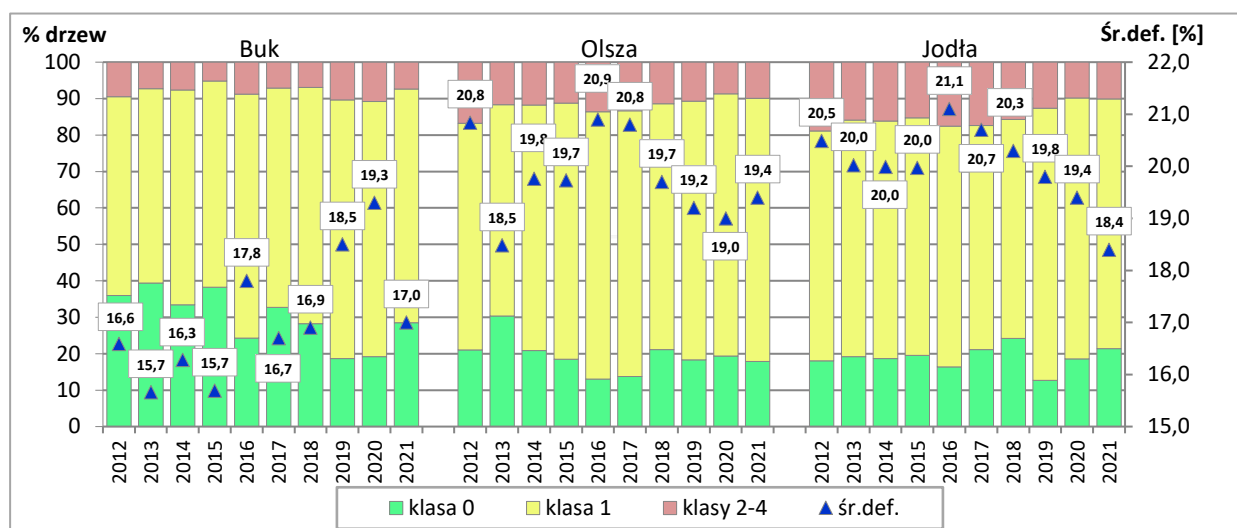
Ogółem w skali kraju najlepszą kondycję drzew gatunków razem obserwowano w latach 2013–2015, najgorszą – w latach 2019–2020 (ryc. 2.3). W latach 2013–2015 udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 11,6 do 13,7%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – od 16,7 do 18,9%, a średnia defoliacja – od 21,5 do 21,9%. W latach 2019 i 2020 porównywane parametry wynosiły odpowiednio: 8,3% i 8,0%, 21,1% i 19,4%, 23,4% i 23,1%.

Zmienność kondycji zdrowotnej drzew w kolejnych latach dziesięciolecia 2012-2021 według grup gatunków

Średnio w dziesięcioleciu 2012-2021 gatunkiem o najlepszej kondycji zdrowotnej był **buk**. Jest to również gatunek, u którego występowała duża zmienność w czasie zarówno udziału

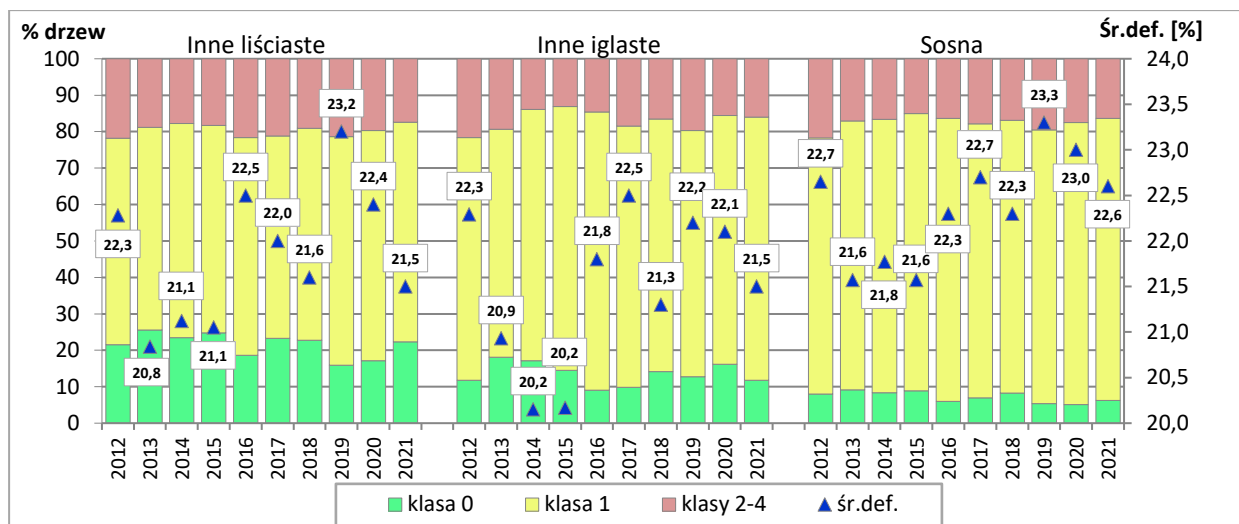
drzew zdrowych jak i średniej defoliacji. Rozpatrując kolejne lata buk charakteryzował się najlepszą kondycją do roku 2018. W latach 2019-2020, na skutek stopniowego pogarszania się kondycji drzew tego gatunku, oraz poprawy w tym okresie stanu koron jodeł i olszy nastąpiło zrównanie poziomu zdrowotności buka z poziomem zdrowotności olszy i jodły. W 2021 roku buk ponownie uzyskał najlepszą lokatę w tym rankingu (ryc. 2.4).

Olsza w dziesięcioleciu charakteryzowała się dobrą kondycją wśród monitorowanych gatunków. W latach 2012, 2016 i 2017 kondycja zdrowotna olszy była gorsza w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia. W 2013 roku stan koron tego gatunku znacznie poprawiła się, w 2014 roku – lekko pogorszyła. W 2016 roku nastąpiło dalsze pogorszenie kondycji olszy, a w 2018 roku – poprawa, w latach 2019–2020 trend poprawy był kontynuowany, w 2021 roku – nie odnotowano znaczących zmian (ryc. 2.4).



Rycina 2.4. Udział [%] buka, olszy i jodły w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2012–2021.

Kondycja **jodły** w dziesięcioleciu była porównywalna z kondycją olszy, a jednocześnie bardziej stabilna w czasie. W 2012 r. jodła charakteryzowała się gorszą kondycją zdrowotną (w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia), w 2013 r. nastąpiła niewielka poprawa i do 2015 roku nie odnotowano dalszych zmian. W 2016 roku kondycja jodły uległa pogorszeniu, przez następne lata (2017–2021) następowała stopniowa poprawa (ryc. 2.4).



Rycina 2.5. Udział [%] ‘innych liściastych’, ‘innych iglastych’ i sosny w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2012–2021.

Gatunki ‘inne iglaste’, ‘inne liściaste’ i sosna zaliczone zostały do grupy gatunków o średnim poziomie defoliacji w dziesięcioleciu 2012-2021 (ryc. 2.5).

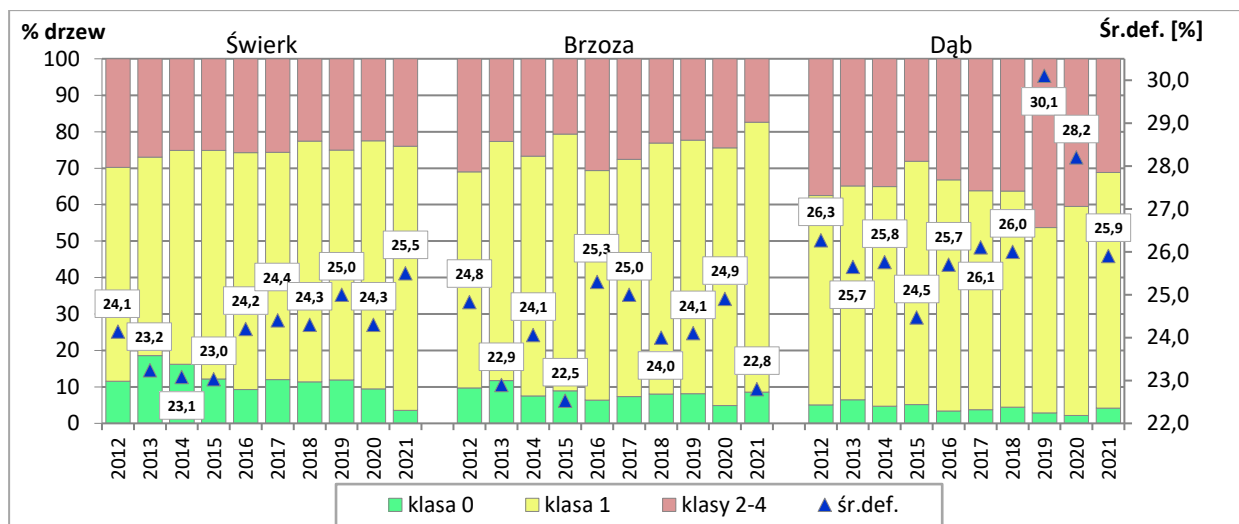
W latach 2012, 2017 i 2019–2020 kondycja drzew z grupy gatunków ‘inne iglaste’ była gorsza (w porównaniu z pozostałymi latami dziesięciolecia), w latach 2013–2015 kondycja drzew była lepsza, a w latach 2018 i 2021 – utrzymywała się na średnim poziomie.

Grupa gatunków ‘inne liściaste’ charakteryzowała się wysokim, w porównaniu z innymi gatunkami, udziałem drzew zdrowych. Udział drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz średnia defoliacja przyjmowały wartości średnie. Dobrą kondycją charakteryzowały się drzewa tej grupy gatunków w latach 2014–2015, najlepszą – w 2013 roku. Gorszą kondycję zanotowano w latach 2016, 2020, najgorszą – w 2019 roku.

Sosna charakteryzowała się średnim poziomem defoliacji, jej kondycja była najmniej zmienna w kolejnych latach dziesięciolecia. Najniższa defoliacja drzew tego gatunku utrzymywała się w latach 2013–2015, a najwyższa – w latach 2019–2020.

Defoliacja **świerka** w dziesięcioleciu była wysoka w porównaniu z innymi gatunkami. Niższa defoliacja drzew tego gatunku utrzymywała się w latach 2013–2015, wysoka – w 2019 roku, najwyższa – w 2021 roku (ryc. 2.6).

Brzoza również charakteryzowała się wysokim poziomem defoliacji w porównaniu z innymi gatunkami. Niższa defoliacja drzew tego gatunku utrzymywała się w latach 2013, 2015 i 2021, wyższa – w latach 2014 i 2018–2019, wysoka – w latach 2012 i 2020, najwyższa – w latach 2016 i 2017 (ryc. 2.6).



Rycina 2.6. Udział [%] świerka, brzozy i dębu w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w latach 2012–2021.

Dąb to gatunek o najsłabszej kondycji w dziesięcioleciu. Jest to również gatunek, u którego występowała duża zmienność w czasie zarówno udziału drzew w klasach defoliacji 2-4, jak i średniej defoliacji. Lepszą, w porównaniu z innymi latami, kondycję dębów odnotowano w 2015 r. W latach 2012, 2017–2018 kondycja dębów była bardzo osłabiona, w latach 2019–2020 – najsłabsza (ryc. 2.6).

W 2021 roku kolejność gatunków od najzdrowszych do najmniej zdrowych, ustalona na podstawie analizy trzech parametrów określających zdrowotność: średniej defoliacji, udziału drzew zdrowych i udziału drzew w klasach defoliacji 2-4 była następująca: buk << jodła < olsza < inne liściaste < inne iglaste < brzoza, sosna << świerk < dąb (ryc. 2.1).

Średnio w dziesięcioleciu 2012-2021 kolejność gatunków od najzdrowszych do najmniej zdrowych była następująca: buk << olsza, jodła < 'inne liściaste', 'inne iglaste', sosna < świerk, brzoza << dąb (ryc. 2.2).

Ogółem w skali kraju najlepszą kondycję drzew gatunków razem obserwowano w latach 2013–2015, najgorszą – w latach 2019–2020 (ryc. 2.3).

W latach 2012–2018 gatunkiem o najlepszej kondycji zdrowotnej był buk. 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 2021 r. buk ponownie uzyskał najlepszą lokatę w tym zestawieniu (ryc. 2.4).

Przez cały okres dziesięciolecia wśród gatunków iglastych najzdrowsza była jodła, a najbardziej uszkodzony był świerk, natomiast wśród gatunków liściastych najzdrowszy był buk (w latach 2019-2020 razem z olszą), a najbardziej uszkodzony – dąb. Sosna charakteryzowała najbardziej stabilną kondycją zdrowotną.

2.2. Zróźnicowanie kondycji zdrowotnej monitorowanych gatunków drzew w zależności od wieku – 2021 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 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).

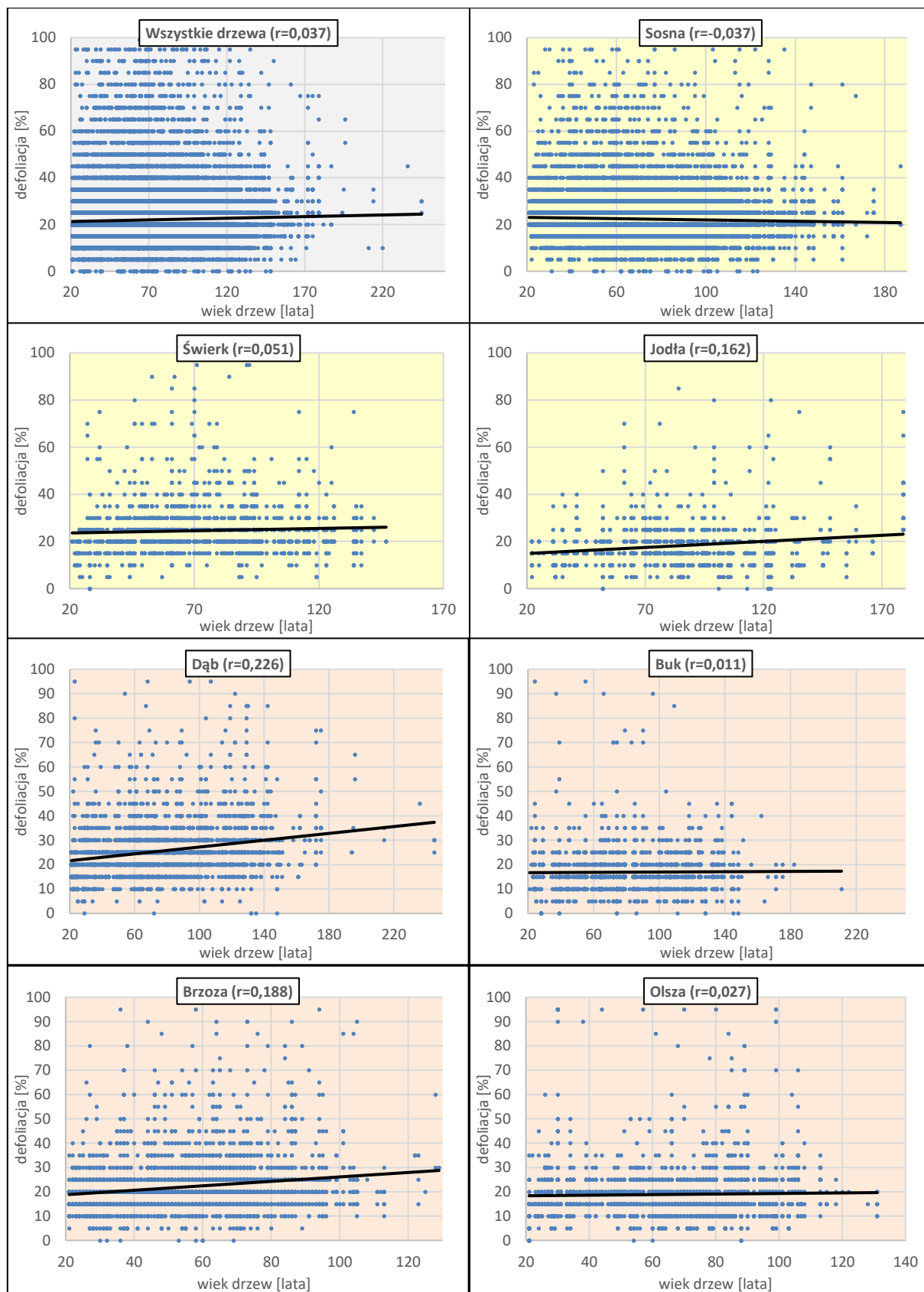
W 2021 roku ogółem dla wszystkich drzew objętych obserwacjami udział drzew zdrowych (do 10% defoliacji) wynosił 9,7%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (powyżej 25% defoliacji i drzewa martwe) – 17,1%, a średnia defoliacja – 22,4%. Wśród drzew młodszych zanotowano 10,0% drzew zdrowych, 16,8% drzew w klasach defoliacji 2-4, a średnia defoliacja wynosiła 22,4%. Wśród drzew starszych udział drzew zdrowych wynosił 9,4%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – 17,3%, a średnia defoliacja – 22,4%.

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 zależności pomiędzy kondycją zdrowotną drzew a ich wiekiem.

W odniesieniu do gatunków ‘iglastych razem’ występowała nieznaczna poprawa kondycji zdrowotnej drzew wraz z wiekiem. Natomiast w grupie gatunków ‘liściastych razem’ odwrotnie, występowało niewielkie pogarszanie kondycji zdrowotnej drzew wraz z wiekiem. Analiza regresji badająca zależność defoliacji wszystkich drzew od wieku wykazała bardzo słabą pozytywną zależność, która jednakże była statystycznie istotna (ryc. 2.7).

Wśród **gatunków iglastych** niewielką poprawę kondycji wraz ze wzrostem wieku zaobserwowano jedynie u sosny. U pozostałych grup gatunków występował trend pogarszania się kondycji wraz ze wzrostem wieku, silniej wyrażony u jodły, słabiej – u świerka, i ‘innych iglastych’. Analiza regresji wykazała, że w przypadku sosny i świerka takiej zależności pomiędzy defoliacją drzew i wiekiem nie było, natomiast w przypadku jodły była ona słaba i pozytywna, ale statystycznie istotna (ryc. 2.7).

Wśród **gatunków liściastych** duży spadek kondycji wraz ze wzrostem wieku zaobserwowano u dębów oraz u brzozy, mniejszy – w grupie gatunków ‘inne liściaste’. U buka i olszy powyższa zależność nie wystąpiła. Podobne wyniki dała analiza regresji – pozytywną ale słabą zależność defoliacji od wieku stwierdzono dla dębu, brzozy, buka oraz najsłabszą, ale wciąż statystycznie istotną dla olszy (ryc. 2.7).



Rycina 2.7. Defoliacja sosny, świerka, jodły, dębu, buka, brzozy, olszy i wszystkich drzew łącznie w zależności od wieku w 2021 r.

Analiza regresji badająca zależność defoliacji wszystkich drzew od wieku wykazała bardzo słabą statystycznie istotną pozytywną zależność. Wśród gatunków iglastych: w przypadku sosny i świerka takiej zależności pomiędzy defoliacją drzew i wiekiem nie było, natomiast w przypadku jodły była ona słaba i pozytywna. Wśród gatunków liściastych: statystycznie istotną pozytywną, ale słabą zależność defoliacji od wieku stwierdzono dla dębu, brzozy i buka oraz najsłabszą – dla olszy.

2.3. Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) według lokalizacji powierzchni badawczych – 2021 rok

Kondycja zdrowotna drzew w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych

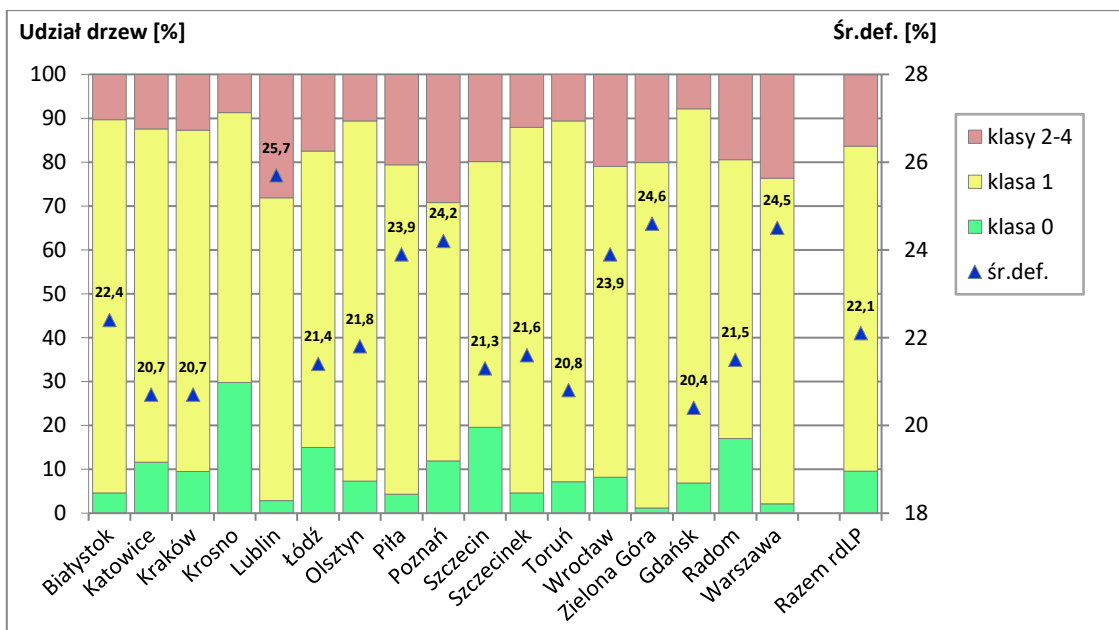
Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach w RDLP w Krośnie. Udział drzew zdrowych był najwyższy w zestawieniu i wynosił 29,8%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 był równy 8,8%, a średnia defoliacja, najniższa w zestawieniu, wynosiła 17,0% (ryc. 2.8). Dobry stan zdrowotny drzew zarejestrowano w lasach w RDLP w Katowicach, Gdańsku, Krakowie, Szczecinie i Toruniu. Udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 6,9 do 19,6%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – od 7,8 do 19,9%, a średnia defoliacja – od 20,4 do 21,3%.

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach w rdLP w Łodzi, Olsztynie i Radomiu (od 7,3 do 17,0% drzew zdrowych, od 10,6 do 19,4% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 21,4 do 21,8% średniej defoliacji).

Średnią kondycję zdrowotną drzew zanotowano w lasach w rdLP w Białymstoku i Szczecinku (4,6% drzew zdrowych, 10,3% i 12,1% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz 22,4% i 21,6% średniej defoliacji).

Lasy w RDLP we Wrocławiu, Pile, Poznaniu, Zielonej Górze i Warszawie charakteryzowały się osłabioną kondycją drzew. Udział drzew zdrowych zawierał się w przedziale od 1,2 do 11,9%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 – od 20,1 do 29,2%, a średnia defoliacja – od 23,9 do 24,6%.

Najsłabszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach w RDLP w Lublinie. Zanotowano tu 2,9% drzew zdrowych, 28,1% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz najwyższą w zestawieniu średnią defoliację – 25,7%.



Rycina 2.8. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych (lasy w zarządzie LP) w 2021 r.

Regionalne dyrekcje Lasów Państwowych uszeregowane grupami, według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach (2021 rok), od najzdrowszych do najmniej zdrowych: Krosno << Katowice, Gdańsk, Kraków, Szczecin, Toruń < Łódź, Olsztyn, Radom < Białystok, Szczecinek < Wrocław, Piła, Poznań, Zielona Góra, Warszawa < Lublin.

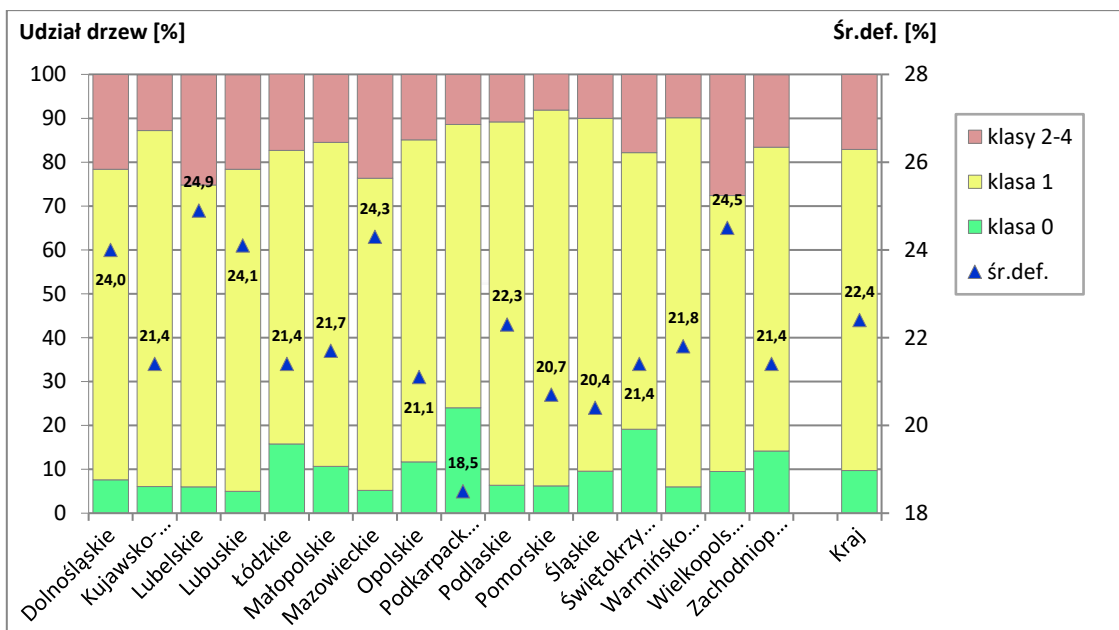
Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie województw

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach województwa podkarpackiego, gdzie zarejestrowano najwyższy w zestawieniu udział drzew zdrowych (24,0%), 11,4% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz najniższą średnią defoliację (18,5%) (ryc. 2.9).

Dobłą kondycję zdrowotną drzew obserwowano w lasach województwa pomorskiego i śląskiego, gdzie udział drzew zdrowych wynosił 6,2% i 9,6%, udział drzew o defoliacji powyżej 25% – 8,2% i 10,0%, a średnia defoliacja – 20,7% i 20,4%.

Niewiele gorszą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województwa warmińsko-mazurskiego, podlaskiego i kujawsko-pomorskiego, gdzie występowało od 6,0 do 6,4% drzew zdrowych, od 9,9 do 12,7% drzew w klasach defoliacji 2-4, a średnia defoliacja wynosiła od 21,4 do 22,3%.

Średnią kondycję drzew obserwowano w lasach województwa opolskiego, łódzkiego, świętokrzyskiego, małopolskiego i zachodniopomorskiego (od 10,7 do 19,1% drzew zdrowych, od 14,9 do 17,8% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 21,1 do 21,7% średniej defoliacji).



Rycina 2.9. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie województw w 2021 r.

Oslabioną kondycją zdrowotną charakteryzowały się drzewa w lasach: województwa dolnośląskiego i lubuskiego. Udział drzew zdrowych wynosił 7,6% i 5,0%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 był równy 21,6% i 21,5%, a średnia defoliacja – 24,0% i 24,1%.

Bardzo słabą kondycją charakteryzowały się drzewa w lasach województwa mazowieckiego i lubelskiego, gdzie zanotowano niskie udziały drzew zdrowych (5,2% i 6,0%), wysokie udziały drzew w klasach defoliacji 2-4 (23,7% i 25,1%) oraz najwyższą średnią defoliację (24,3% i 24,9%).

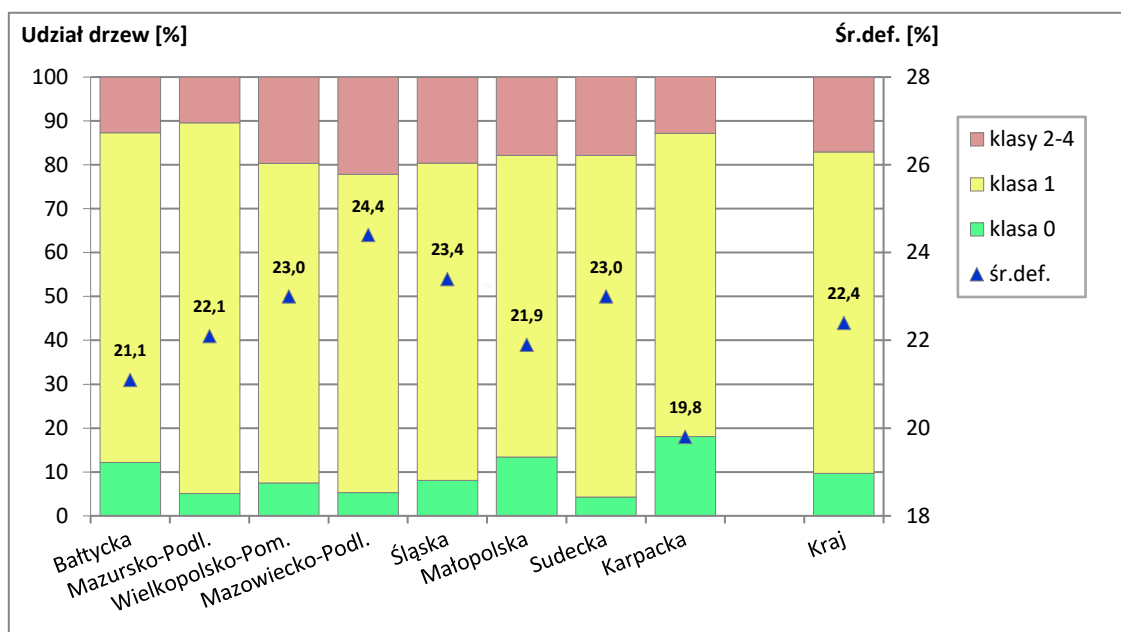
Najgorszą kondycję zdrowotną drzew obserwowano w lasach województwa wielkopolskiego (9,5% drzew zdrowych, 27,6% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz średnia defoliacja równa 24,5%).

Województwa uszeregowane grupami według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach (2021 rok) od najzdrowszych do najmniej zdrowych: podkarpackie < pomorskie, śląskie < warmińsko-mazurskie, podlaskie, kujawsko-pomorskie < opolskie, łódzkie, święto-krzyskie, małopolskie, zachodniopomorskie < dolnośląskie, lubuskie < mazowieckie, lubelskie < wielkopolskie

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

Najzdrowsze okazały się drzewa w lasach Krainy Karpackiej, zanotowano tam najwyższy w porównaniu z innymi krainami udział drzew zdrowych (18,1%), niski udział drzew w klasach defoliacji 2-4 (12,9%) i najniższą średnią defoliację (19,8%) (ryc. 2.10).

Dobłą kondycję drzew zanotowano w lasach w krainach: Bałtyckiej, Małopolskiej i Mazursko-Podlaskiej, gdzie udział drzew zdrowych wynosił od 5,1 do 13,4%, udział drzew w klasach defoliacji 2-4 wynosił od 10,4 do 17,9%, a średnia defoliacja: od 21,1 do 22,1%.



Rycina 2.10. Udział drzew [%] monitorowanych gatunków łącznie w klasach defoliacji oraz średnia defoliacja [%] w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2021 r.

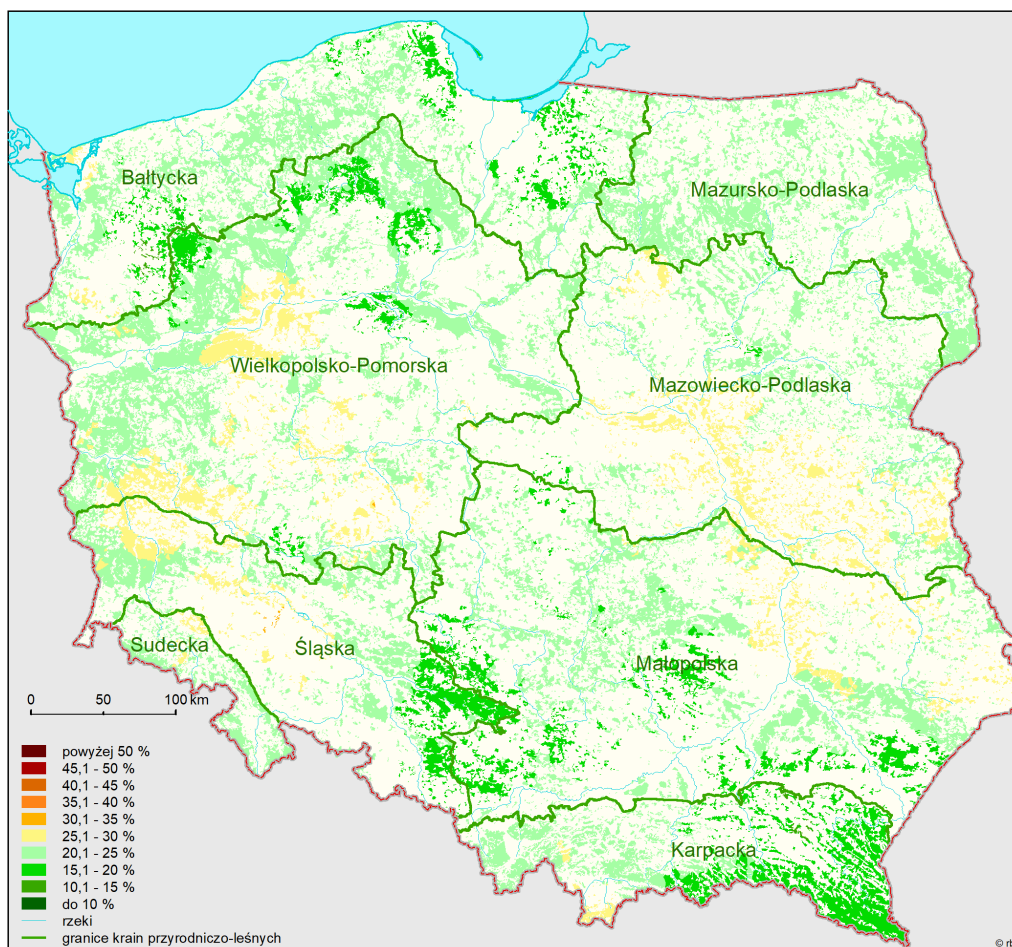
Krainy: Wielkopolsko-Pomorska, Sudecka i Śląska zaliczone zostały do grupy krain o osłabionej kondycji zdrowotnej drzew w lasach (od 4,3 do 8,1% drzew zdrowych, od 18,0 do 19,7% drzew w klasach defoliacji 2-4 oraz od 23,0 do 23,4% średniej defoliacji).

Najslabszą kondycją w porównaniu z innymi krainami charakteryzowały się drzewa w lasach Krainy Mazowiecko-Podlaskiej, gdzie zarejestrowano 5,3% drzew zdrowych, najwięcej w zestawieniu drzew w klasach defoliacji 2-4 (22,2%) oraz najwyższą średnią defoliację (24,4%).

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.

Drzewa o najlepszej kondycji występują w kilku kompleksach leśnych w Krainie Bałtyckiej (lasy okolic Ińska, Lasy Oliwsko-Darżlubskie, Lasy Elbląsko-Żuławskie i okolice Iławy), w północnej części oraz punktowo na południu Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej (Puszcza Drawska, Bory Tucholskie, lasy okolic Szczecinka i Bydgoszczy, oraz okolic Rawicza, Milicza i Żmigrodu), na granicy krain: Śląskiej i Małopolskiej (lasy pomiędzy Kluczborkiem, Pszczyną, Raciborzem i Częstochową), mozaikowo w Krainie Małopolskiej

(kompleksy leśne zlokalizowane na linii Żywiec – Kraków i Tarnów – Hrebenne, Puszcza Świętokrzyska oraz punktowo lasy położone na północ od Łodzi), we wschodniej części Krainy Karpackiej (Lasy Beskidu Sądeckiego, Lasy Bieszczadzkie oraz Lasy Birczańskie).



Rycina 2.11. Defoliacja drzew na stałych powierzchniach obserwacyjnych z wyróżnieniem 5% przedziałów defoliacji w układzie krain przyrodniczo-leśnych w 2021 roku

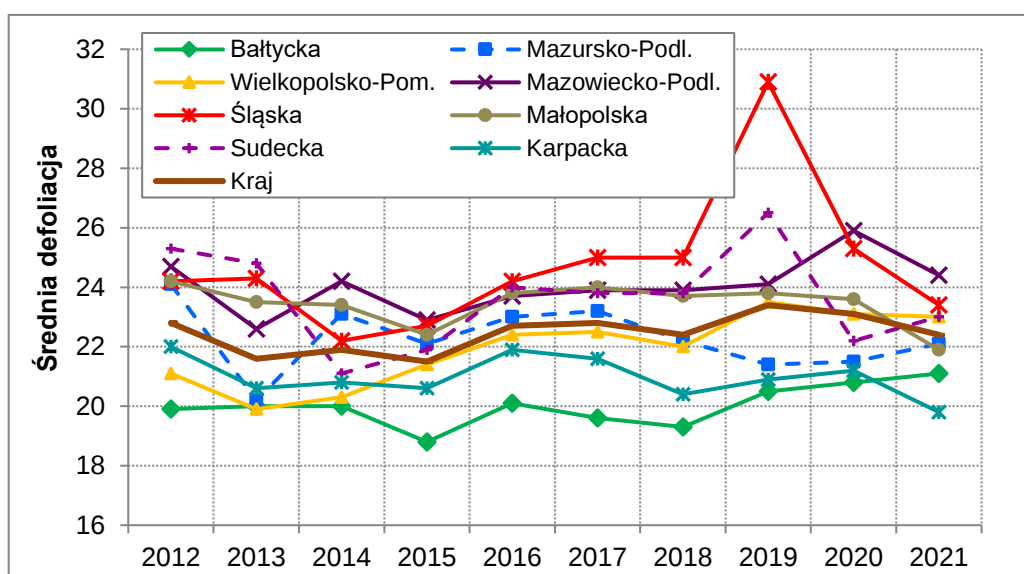
Oslabioną kondycję drzew obserwowano w lasach na południowo-zachodnim krańcu Krainy Bałtyckiej (Pojezierze Myśliborskie), w środkowej oraz południowej części Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej (Puszcza Notecka oraz lasy położone na północny-wschód w kierunku Piły, lasy między Poznaniem, Gnieznem, Kaliszem i Ostrowem Wielkopolskim), na granicy krain: Wielkopolsko-Pomorskiej i Śląskiej (las między Zieloną Górą, Głogowem i Bolesławcem), w środkowej części Krainy Śląskiej (las między Legnicą, Wrocławiem i Głucholazami), w środkowej części Krainy Sudeckiej (okolice Jeleniej Góry i Karpacza), w północno-zachodniej, południowej i południowo-wschodniej części Krainy Mazowiecko-Podlaskiej (okolice Mławy, Płocka, Gąbina i Skierniewic, południowo-wschodnie okolice Warszawy, lasy położone na wschód od Wisły między Garwolinem a Dęblinem, lasy położone na linii Warszawa – Siedlce – Włodawa oraz okolice Lubartowa), w północno-wschodniej

części Krainy Małopolskiej (lasy między Ostrowcem Świętokrzyskim a Kraśnikiem oraz na południe od Hrubieszowa), punktowo w Krainie Karpackiej (lasy Podhala).

W 2021 r. uszeregowanie krain przyrodniczo-leśnych grupami według kondycji drzew (gatunki razem) w lasach od najzdrowszych do najbardziej uszkodzonych wyglądało następująco: Karpacka < Bałtycka, Małopolska, Mazursko-Podlaska < Wielkopolsko-Pomorska, Sudecka, Śląska < Mazowiecko-Podlaska.

Kondycja zdrowotna drzew (gatunki razem) w układzie krain przyrodniczo-leśnych w dziesięcioleciu 2012-2021

Wśród krain przyrodniczo-leśnych dobrą, względnie wyrównaną kondycją, utrzymującą się stale powyżej przeciętnej dla kraju, charakteryzowały się drzewa w lasach Krain: **Bałtyckiej** (w latach 2012 i 2014-2020 kondycja najlepsza na tle innych krain) i **Karpackiej**. Również wyrównaną kondycją, ale gorszą, utrzymującą się stale 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 2012-2021.

W lasach **Krainy Wielkopolsko-Pomorskiej** kondycja drzew w latach 2013-2014 była najlepsza w dziesięcioleciu (porównywalna ze stanem notowanym w Krainie Bałtyckiej). W latach 2015-2019 stan zdrowotny drzew w tej krainie ulegał stopniowemu pogorszeniu, w latach 2020-2021 ustabilizował się; w ciągu tych siedmiu lat średnia defoliacja przyjmowała wartości zbliżone do średniej krajowej.

W **Krainie Mazursko-Podlaskiej** w latach 2012, 2014 kondycja drzew była znacznie osłabiona, w latach 2013 i 2015 po występującym rok wcześniej pogorszeniu następowała

znaczna poprawa, w latach 2015-2018 i 2021 średnia defoliacja przyjmowała wartości zbliżone do średniej krajowej, w latach 2019-2020 kondycja drzew utrzymywała się na stałym poziomie, średnia defoliacja była niższa niż średnia krajowa.

Kondycja zdrowotna drzew w lasach **Krainy Mazowiecko-Podlaskiej** na początku dziesięciolecia (w 2012 r.) była najgorsza, w latach 2013 oraz 2015 (po pogorszeniu w 2014 roku) ulegała znacznej poprawie. Lata 2016-2019 to okres stabilnej kondycji drzew w lasach tej krainy (na poziomie nieco wyższym niż średnio w kraju), w 2020 roku nastąpiło pogorszenie i powrót do stanu z 2014 roku, w 2021 nastąpiła poprawa i powrót do stanu z 2019 roku.

Krainy: Sudecka i Śląska charakteryzowały się podobną zmiennością defoliacji koron drzew w lasach: w latach 2012-2014 kondycja zdrowotna drzew poprawiała się, w latach 2015-2016 oraz w 2019 roku następowało pogorszenie, w 2018 roku kondycja nie uległa zmianie w stosunku do stanu z 2017 roku. W latach 2020-2021 kondycja drzew znacznie poprawiła się w porównaniu do stanu 2019 roku.

Kraina Sudecka w latach 2012-2013, Kraina Mazowiecko-Podlaska w latach 2014 i 2020-2021 oraz Kraina Śląska w latach 2016-2019 charakteryzowały się najgorszą kondycją drzew w lasach w porównaniu z innymi krainami.

3. OCENA USZKODZEŃ DRZEW NA SPO I RZĘDU W 2021 ROKU - *Paweł Lech*

W 2021 roku ocenę symptomów uszkodzeń i przyczyn ich powstawania wykonano na 2068 SPO I rzędu, łącznie na 41 360 drzewach 40 gatunków: na 25 679 drzewach ośmiu gatunków iglastych (w tym na 63 drzewach 4 gatunków obcych), co stanowiło 62,1% wszystkich ocenianych drzew oraz na 15 681 (37,9%) drzewach 32 gatunków liściastych.. Najliczniej reprezentowany był rodzaj sosna, a w nim sosna zwyczajna (53,5% drzew), następnie brzoza, głównie brzoza brodawkowata (10,3% drzew), dąb – przede wszystkim rodzime gatunki dębów (8,3% drzew), olsza – głównie olsza czarna (6,9% drzew), buk (4,3% drzew), świerk pospolity (4,3% drzew) oraz jodła (2,7% drzew).

Łącznie na SPO I rzędu stwierdzono 49 942 uszkodzenia, które występowały na 32 067 drzewach (77,5% ocenianych drzew, o około 0,75 punktu procentowego mniej niż w 2020 roku). Uszkodzeń o nasileniu przekraczającym 40% było 3397 (6,8% wszystkich odnotowanych uszkodzeń drzew), o 0,35 punktu procentowego mniej niż w 2020 r.

Na 17 098 drzewach występowało jedno uszkodzenie, na 12 065 drzewach – dwa, a na 2905 drzewach – trzy. Nieuszkodzonych było łącznie 9292 drzewa, co stanowiło 22,5% ocenianych drzew (w roku 2020 udział drzew nieuszkodzonych wynosił 21,7%, w roku 2019 -

22,3%, w roku 2018 – 24,7%, w roku 2017 – 29,6%, a w roku 2016 – 33,3%). Spośród głównych lasotwórczych gatunków iglastych najwięcej drzew bez uszkodzeń cechowało jodłę (31,7%) i sosnę zwyczajną (30,4%), a znacznie mniej świerka (19,2%). Spośród gatunków liściastych największym udziałem drzew bez uszkodzeń cechował się buk (17,8%), następnie brzoza brodawkowata (12,4%), a najmniejszym – olsza czarna i rodzime dęby (odpowiednio: 6,9% i 5,2%). Oznacza to, że w 2021 roku, w porównaniu do roku poprzedniego, udział drzew nieuszkodzonych zwiększył się w przypadku większości głównych lasotwórczych gatunków drzew (poza jodłą), najwięcej w przypadku buka – o 4,25 pp.

3.1. Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków, wieku oraz lokalizacji powierzchni badawczych

Występowanie uszkodzeń drzew wg gatunków i grup gatunków

W 2021 r. przeciętna liczba uszkodzeń przypadających na jedno drzewo (gatunki razem) wynosiła 1,21 i była nieznacznie mniejsza niż w roku 2020 i taka sama jak w roku 2019. W układzie gatunków i grup gatunków – zawierała się w przedziale od 0,89 (dla domieszkowych gatunków iglastych) do 1,77 (dla dębu) (tab. 3.1). Na drzewach głównych lasotwórczych gatunków liściastych na jedno drzewo przypadało powyżej jednego uszkodzenia. W przypadku gatunków iglastych taka sytuacja miała miejsce dla świerka i sosny, natomiast dla jodły i dla domieszkowych gatunków iglastych wartość tego parametru była mniejsza od jedności (odpowiednio: 0,97 i 0,89). W porównaniu do 2020 r. u siedmiu wyróżnionych gatunków i grup gatunków drzew nastąpił spadek częstości występowania uszkodzeń. Wyjątkiem były: olsza czarna, u której nastąpił wzrost wartości tego parametru oraz sosna, u której nie zanotowano zmian. Przeprowadzona analiza trendów zmian nasilenia występowania uszkodzeń na drzewach w okresie 2012–2021 (test Mann-Kendall’a) wykazała wzrost nasilenia częstości występowania uszkodzeń u większości wyróżnionych gatunków drzew, jedynie w przypadku jodły test wskazał na tzw. prawdopodobny wzrost (tab. 3.1).

Występowanie uszkodzeń drzew wg wieku

Wraz z wiekiem u większości gatunków następował wzrost średniej liczby uszkodzeń występujących na jednym drzewie. Jedynie w przypadku olszy i domieszkowych gatunków liściastych liczba uszkodzeń występująca na jednym drzewie była podobna we wszystkich wyróżnionych klasach wieku. W przypadku jodły oraz 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 (tab. 3.1).

Tabela 3.1. Wskaźnik występowania uszkodzeń na drzewach badanych gatunków w klasach wieku w 2021 r. oraz trend zmian wskaźnika występowania uszkodzeń na jednym drzewie w okresie 2012-2021 określony za pomocą testu Mann-Kendall’a.

Gatunki	Liczba uszkodzeń na jednym drzewie w 2021 r. w przedziale wieku (lata)				Średnia liczba uszkodzeń na jednym drzewie w latach 2012-2021										Trend 2011-2020
	21-40	41-60	61-80	>80	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
Sosna	0,81	0,97	0,96	1,17	0,57	0,62	0,67	0,71	0,74	0,77	0,89	0,97	1,01	1,01	W
Świerk	1,07	1,25	1,30	1,32	0,87	0,95	1,01	0,99	1,04	1,03	1,13	1,22	1,29	1,26	W
Jodła	0,86	0,60	0,84	1,13	0,86	0,98	0,95	0,97	1,00	0,94	1,01	1,09	1,00	0,97	PW
Inne igl.	0,57	0,81	1,07	1,08	0,64	0,57	0,56	0,62	0,66	0,69	0,80	0,82	0,91	0,89	W
Dęby	1,73	1,70	1,67	1,87	1,10	1,31	1,47	1,30	1,37	1,60	1,69	1,99	1,89	1,77	W
Buk	1,38	1,16	1,21	1,37	0,80	0,92	1,04	1,01	1,20	1,13	1,29	1,32	1,44	1,31	W
Brzoza br.	1,19	1,42	1,49	1,68	0,81	0,94	1,13	1,15	1,24	1,31	1,41	1,56	1,46	1,40	W
Olsza cz.	1,54	1,51	1,56	1,54	1,04	1,00	1,17	1,26	1,33	1,47	1,54	1,45	1,49	1,54	W
Inne liśc.	1,47	1,48	1,42	1,48	0,96	1,07	1,22	1,32	1,45	1,43	1,53	1,52	1,56	1,46	W
Razem	1,13	1,16	1,17	1,33	0,72	0,78	0,87	0,91	0,97	1,01	1,13	1,21	1,23	1,21	W

W – wzrost, PW – prawdopodobny wzrost

Występowanie uszkodzeń drzew w układzie krain przyrodniczo-leśnych

W 2021 r. zróżnicowanie średniej liczby uszkodzeń przypadającej na jedno drzewo pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi nie było znaczące, zawierało się w przedziale od 0,95 w Krainie Mazursko-Podlaskiej do 1,45 w Krainie Sudeckiej. Największe różnice pomiędzy krainami przyrodniczo-leśnymi, pod względem liczby uszkodzeń na jednym drzewie, stwierdzono dla świerka oraz dla buka. Najwyższe średnie liczby uszkodzeń w przeliczeniu na jedno drzewo odnotowano: dla sosny i buka – w Krainie Bałtyckiej (odpowiednio: 1,20 i 1,73 uszkodzenia/drzewo), dla dębu – w Krainie Wielkopolsko-Pomorskiej (2,06), dla brzozy – w Krainie Sudeckiej (1,96), natomiast dla świerka i olszy – w Krainie Karpackiej (odpowiednio: 1,59 i 1,93 uszkodzenia/drzewo).

W porównaniu do 2020 r. w jednej krainie przyrodniczo-leśnej odnotowano wzrost średniej liczby uszkodzeń przypadających na jedno drzewo, w sześciu krainach – nastąpił spadek wartości tego parametru, zaś w jednej krainie nie odnotowano zmian. Wykonana za pomocą testu Mann-Kendall’a analiza trendów dla okresu 2013–2021 wykazała wzrost nasilenia występowania uszkodzeń w 7 krainach oraz brak trendu w jednej – Krainie Mazursko-Podlaskiej.

Występowanie uszkodzeń drzew w układzie rdLP

Średnia liczba uszkodzeń przypadająca na jedno drzewo w rdLP zawierała się w przedziale od 1,01 (RDLP w Pile) do 1,63 (RDLP w Szczecinie). Mniejsza niż przeciętna dla całej Polski liczba uszkodzeń na 1 drzewie (1,21 uszkodzenia/drzewo) wystąpiła w dziesięciu rdLP (w Białymstoku, Katowicach, Lublinie, Łodzi, Olsztynie, Pile, Poznaniu, Toruniu, Gdańsku, Radomiu), w pozostałych siedmiu rdLP oraz w parkach narodowych była wyższa. W 9 rdLP oraz w parkach narodowych w 2021 r. w porównaniu do 2020 r. odnotowano spadek średniej liczby uszkodzeń występujących na 1 drzewie. W siedmiu rdLP (w Lublinie, Olsztynie, Szczecinie, Szczecinku, Toruniu, Zielonej Górze i Gdańsku) wystąpił wzrost wartości tego parametru, a w RDLP w Warszawie nie odnotowano zmian.

Wykonana analiza trendów dla okresu 2013–2021 wykazała, że w trzynastu rdLP oraz w parkach narodowych następował wzrost średniej liczby uszkodzeń na jednym drzewie, w RDLP w Gdańsku był on prawdopodobny, ale statystycznie nieistotny, natomiast w pozostałych trzech rdLP (w Białymstoku, Krośnie i Łodzi) nie stwierdzono trendu zmian nasilenia występowania uszkodzeń drzew.

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

Na charakter występujących zagrożeń wskazuje zestawienie najczęściej stwierdzanych symptomów i lokalizacji uszkodzeń zarejestrowanych dla danego drzewa oraz związanych z nimi czynników sprawczych w układzie gatunków drzew (tab. 3.2).

Lokalizacja uszkodzeń w obrębie drzewa

Uwzględniając podział na części morfologiczne drzew (strzała razem z szyją korzeniową, gałęzie wraz z pędami i pączkami oraz igły bądź liście), najczęściej wskazywanym miejscem położenia symptomów była strzała (49,5% wskazanych lokalizacji uszkodzeń), w tym przede wszystkim pień pomiędzy szyją korzeniową i koroną (26,8%), oraz liście bądź igły (33,5%). Udział gałęzi, pędów i pączków jako miejsc występowania uszkodzeń był znacząco mniejszy (17,0% wskazanych lokalizacji uszkodzeń).

Wśród gatunków iglastych oraz u buka najczęściej występującą lokalizacją uszkodzeń była strzała, wśród gatunków liściastych (poza bukiem) – liście. W przypadku sosny poza strzałą uszkodzenia występowały znacząco mniej licznie na gałęziach, pędach i pączkach (19,8%) oraz na igłach (17,6% uszkodzeń). Podobnie u jodły i iglastych gatunków domieszkowych uszkodzenia częściej występowały na gałęziach, pędach i pączkach niż na

igłach. U świerka większym udziałem cechowały się igły (26,6%), a gałęzie nieco mniejszym (14,4%). Strzała była drugim pod względem udziału miejscem występowania uszkodzeń u wszystkich z wyjątkiem buka wyróżnionych gatunków liściastych. U buka, drugim po strzale, najwyższym udziałem lokalizacji uszkodzeń były liście (32,2% uszkodzeń tego gatunku), najniższym zaś – gałęzie, pędy i pączki (12,0%).

Tabela 3.2. Najczęściej występujące lokalizacje, symptomy i czynniki sprawcze uszkodzeń występujących na drzewach badanych gatunków – 2021 r.

Gatunek	Liczba uszkodzeń	Najczęściej występująca lokalizacja.			Najczęściej występujący symptom			Najczęściej występujący czynnik sprawczy			
		Miejsce	Liczba	Udział	Symptom	Liczba	Udział	Czynnik	Liczba	Udział 2021	Udział 2020
Sosna	22385	Strzała	14029	62,7%	Deformacje	5169	23,1%	Badane niezidentyfikowane	8605	38,4%	39,4%
Świerk	2238	Strzała	1321	59,0%	Ubytek igieł	532	23,8%	Badane niezidentyfikowane	1056	47,2%	44,2%
Jodła	1087	Strzała	518	47,7%	Deformacje	283	26,0%	Badane niezidentyfikowane	380	35,0%	38,6%
Inne iglaste	575	Strzała	372	64,7%	Deformacje	102	17,7%	Badane niezidentyfikowane	271	47,1%	48,1%
Dęby	6069	Liście	3528	58,1%	Ubytek liści	2329	38,4%	Owady	2161	35,6%	35,2%
Buk	2329	Strzała	1300	55,8%	Ubytek liści	624	26,8%	Badane niezidentyfikowane	914	39,2%	34,4%
Brzoza brod.	5962	Liście	3047	51,1%	Ubytek liści	2286	38,3%	Owady	2380	39,9%	40,4%
Olsza czarna	4384	Liście	2663	60,7%	Ubytek liści	2633	60,1%	Owady	2445	55,8%	56,7%
Inne liściaste	4913	Strzała	2231	45,4%	Ubytek liści	1809	36,8%	Owady	1602	32,6%	34,7%
Łącznie	49942	Strzała	24725	49,5%	Ubytek igieł/liści	13720	27,5%	Badane niezidentyfikowane	16921	33,9%	33,9%

Symptomy uszkodzeń

W 2021 r. wśród symptomów uszkodzenia największym udziałem (27,5%) wyróżniał się ‘ubytok igieł/liści’, który dominował u świerka i wszystkich gatunków liściastych. Znaczący był również udział ‘deformacji’ (22,0%), która przeważała u sosny, jodły i domieszkowych gatunków iglastych (odpowiednio: 30,4%, 36,3% i 23,0% wszystkich symptomów dla danego gatunku). W przypadku gatunków liściastych udział ‘deformacji’ zawierał się w przedziale od 8,2% (dęby) do 25,1% (buki). Wśród wyróżnionych symptomów uszkodzenia mniejszymi udziałami cechowały się ‘rany’ (9,6%), których udział był wysoki w przypadku świerka, jodły i buka (odpowiednio: 19,0%, 17,4% i 18,0%), następnie ‘drzewa pochylone’ (8,8%), ‘martwe,

obumierające gałęzie’ (8,4%) oraz ‘przebarwienia liści/igieł’, ‘zrzucone gałęzie, pędy i pączki’ i ‘wycieki żywicy oraz wycieki na drzewach liściastych’ (odpowiednio 4,8%, 4,2% i 4,0% wszystkich symptomów uszkodzeń). W przypadku świerka dużym udziałem cechowały się ponadto ‘wycieki żywicy’ (21,5% symptomów uszkodzenia drzew tego gatunku).

Tabela 3.3. Liczba i udział wyróżnionych kategorii czynników sprawczych uszkodzeń na drzewach poszczególnych gatunków w 2021 r. oraz trendy zmian identyfikowania czynników sprawczych w okresie 2010–2021.

Kod	Czynniki sprawcze	Jedn.	Sosna	Świerk	Jodła	Inne igł.	Dąb	Buk	Brzoza br.	Olsza cz.	Inne liśc.	Razem
100	Kręgowce	szt.	282	207	30	3	46	25	16	30	37	676
		%	1,3	9,3	2,8	0,5	0,8	1,1	0,3	0,7	0,8	1,4
200	Owady	szt.	1004	198	6	31	2161	417	2380	2445	1602	10244
		%	4,5	8,9	0,6	5,4	35,6	17,9	39,9	55,8	32,6	20,5
300	Grzyby	szt.	1229	58	214	29	1057	222	195	219	378	3601
		%	5,5	2,6	19,7	5,0	17,4	9,5	3,3	5,0	7,7	7,2
400	Czynniki abiotyczne	szt.	1404	107	57	44	171	200	436	274	337	3030
		%	6,3	4,8	5,2	7,7	2,8	8,6	7,3	6,3	6,9	6,1
500	Bezpośrednie działanie człowieka	szt.	1820	183	107	53	134	227	166	59	170	2919
		%	8,1	8,2	9,8	9,2	2,2	9,8	2,8	1,4	3,5	5,8
600	Pożary	szt.	21	0	0	0	0	0	1	0	0	22
		%	0,09	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,02	0,0	0,0	0,04
700	Zanieczyszczenia powietrza	szt.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
		%	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
800	Konkurencja i inne czynniki	szt.	8020	429	293	144	749	324	1121	546	903	12529
		%	35,8	19,2	27,0	25,0	12,3	13,9	18,8	12,5	18,4	25,1
999	2021	szt.	8605	1056	380	271	1751	914	1647	811	1486	16921
		%	38,4	47,2	35,0	47,1	28,9	39,2	27,7	18,5	30,3	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	N	N	N	SP	N	PS	N	N	SP

SP – spadek

PS – prawdopodobny spadek

N – brak trendu

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, badane niezidentyfikowane.

W 2021 r. spośród wyróżnionych kategorii czynników sprawczych najwyższy udział, poza kategorią ‘badane niezidentyfikowane’ (33,9% wszystkich przypadków), miały ‘konkurencja i inne czynniki’ oraz ‘owady’ (odpowiednio: 12 529 i 10 244 przypadków uszkodzeń, co stanowi 25,1% i 20,5%). Znacznie rzadziej wskazywano na grzyby (7,2%), czynniki abiotyczne (6,1%) oraz bezpośrednie oddziaływanie człowieka (5,8%) (tab. 3.3).

Konkurencja i inne czynniki

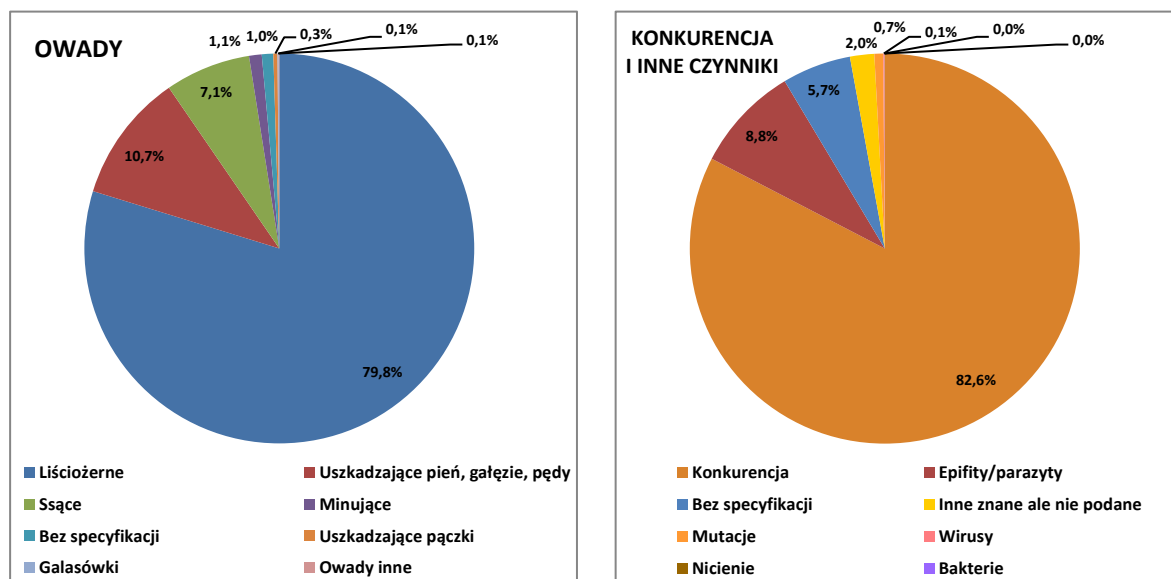
‘Konkurencja i inne czynniki’ były najczęściej wskazywaną grupą czynników sprawczych uszkodzeń drzew na badanych powierzchniach – stwierdzono 12 529 przypadków (25,1% wszystkich uszkodzeń) (tab. 3.3). Ogółem ‘konkurencja i inne czynniki’ odpowiadały za 35,8% wszystkich uszkodzeń sosny, 27,0% uszkodzeń jodły, 25,0% uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych, 19,2% uszkodzeń świerka, 18,8% uszkodzeń brzozy brodawkowatej, 18,4% uszkodzeń domieszkowych gatunków liściastych, 13,9% uszkodzeń buka, 12,5% uszkodzeń olszy czarnej oraz 12,3% uszkodzeń dębów (tab. 3.3). Udział uszkodzeń spowodowanych przez tę grupę czynników na drzewach iglastych wynosił 70,9%, a na liściastych – 29,1%.

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

‘Konkurencja’ charakteryzowała się największym udziałem (82,6%) wśród omawianych podkategorii czynników sprawczych i dominowała w przypadku wszystkich wyróżnionych gatunków i grup gatunków drzew. Udziałem powyżej 1% cechowały się również takie podkategorie, jak: ‘epifity/parazyty’ (8,8%) i ‘inne znane, ale niepodane’ (2,0%). Względnie wysoki był również udział uszkodzeń, dla których wskazano ogólną nazwę podkategorii ‘bez specyfikacji’ (5,7%) (ryc. 3.1).

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 oceny występowania uszkodzeń drzew na SPO I rzędu z lat 2008–2021.

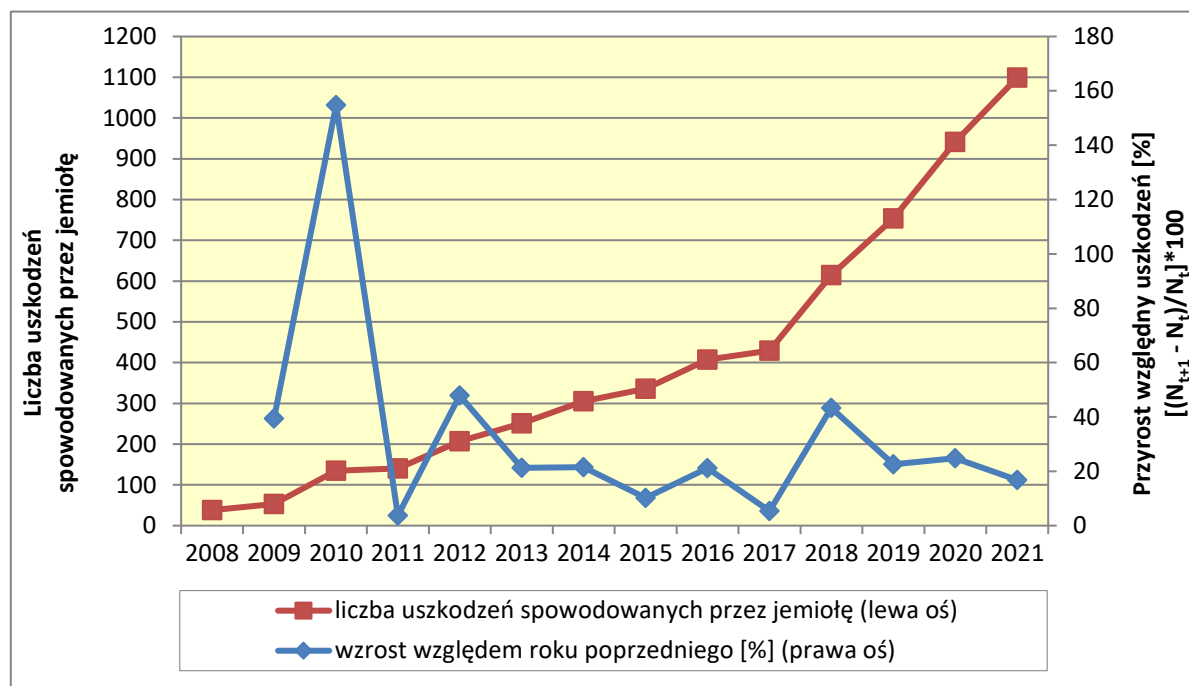


Rycina 3.1. Udział procentowy uszkodzeń drzew spowodowanych przez wyróżnione grupy owadów oraz kategorie innych czynników i konkurencji na SPO I rzędu w 2021 r.

W 2021 r. udział epifitów/parazytów wśród wyróżnianych czynników sprawczych uszkodzeń był relatywnie niewielki. Była to przyczyna 1099 uszkodzeń (2,2% 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 epifity/parazyty przypadało na 100 ocenionych drzew).

W 2021 r. jemiola występowała łącznie, podobnie jak w kilku poprzednich latach, na 11 gatunkach drzew: sośnie zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.), jodle (*Abies alba* Mill.), brzozie brodawkowatej (*Betula pendula* Roth), brzozie omszonej (*Betula pubescens* Ehrh.), klonie zwyczajnym (*Acer platanoides* L.), jesionie wyniosłym (*Fraxinus excelsior* L.), robinii akacjowej (*Robinia pseudoacacia* L.), topoli białej (*Populus alba* L.), topoli osice (*Populus tremula* L.), topoli czarnej (*Populus nigra* L.) oraz lipie drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.). Najczęściej jemiola występowała na 2 gatunkach drzew: jodle (6,80 uszkodzeń/100 drzew) oraz sośnie zwyczajnej (4,1 uszkodzeń/100 drzew). Rzadziej była rejestrowana na brzozach oraz domieszkowych gatunkach liściastych (1,2 i 1,7 uszkodzeń/100 drzew). We wszystkich wymienionych powyżej gatunkach i grupach gatunków drzew w 2021 roku odnotowano istotny wzrost nasilenia uszkodzeń powodowanych przez jemiolę w porównaniu do roku 2020.

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 2008–2021.

W okresie 2008–2021 występowanie jemioli wykazywało tendencję wzrostową. Była ona statystycznie istotna dla wszystkich gatunków i grup gatunków drzew, na których występowała. W 2021 r., w porównaniu z 2020 r., liczba uszkodzeń spowodowanych przez jemiolę wzrosła o blisko 16,8% (ryc. 3.2). Potwierdza to po raz kolejny, że występowanie jemioli charakteryzuje się największą dynamiką wzrostu spośród wszystkich wyróżnionych czynników sprawczych. 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 prowadzi do uzyskiwanych wskaźników zaniżonych względem rzeczywistych w stopniu nieokreślonym.

Owady

Owady były najczęściej wskazywanym czynnikiem sprawczym uszkodzeń drzew gatunków liściastych. Odpowiadały one za 55,8% wszystkich uszkodzeń olszy czarnej, 39,9% uszkodzeń brzozy brodawkowatej, 35,6% uszkodzeń dębów, 32,6% uszkodzeń domieszkowych gatunków liściastych oraz 17,9% uszkodzeń buków. W przypadku gatunków iglastych owady nie stanowiły tak dużego zagrożenia: odpowiadały za 8,9% wszystkich

uszkodzeń świerka, 5,4% uszkodzeń domieszkowych gatunków iglastych, 4,5% uszkodzeń sosny i tylko 0,6% uszkodzeń jodły.

W tej kategorii czynników sprawczych wyróżnia się osiem podkategorii: ‘liściożerne’ (foliofagi), ‘uszkadzające pień, gałęzie, pędy’ (kambiofagi) ‘uszkadzające pączki’, ‘ssące’, ‘minujące’, ‘galasówki’, ‘owady inne’, ‘bez specyfikacji’.

Najliczniejszymi wśród owadów sprawcami szkód, podobnie jak w latach ubiegłych, były ‘owady liściożerne’ (foliofagi), stanowiły one 79,8% wszystkich przypadków uszkodzeń przez tę kategorię sprawców. Udział powyżej 5% cechowały ponadto ‘owady uszkadzające pień, gałęzie i pędy’ oraz ‘owady ssące’ (kambiofagi) (ryc. 3.1). Wśród monitorowanych gatunków iglastych dominującymi grupami owadów powodującymi uszkodzenia drzew były kambiofagi, natomiast w przypadku gatunków liściastych – foliofagi.

Pozostałe kategorie czynników sprawczych

W przypadku jodły i dębów znaczny udział, jako przyczyna uszkodzeń drzew, miały także ‘grzyby’ (odpowiednio 19,7% i 17,4%). ‘Czynniki abiotyczne’ najczęściej stanowiły przyczynę uszkodzeń buka (8,6%), natomiast bezpośrednie działanie człowieka – jodły (9,8%), buka (9,8%) i domieszkowych gatunków iglastych (9,2%). Pozostałe kategorie czynników sprawczych nie miały znaczącego udziału w powstawaniu uszkodzeń poszczególnych gatunków drzew. Na podkreślenie zasługuje fakt całkowitego braku uszkodzeń spowodowanych przez bezpośrednie oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza oraz bardzo mała liczba uszkodzeń, których przyczyną były pożary (tab.3.3).

Udział uszkodzeń, dla których nie zidentyfikowano czynnika sprawczego wynosił dla wszystkich drzew 33,9%, w przypadku gatunków iglastych zawierał się w przedziale od 35,0% (jodła) do 47,2% (świerk), w przypadku gatunków liściastych zawierał się w przedziale od 18,5% (olsza) do 39,2% (buk). Analiza trendów w okresie 2010–2021 wykazała poprawę identyfikowalności przyczyn uszkodzeń dla sosny, dębu oraz wszystkich drzew łącznie, prawdopodobną poprawę dla brzozy i brak statystycznie istotnego trendu dla świerka, jodły, domieszkowych gatunków iglastych, buka, olszy i domieszkowych gatunków liściastych (tab. 3.3).

W 2021 roku stwierdzono 49 942 uszkodzenia drzew, które występowały na ponad 77,53% wszystkich drzew ocenianych na SPO I rzędu.

Najsilniej uszkodzonymi gatunkami liściastymi były dęby, a z gatunków iglastych – świerk.

Najczęściej uszkodzaną częścią drzew iglastych oraz buka była strzała, zaś pozostałych gatunków liściastych – liście.

Najczęściej występującym symptomem uszkodzenia drzew był „ubytek liści/igieł”.

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

Występowanie uszkodzeń powodowanych przez jemiołę zwiększało się w ostatnich 13 latach. W 2021 roku porażonych było łącznie 11 gatunków drzew, najsilniej jodła i sosna. W 2021 roku, tak jak w latach poprzednich, jemioła była czynnikiem sprawczym o największej dynamice wzrostu (wzrost liczby uszkodzeń o 16,8% względem 2020 r.).

4. WARUNKI WODNE GLEB NA TERENACH LEŚNYCH POLSKI W 2021 R. -

Andrzej Boczoń, Robert Hildebrand

W ostatnich latach obserwujemy 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 w 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 powodując, że susze należą do głównych wyzwań, przed którymi stanie leśnictwo w najbliższej perspektywie średnioterminowej (Albert i in. 2015).

Ostatnio intensywne susze wystąpiły w latach 2015 i 2018. Wskaźnik anomalii wilgotności gleby (Soil Moisture Anomaly - SMA), określający warunki suszy rolniczej opracowany przez Europejskie Obserwatorium Suszy JRC (EDO) pokazuje, że susze rozpoczynające się w lipcu 2015 i 2018 roku dotknęły Niemcy, Grecję, zachodnią Polskę i Skandynawię (Masante i Vogt 2018, Masante i in. 2018). W 2018 roku Europa Środkowa doświadczyła jednej z najbardziej dotkliwych i długotrwałych letnich susz i fal upałów, jakie kiedykolwiek odnotowano. Przed 2018 r. za suszę tysiąclecia uznawano warunki panujące w 2003 r. Obecnie uważa się, że susza w 2018 roku była klimatycznie bardziej ekstremalna i miała większy wpływ na ekosystemy leśne niż susza w 2003 roku (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 najgorsze od 2000 lat (Büntgen i in. 2021).

Wyznaczanie suszy glebowej w skali kraju oparto na określeniu dostępności wody glebowej dla roślin w referencyjnym ekosystemie leśnym, za który uznano najliczniej reprezentowany w lasach Polski średniowiekowy bór sosnowy rosnący na słabych glebach piaszczystych – rdzawych bieliców. Obliczenia przeprowadzono na podstawie pomiarów na stacjach meteorologicznych Instytutu Badawczego Leśnictwa zlokalizowanych w czterech nadleśnictwach i PGL Lasy Państwowe zlokalizowanych siedemnastu nadleśnictwach. Moment wystąpienia suszy glebowej wyznaczono, jako całkowite wyczerpanie wody dostępnej dla roślin ($2,0 < pF < 3,7$). Aktualny zapas wody glebowej (SWS) obliczono w ujęciu dobowym, na podstawie bilansu odpływu wody w procesie ewapotranspiracji i przychodu wody z opadami atmosferycznymi. 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). Liczbę dni z deficytem wody glebowej przedstawiono w ujęciu lat kalendarzowych (LDR) i dla okresu kwiecień–lipiec (LDL), w którym następuje największy przyrost drzew.

Określono 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 FAO56: Obliczono ten wskaźnik dla półrocza letniego (KBWL) i dla całego roku (KBWR).

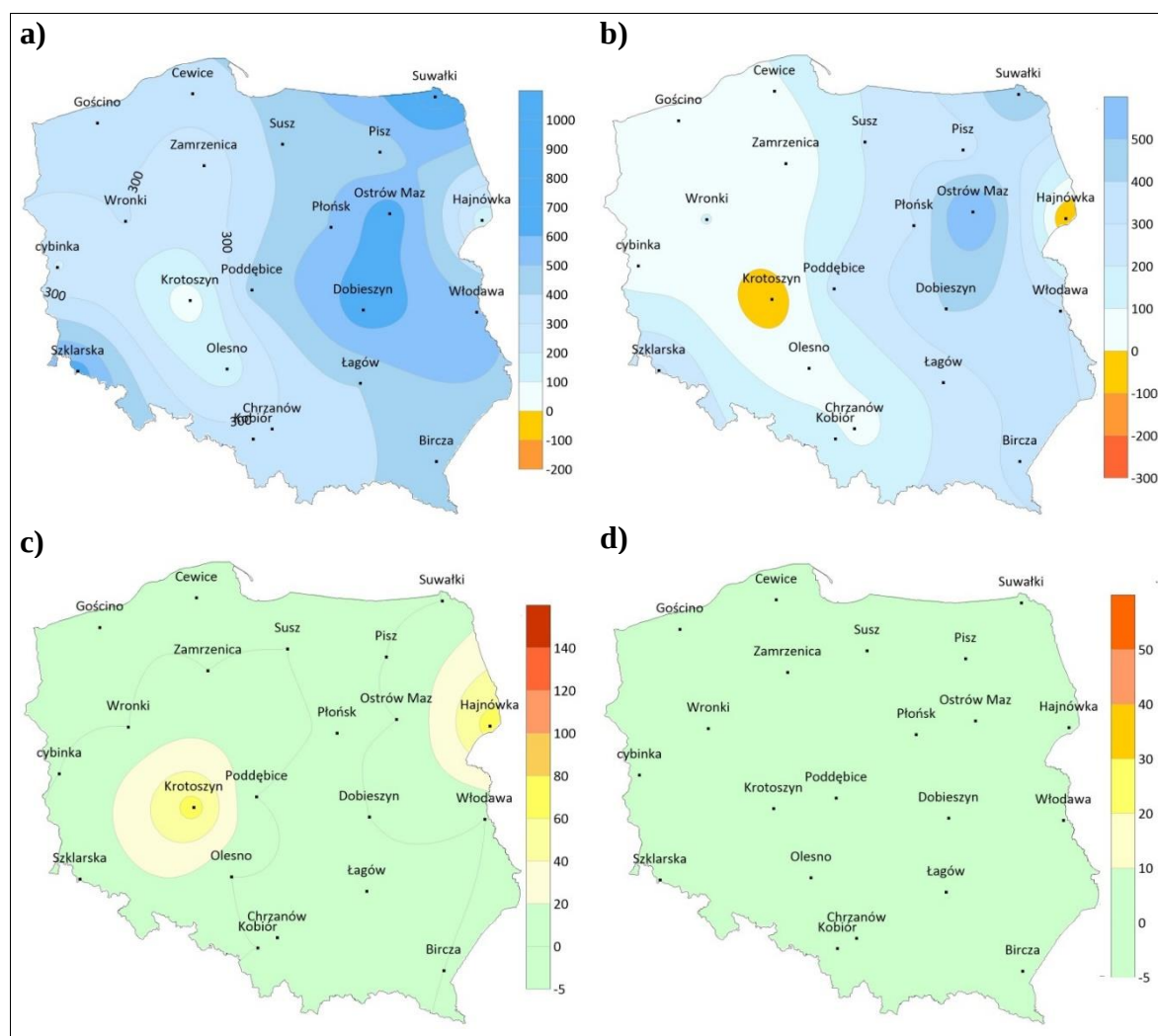
Wyznaczenie izolinii zasięgu suszy wykonano w programie SURFER 13, z wykorzystaniem warstwy granic Polski udostępnianej przez Centralny Ośrodek Dokumentacji Geodezyjnej i Kartograficznej (<http://www.codgik.gov.pl/index.php/darmowe-dane.html>).

Wpływ suszy na stan drzewostanów określono posługując się różnicą defoliacji poszczególnych drzew między latami 2021 i 2020, na powierzchniach monitoringu lasu w poszczególnych strefach wystąpienia suszy i zróżnicowania klimatycznego bilansu wodnego.

Zagrożenie lasów suszą w 2021 roku

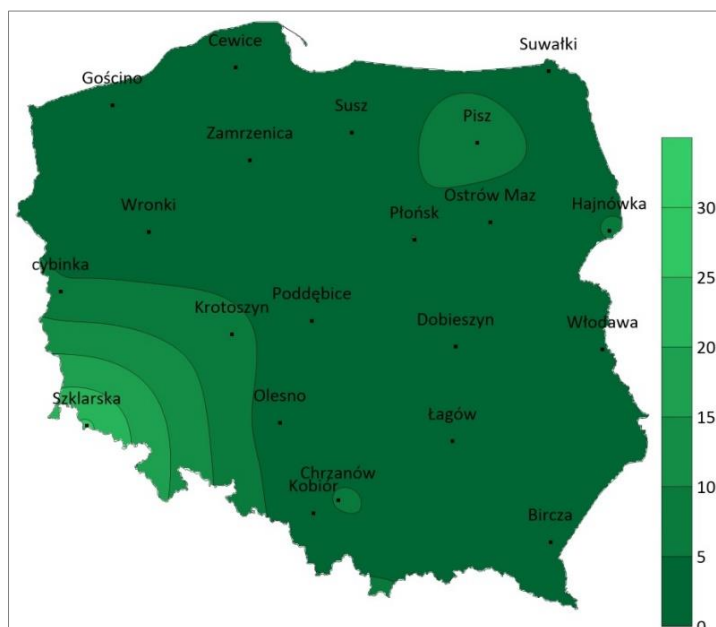
Na podstawie poddanych analizie danych ze stacji meteorologicznych, przy zastosowaniu wskaźników identyfikacji susz oceniono, że w 2021 roku panowały najlepsze warunki wilgotnościowe na terenach leśnych od przynajmniej dziesięciu lat. Klimatyczny bilans wodny całego roku wskazywał na brak występowania niedoborów wody, a we

wschodniej części kraju występował duży nadmiar wilgoci (ryc. 4.1a). Klimatyczny bilans wodny półrocza letniego (KBWL) wskazuje, na występowanie niedoboru wilgoci w dwóch rejonach: w południowej Wielkopolsce i w rejonie Puszczy Białowieskiej (ryc. 4.1b). Podobny efekt pokazują wskaźniki liczby dni z niedoborem wody w glebie, zarówno w ujęciu rocznym (LDR), jak i w okresie największego wzrostu drzew (LDL) (ryc. 4.1c i 4.1d). LDL wskazuje na brak zagrożeń wystąpienia suszy glebowej w okresie kwiecień-lipiec na terenie całego kraju, co dotychczas nie miało miejsca w okresie prowadzenia takich analiz. Natomiast w ujęciu rocznym potwierdził się ograniczony dostęp do zasobów wody glebowej w południowej Wielkopolsce i w rejonie Puszczy Białowieskiej. Ponieważ te deficyty występowały poza okresem maksymalnego wzrostu drzew, to ich skutki nie powinny mieć dużego wpływu na stan zdrowotny drzewostanów.



Rycina 4.1. Warunki klimatyczno-wodne w 2021 r.: a) roczny klimatyczny bilans wodny (KBWR), b) klimatyczny bilans wodny półrocza letniego (KBWL), c) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślinności w roku, d) liczba dni ograniczonej dostępności wody dla roślin w miesiącach kwiecień – lipiec

W warunkach klimatu umiarkowanego można wyróżnić dwa wyraźne okresy zasilania i odpływu wody z gleby. W półroczu chłodnym mamy do czynienia z dopływem i retencjonowaniem wody w glebie, która jest wykorzystywana przez roślinność w półroczu ciepłym, w którym odpływ wody przeważa nad przychodem, co stwarza powstawanie okresowych niedoborów wody glebowej. Ocieplenie się klimatu powoduje coraz częściej zaburzenie tej równowagi. Ciepłe zimy, brak pokrywy śnieżnej sprawiają, że już w okresie przedwiośnia coraz częściej mamy do czynienia z występowaniem niedoborów wilgoci w glebie. To zwiększa ryzyko wystąpienia suszy długotrwałej w kolejnych miesiącach. Przeprowadzona analiza warunków wodnych gleby na przełomie półroczy zimowego i letniego 2021 r. (ryc. 4.2) wykazała, że na większości obszaru kraju retencja wody w glebie została w pełni uzupełniona w czasie miesięcy zimowych, a nawet tam, gdzie wystąpiły niedobory wody (południowo-zachodnia część kraju), były one niewielkie i mało znaczące. To odegrało decydującą rolę w zminimalizowaniu ryzyka wystąpienia suszy na znacznych obszarach kraju w kolejnych miesiącach. Warunki wilgotnościowe panujące na początku wiosny 2021 r. były zdecydowanie korzystniejsze dla drzewostanów niż rok wcześniej.

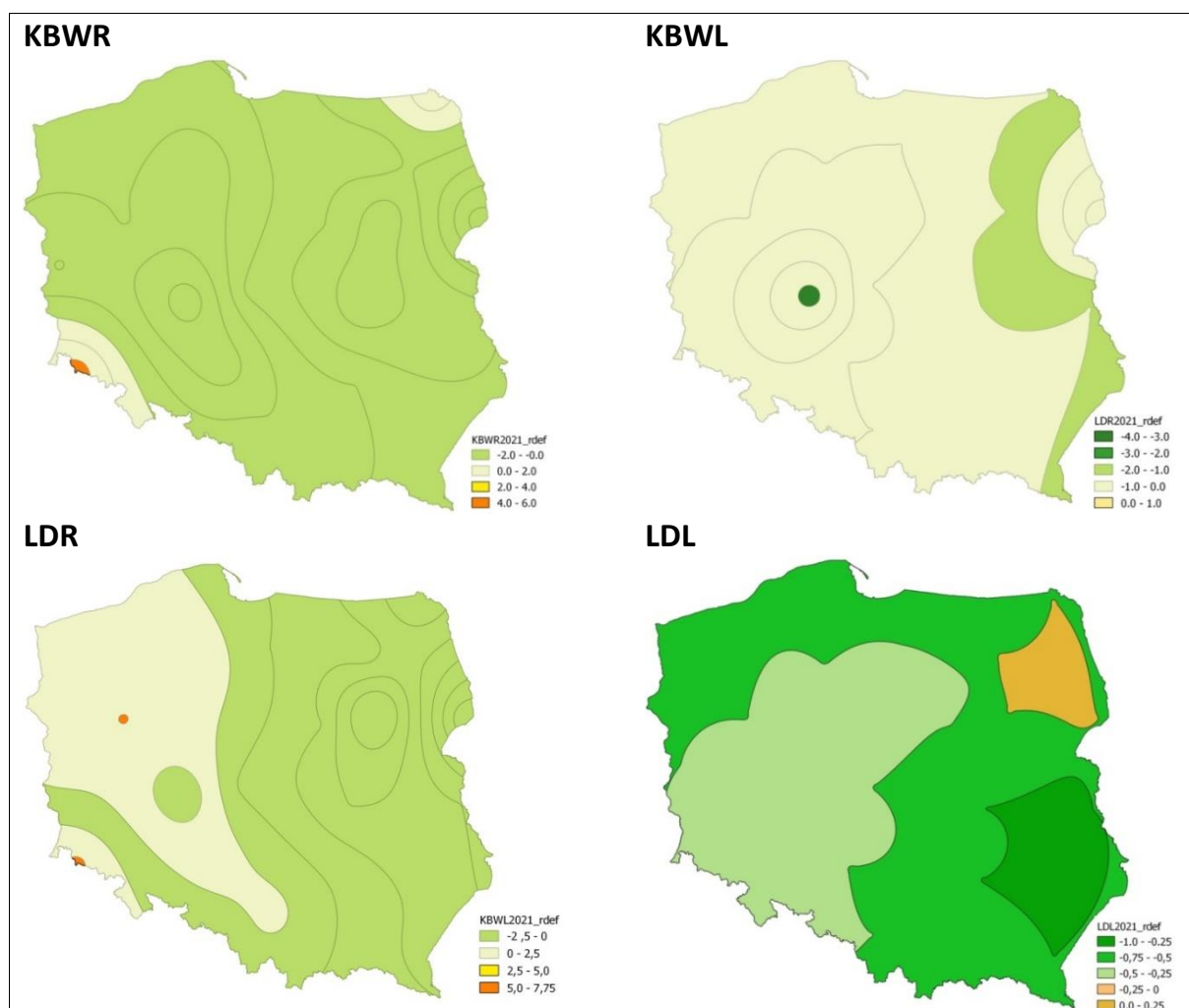


Rycina 4.2. Średni niedobór wody glebowej do poziomu połowej pojemności wodnej w okresie 15 marca 2021 r. - 15 kwietnia 2021 r.

Zmiana ulistnienia drzewostanów między latami 2021 i 2020

Już w 2020 r. można było zauważyć znaczną poprawę warunków wilgotnościowych w stosunku do lat 2018 - 2019. W 2021 roku ten trend był kontynuowany. Na powierzchniach monitoringu lasu zanotowano znaczną poprawę ulistnienia drzewostanów (ryc. 4.3). Wyższy poziom defoliacji zanotowano jedynie na południowo-zachodnich oraz północno-wschodnich

krańcach kraju, pomimo, że na tych terenach wskaźnik rocznego klimatycznego bilansu wodnego (KBWR) nie wskazywał na złe warunki wilgotnościowe. Mogło to być spowodowane wpływem warunków panujących w latach poprzednich. Mała zgodność obszarów występowania zwiększonej defoliacji ze strefami zagrożenia suszą występuje także w przypadku pozostałych wskaźników. Może to być powodowane także lokalnymi uwarunkowaniami, ponieważ mniejsze ulistnienie występowało na bardzo małych powierzchniach, a na większości obszaru kraju ulistnienie drzew uległo poprawie.



Rycina 4.3. Zmiany defoliacji drzewostanów w 2021 r. w strefach zagrożenia wystąpienia suszy: KBWR – roczny klimatyczny bilans wodny, KBWL – klimatyczny bilans wodny półrocza letniego, LDR – liczba dni zagrożenia suszą glebową w roku, LDL – liczba dni zagrożenia suszą w miesiącach największego wzrostu drzew.

W roku 2021 r. zagrożenie suszą praktycznie nie występowało na terenie Polski. Okresowe, niewielkie niedobory wody dostępnej dla roślin występowały jedynie na terenie południowej Wielkopolski oraz w rejonie Puszczy Białowieskiej.

W porównaniu z 2019 i 2020 r. warunki wodne w 2021 r. były korzystniejsze dla wzrostu drzew, biorąc pod uwagę zarówno cały rok, jak i okres wegetacyjny. Wydaje się, że poprawa dostępności wody dla drzew była główną przyczyną zmniejszenia się defoliacji drzew w roku 2021.

5. STAŁE POWIERZCHNIE OBSERWACYJNE MONITORINGU LASÓW NA OBSZARACH NATURA 2000 - Robert Hildebrand

Sieć Natura 2000 obejmuje wspólnotę 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 (wersja skonsolidowana 2009/147/EC z 30.11.2009) o ochronie dziko żyjących ptaków (*Directive on the conservation of wild birds*).
- obszarów specjalnej ochrony siedlisk (SOO) [SITES OF COMMUNITY IMPORTANCE (SCIs)], wyznaczonych na podstawie Dyrektywy Siedliskowej (Habitatowej) (wersja skonsolidowana 2013/17/EU z 13.05.2013) w sprawie ochrony siedlisk naturalnych oraz dzikiej fauny i flory (*Directive on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*).

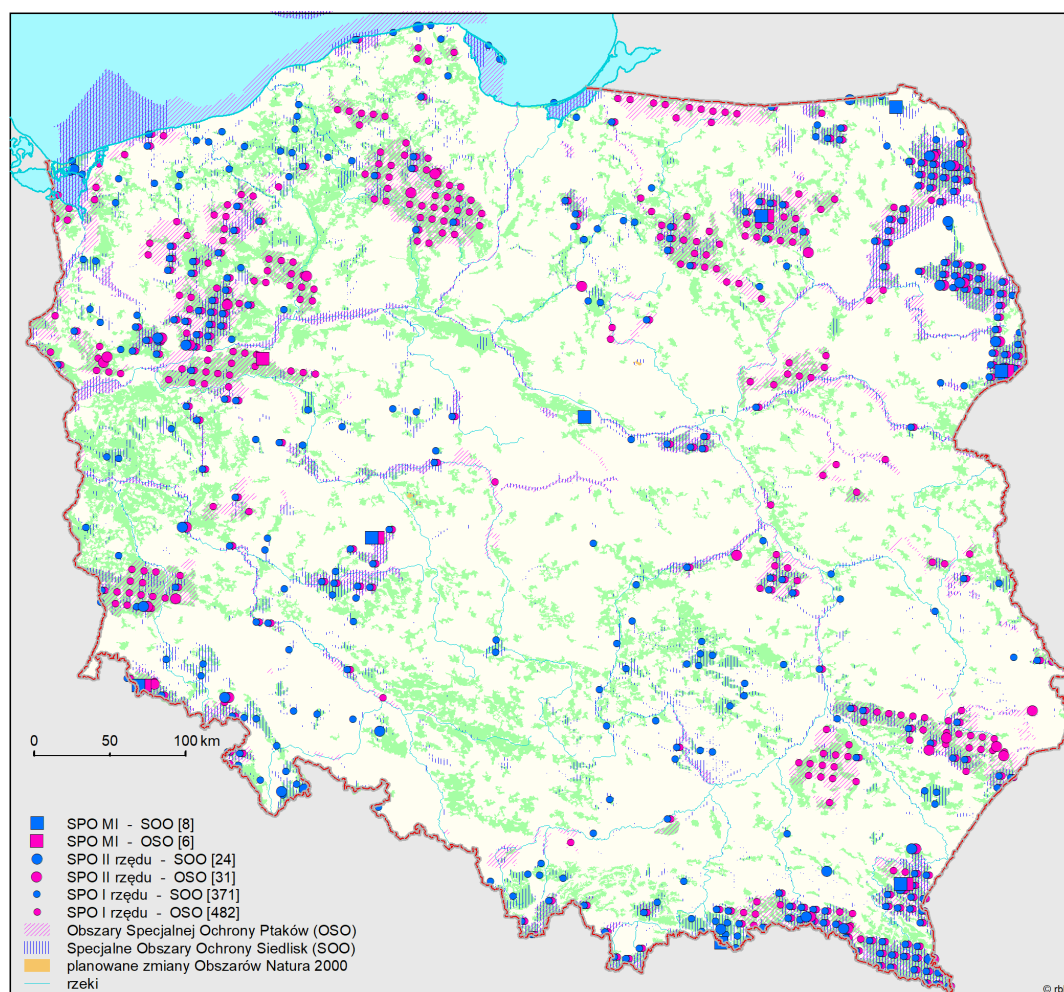
Sieć Natura 2000 została utworzona dla zapewnienia przetrwania najcenniejszych i najbardziej zagrożonych europejskich gatunków i siedlisk. Jest to jeden z podstawowych elementów systemu ochrony przyrody i bioróżnorodności w Unii Europejskiej. Tworzy ona system uzupełniający i wzbogacający wcześniejsze, 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 w Polsce jest ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. oraz towarzyszący jej szereg aktualizujących rozporządzeń.

Według bazy <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps> (którą prowadzi Europejska Agencja Środowiska Komisji Europejskiej) zaktualizowanej na koniec 2021 roku liczba obszarów sieci Natura 2000 w Polsce zwiększyła się od poprzedniego roku o 17 i wynosi 1002. Na koniec 2021 roku łączna powierzchnia zajmowana przez obszary Natura 2000 wynosiła 68 471 km², co jest równe obecnie 19,5% powierzchni kraju.

W ostatnich latach proces zmian obszarów Natura 2000 przerodził się w proces modyfikacji przebiegu granic istniejących już obszarów Natura 2000. Wykonywane i planowane zmiany dotyczą tak powiększenia, jak i pomniejszenia niektórych obszarów

specjalnej ochrony siedlisk oraz obszarów specjalnej ochrony ptaków. Uchwała nr 5 Rady Ministrów z dnia 5 stycznia 2021 r. w sprawie wyrażenia zgody na przekazanie Komisji Europejskiej dokumentu „Lista zmian w sieci obszarów Natura 2000” wprowadziła największy w ostatnim okresie przyrost liczby powierzchni. Powstało 14 nowych specjalnych obszarów ochrony siedlisk (SOO), zwiększono powierzchnię 28 specjalnych obszarów ochrony siedlisk (SOO) oraz w 7 przypadkach powierzchnia uległa niewielkiemu zmniejszeniu (około 70 ha).



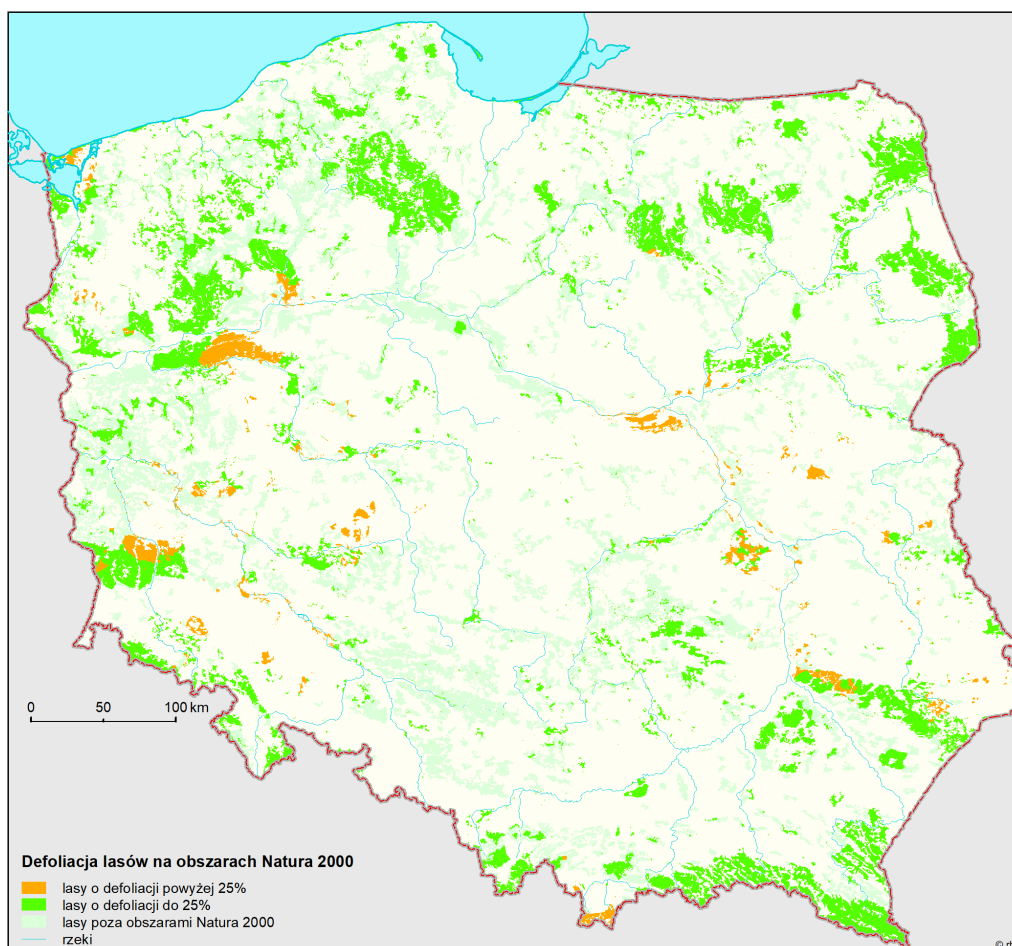
Rycina 5.1. Rozmieszczenie SPO I i II rzędu oraz powierzchni Monitoringu Intensywnego na obszarach Natura 2000 (stan na koniec 2021 r.)

W 2021 r. na obszarach Sieci Natura 2000 znalazło się 675 czynnych (na których wykonywane były obserwacje i pomiary) powierzchni obserwacyjnych monitoringu leśnego. Stanowi to około 30,7% wszystkich aktywnych SPO (ryc. 5.1).

145 lądowych obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSO) zajmuje 49 185 km², z czego lasy zajmują około 2,469 miliona hektarów. Znalazło się na nich 6 czynnych SPO Monitoringu Intensywnego, 31 czynnych SPO II rz. oraz 482 czynne powierzchnie I rz.

865 lądowych specjalnych obszarów ochrony siedlisk (SOO) zajmuje 35 398 km², z czego kompleksy leśne zajmują około 1,916 miliona hektarów. Znalazło się na nich 8 czynnych SPO Monitoringu Intensywnego, 24 czynne SPO II rz. i 371 czynnych SPO I rz.

Niektóre obszary OSO i SOO zachodzą na siebie, co oznacza, że liczba obszarów Natura 2000 oraz powierzchnia wyrażona w hektarach nie sumuje się, jak również nie sumuje się liczba powierzchni monitoringowych.



Rycina 5.2. Poziom defoliacji lasów na obszarach Natura 2000 na podstawie oceny defoliacji na stałych powierzchniach obserwacyjnych (stan na 2021 rok)

Defoliacja drzew na 482 SPO I rzędu zlokalizowanych na 85 obszarach OSO w 88% przyjmowała wartości z klasy 1 (lekkiej def., 11-25% defoliacji), w 12% – wartości z klasy 2 (średniej def., 26-60% defoliacji) (ryc. 5.2). Średnia wartość defoliacji drzew na tych powierzchniach wynosiła 21,9%, o 0,9 punktu procentowego mniej niż w 2020 roku.

Defoliacja drzew na 371 SPO I rzędu zlokalizowanych na 174 obszarach SOO w 90% przyjmowała wartości z klasy 1, w 10% – wartości z klasy 2. Średnia defoliacja drzew wynosiła 21,7%, o 1,5 punktu procentowego mniej niż w 2020 r.

Większość zmian kondycji zdrowotnej drzew na obszarach OSO i SOO związana jest ze zmniejszeniem się poziomu defoliacji w południowej i południowo-zachodniej Polsce.

Na koniec 2021 r. liczba obszarów sieci Natura 2000 w Polsce zwiększyła się w porównaniu do roku poprzedniego o 17 i wynosi 1002. Zajmują one 19,5% powierzchni Polski.

W 2021 r. na obszarach Sieci Natura 2000 znajdowało się 675 (około 30,7% 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).

Uśrednione wartości defoliacji w lasach znajdujących na obszarach ochrony siedlisk (SOO) i obszarach ochrony ptaków (OSO) wynosiły około 21-22% i mieszczą się w klasie 1 (lekkiej defoliacji).

CZĘŚĆ III. 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.

6. WARUNKI POGODOWE NA POWIERZCHNIACH SPO MI W 2021 ROKU - 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 2021 był pod względem termicznym zbliżony do średniej okresu referencyjnego 1991 - 2020. Według klasyfikacji termicznej H. Lorenc został on sklasyfikowany jako *normalny* na większości obszaru kraju. Znaczące dodatnie odchylenia od normy wieloletniej wystąpiły w czerwcu i lipcu. Wiosna była chłodna, a jesień ciepła. Rok 2021, pod względem opadowym, zgodnie z klasyfikacją Z. Kaczorowskiej, został oznaczony jako *normalny*. Rozkład przestrzenny sumy opadów był nierównomierny. Niskie sumy opadów rocznych odnotowano w okolicach Łeby i w Bielsku Białej, zaś najwyższe wystąpiły w okolicach Rzeszowa. Duże zróżnicowanie opadów miało miejsce także w ciągu roku. Najbardziej ubogimi w opady miesiącami był *suchy* luty, *bardzo suchy* marzec i wrzesień oraz *skrajnie suchy* październik. Najobfitszymi w opady miesiącami był *wilgotny* maj, *bardzo wilgotny* styczeń i *skrajnie wilgotny* sierpień. Kwiecień, lipiec i listopad zaliczały się do miesięcy normalnych pod względem opadowym. Znaczący udział w sumie opadów miały gwałtowne ulewę (deszcze nawałne), występujące lokalnie na obszarze całego kraju. (Rocznik Meteorologiczny IMGW 2021).

Tabela 6.1. Średnie wartości miesięczne temperatury powietrza na SPO MI w 2021 r.

Stacja	Miesiąc											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	Temp. +2 m [°C]											
Białowieża-Czerlonka	-3,2	-5,0	1,5	6,6	11,9	19,1	21,6	16,3	12,3	7,5	3,9	-2,6
Piwniczna-Andrzejówka	-2,7	-2,6	0,9	4,4	10,8	17,1	19,6	15,6	12,4	7,3	3,4	-3,0
Bircza-Łodzinka	-0,7	-1,8	2,1	5,4	12,1	18,0	20,7	16,8	12,7	8,4	4,9	-2,2
Chojnów-Dobiesz	-1,8	-2,7	2,7	6,8	12,7	19,4	21,2	16,7	12,9	8,4	4,7	-1,3
Gdańsk-Wyspowo	-0,6	-1,4	3,1	5,0	11,2	18,8	20,2	15,9	13,2	8,7	4,9	-1,2
Krotoszyn-Roszki	-0,9	-0,5	4,0	6,4	12,3	20,1	20,7	17,3	14,8	9,8	4,8	-0,3
Krucz-Kruczlas	-0,7	-1,2	3,3	5,6	11,8	19,3	20,4	16,9	14,5	9,0	5,3	-0,7
Łąck-Podgórze	-1,6	-3,1	2,8	6,5	12,4	19,2	20,9	16,9	13,6	8,8	5,0	-1,4
Strzałowo-Krutyń	-2,8	-4,5	1,8	6,1	11,6	18,7	20,7	16,0	11,4	7,3	3,9	-2,3
Suwałki-Hańcza	-3,7	-4,8	1,4	5,5	11,0	18,9	21,4	15,5	10,9	7,6	3,7	-3,5
Sz. Poręba-Jakuszyce	-4,4	-4,6	-1,8	0,7	6,8	14,3	15,1	11,9	10,9	5,7	1,3	-3,1
Zawadzkie	-0,9	-1,1	3,1	6,1	12,2	19,4	20,8	17,0	14,3	8,9	5,0	-0,4
Średnia	-2,0	-2,8	2,1	5,4	11,4	18,5	20,3	16,1	12,8	8,1	4,2	-1,8

Średnia roczna **temperatura powietrza** ze wszystkich stacji SPO MI wyniosła $+7,7^{\circ}\text{C}$ i była o $1,3^{\circ}\text{C}$ niższa, niż w 2020 r. Najchłodniejszym miesiącem roku był luty ze średnią temperaturą $-2,8^{\circ}\text{C}$, najcieplejszym – lipiec ($20,3^{\circ}\text{C}$) (tab. 6.1). Najwyższą średnią temperaturą okresu wegetacyjnego (od kwietnia do września) charakteryzowała stację w Krotoszynie ($15,3^{\circ}\text{C}$), a najniższą – stacja w Szklarskiej Porębie ($9,9^{\circ}\text{C}$). Najbardziej zróżnicowanym, pod względem miesięcznych temperatur, był lipiec, w którym największa różnica średnich temperatur powietrza pomiędzy stacjami wyniosła $6,6^{\circ}\text{C}$. Natomiast najbardziej wyrównanym temperaturowo był grudzień, w którym największa różnica między stacjami wynosiła $3,2^{\circ}\text{C}$. (tab. 6.1).

Tabela 6.2. Miesięczne sumy opadów na SPO MI w 2021 r.

Stacja	Miesiąc											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	Suma opadów [mm]											
Białowieża-Czerlonka	86,6	26,6	21,9	33,1	76,6	65,8	109,2	132,3	58,2	7,3	40,0	32,8
Piwniczna-Andrzejówka	74,1	54,5	41,8	57,8	127,6	75,3	185,7	162,0	69,0	14,1	32,9	63,1
Bircza-Łódzinka	53,6	76,3	25,5	70,7	112,1	58,8	135,5	120,1	92,0	2,9	43,6	46,9
Chojnów-Dobiesz	51,4	54,8	17,8	67,3	79,9	73,2	107,0	198,4	60,0	12,3	63,5	38,8
Gdańsk-Wyspowo	79,1	39,6	53,3	22,0	74,3	21,0	63,4	96,4	50,9	55,6	65,3	32,8
Krotoszyn-Roszki	31,0	24,9	25,3	34,7	85,3	46,7	63,6	97,3	14,5	12,7	31,1	28,9
Krucz-Kruczlas	62,6	34,1	28,8	47,5	78,5	15,6	51,2	62,2	25,6	27,4	44,3	25,5
Łąck-Podgórze	24,8	22,1	12,2	22,7	55,1	10,3	179,0	123,0	22,9	11,3	30,0	32,0
Strzałowo-Krutyń	17,6	39,6	30,9	36,8	55,9	65,5	154,5	140,8	62,3	26,9	43,2	33,6
Suwałki-Hańcza	65,0	11,4	38,4	39,6	109,3	51,7	129,5	120,0	95,2	46,5	57,4	41,5
Sz. Poręba-Jakuszyce	91,7	87,0	75,7	90,1	123,1	81,1	185,9	253,8	56,6	114,4	83,4	130,6
Zawadzkie	57,4	31,5	28,1	46,3	101,9	87,3	34,5	174,1	38,5	15,8	29,6	50,7
Średnia	57,9	41,9	33,3	47,4	90,0	54,3	116,6	140,0	53,8	28,9	47,0	46,4

Roczne sumy opadów ze stacji wynosiły od 496,0 mm w Krotoszynie do 1373,4 mm na stacji w Szklarskiej Porębie, średnia roczna ze stacji była równa 757,5 mm. Sumy opadów w sezonie wegetacyjnym wynosiły od 280,6 mm w Kruczu do 790,6 mm na stacji w Szklarskiej Porębie, średnia roczna ze stacji była równa 502,1 mm. Na okres letni przypadło przeciętnie 66,6% rocznej sumy opadów, od 50,2% na stacji w Gdańsku do 75,7% na stacji w Łącku. Średnia miesięczna suma opadu ze stacji w sezonie wegetacyjnym wyniosła 83,7 mm, zaś w pozostałym okresie – 42,6 mm miesięcznie. Średnia miesięczna opadów ze wszystkich stacji była najwyższa w sierpniu (140,0 mm), a najniższa – w październiku (28,9 mm). (tab. 6.2). Miesięczne sumy opadów poniżej 10 mm odnotowano w październiku w Białowieży (7,3 mm) i w Birczy (2,9 mm), znacznie rzadziej niż w 2020 roku. Liczba co najmniej 14 dniowych okresów, w których suma opadów nie przekraczała 5 mm w sezonie wegetacyjnym roku 2021 oscylowała od czterech w Kruczu i w Łącku do jednego na przeważającej liczbie stacji.

Sumaryczna liczba dni w okresach posuchy była największa w Łącku (75 dni), a najmniejsza w Strzałowie (14 dni), nie licząc stacji w Białowieży, gdzie okresu posuchy nie odnotowano. Ponad dwutygodniowe okresy bez opadów wystąpiły w sezonie wegetacyjnym dwukrotnie w Łącku, jednokrotnie w Krotoszynie i w Kruczu. Na pozostałych stacjach takich okresów bez opadów nie odnotowano.

Tabela 6.3. Średnie wartości miesięczne wilgotności na SPO MI 2021 r.

Stacja	Miesiąc											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	Wilgotność pow. +2 m [%]											
Białowieża-Czerlonka	93,0	83,2	76,5	71,5	71,6	66,0	75,8	82,8	83,3	78,1	88,7	86,9
Piwniczna-Andrzejówka	99,4	96,5	87,6	84,3	82,4	80,5	90,0	90,5	90,1	81,9	95,4	98,9
Bircza-Łodzinka	90,8	88,5	82,8	81,1	80,9	78,4	77,7	80,2	82,8	71,2	83,6	92,9
Chojnów-Dobiesz	96,5	89,9	81,9	73,0	74,9	75,3	84,1	89,6	89,1	87,1	95,5	94,1
Gdańsk-Wyspowo	95,4	87,1	85,3	77,2	77,4	69,7	82,3	85,3	87,8	91,6	97,6	97,9
Krotoszyn-Roszki	99,1	92,7	85,0	76,8	79,6	70,7	79,4	84,7	86,9	85,5	98,0	96,2
Krucz-Kruczlas	95,6	89,5	83,1	77,9	77,4	70,5	76,0	76,4	84,3	87,8	96,8	96,6
Łąck-Podgórze	99,7	95,6	89,2	81,3	81,0	76,1	88,8	91,9	92,7	93,6	99,4	99,1
Strzałowo-Krutyń	95,4	88,9	84,6	75,3	74,6	74,8	84,1	88,6	89,4	89,4	96,7	95,3
Suwałki-Hańcza	97,4	91,4	87,9	80,3	77,3	73,7	80,6	88,8	89,4	87,6	97,1	97,6
Sz. Poręba-Jakuszyce	99,3	99,5	92,0	84,4	85,8	81,0	87,7	90,4	89,1	87,5	97,9	97,1
Zawadzkie	95,7	87,7	79,6	73,9	73,3	69,9	76,5	82,5	83,9	78,8	90,6	92,4
Średnia	96,5	90,9	84,6	78,1	78,0	73,9	81,9	86,0	87,4	85,0	94,8	95,4

Średnia wilgotność względna powietrza z całego okresu pomiarowego wynosiła 86,0%, średnia ze stacji zawierała się w przedziale od 79,8% w Białowieży do 91,0% w Szklarskiej Porębie. W sezonie wegetacyjnym średnia wilgotność wynosiła 80,9%, zaś poza sezonem wegetacyjnym 91,2%. Najniższa średnia miesięczna wilgotność powietrza wynosiła 73,9% (w czerwcu), a najwyższa – 96,5% (w styczniu). Najniższa miesięczna wartość wilgotności powietrza odnotowana została w czerwcu na stacji w Białowieży (66,0%), a najwyższa we wrześniu w Łącku (92,7) (tab. 6.3).

Średnie promieniowanie całkowite z całego okresu pomiarowego zawierało się w przedziale wartości od 27,7 W/m² w Chojnowie do 109,0 W/m² w Zawadzkim. W 2021 roku miesiącem o najsilniejszym średnim promieniowaniu był czerwiec, kiedy przeciętne promieniowanie dla stacji wyniosło 220,1 W/m², zaś najślabsze promieniowanie wystąpiło w styczniu (6,0 W/m²). Średnia dla sezonu wegetacyjnego ze wszystkich stacji wyniosła 149,7 W/m², a dla pozostałej części roku 31,6 W/m². Najsilniejsze średnie miesięczne promieniowanie zmierzono w czerwcu w Krotoszynie (262,0 W/m²), zaś najniższe w styczniu w Chojnowie (1,2 W/m²) (tab. 6.4).

Prędkość i kierunek wiatru. Pogodę z wiatrem notowano najrzadziej na stacji w Chojnowie (48,6% wszystkich pomiarów), a najczęściej na stacjach w Birczy i w Suwałkach (89,0%). Wiatry z kierunków zachodnich dominowały w Chojnowie, Gdańsku, Krotoszynie i Zawadzkim. Wiatry południowe przeważały w: Białowieży, Birczy, Szklarskiej Porębie i Strzałowie. Wiatry wiejące głównie z kierunków wschodnich rejestrowano w Łącku. Na pozostałych stacjach dominowały wiatry z południowego wschodu, południowego zachodu i północnego wschodu (tab. 6.5).

Tabela 6.4. Średnie wartości miesięczne promieniowania na SPO MI 2021 r.

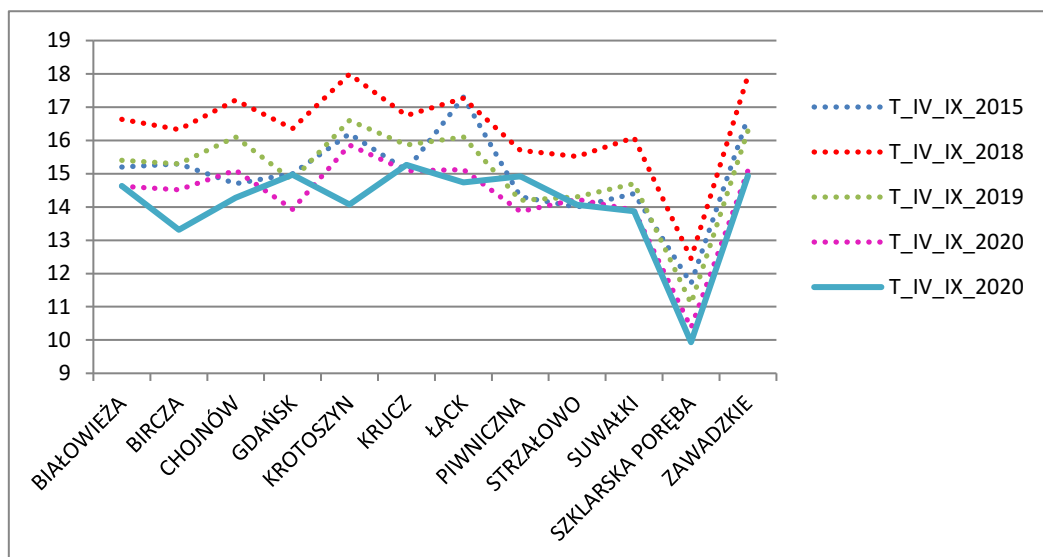
Stacja	Miesiąc											
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	Promieniowanie [W/m ²]											
Białowieża-Czerlonka	4,8	34,1	83,6	123,4	167,0	238,2	203,4	133,0	102,7	59,7	18,5	7,0
Piwniczna-Andrzejówka	6,2	28,1	89,8	116,4	164,9	237,3	188,9	144,1	126,5	99,1	31,6	2,4
Bircza-Łodzinka	9,2	28,1	83,3	124,4	162,9	212,6	167,5	121,5	85,5	69,4	31,1	6,7
Chojnów-Dobiesz	1,2	4,6	23,0	47,2	47,6	62,5	55,2	41,8	31,6	10,8	4,4	3,1
Gdańsk-Wyspowo	3,7	20,9	64,2	111,2	158,2	234,0	165,5	113,7	83,2	55,7	16,8	10,8
Krotoszyn-Roszki	8,5	35,2	80,2	140,0	191,9	262,0	212,1	160,4	121,8	53,0	13,9	7,4
Krucz-Kruczlas	9,6	43,6	81,0	104,8	142,5	191,5	147,1	124,9	92,3	62,7	13,1	4,7
Łąck-Podgórze	6,7	41,6	85,8	147,5	196,3	255,6	192,4	151,6	127,3	69,2	16,9	5,4
Strzałowo-Krutyń	4,5	10,4	56,0	114,0	168,7	251,5	207,7	129,0	78,6	39,6	12,9	4,6
Suwałki-Hańcza	7,0	39,6	72,7	116,2	176,6	252,3	223,1	130,1	97,9	59,1	14,9	8,0
Sz. Poręba-Jakuszyce	1,7	25,3	59,0	109,2	134,2	187,6	165,9	126,7	98,0	54,9	18,3	4,5
Zawadzkie	8,6	34,5	91,5	145,6	182,5	256,1	197,4	154,9	137,3	72,3	18,9	8,8
Średnia	6,0	28,8	72,5	116,7	157,8	220,1	177,2	127,6	98,6	58,8	17,6	6,1

Tabela 6.5. Udział pomiarów z wiatrem – stacje meteorologiczne na SPO MI –2021 r.

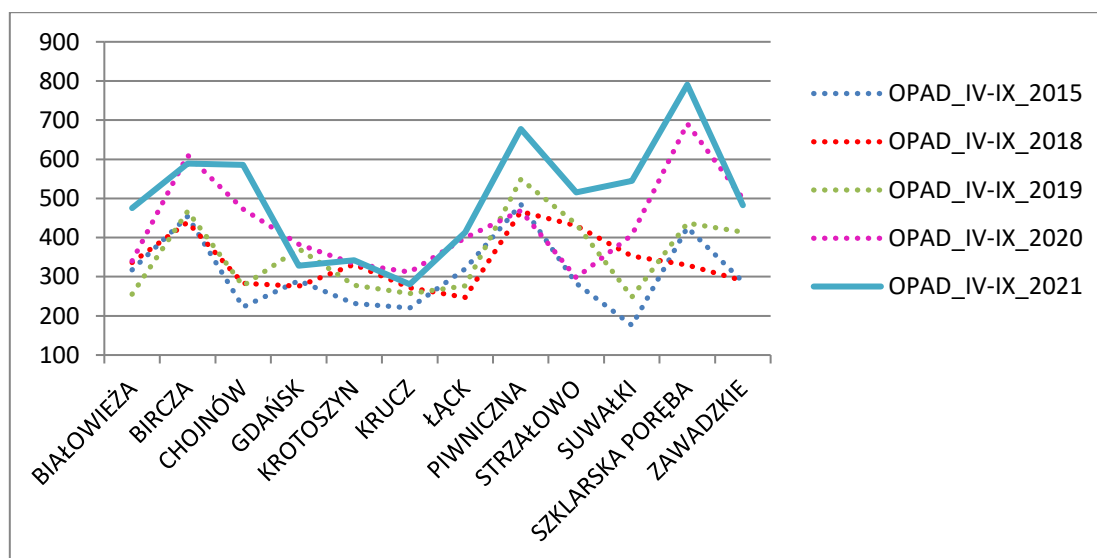
Stacja	Pomiary z wiatrem		Dominujące kierunki wiatrów
	liczba	%	
Białowieża - Czerlonka	30184	57,4	S (6,8) S-SSW (6,5)
Piwniczna - Andrzejówka	35533	67,6	NE (13,7) SW-SSW (14,3)
Bircza-Łodzinka	46807	89,1	SSW (6,6)
Chojnów-Dobiesz	25517	48,6	W(10,7) W-WNW (9,9)
Gdańsk-Wyspowo	45308	86,2	WNW (7,9)
Krotoszyn-Roszki	34673	66,0	WSW-W (10,2) WSW (10,4)
Krucz-Kruczlas	40559	77,2	SW-WSW (9,0)
Łąck-Podgórze	30074	57,2	ESE-SE (9,3)
Strzałowo-Krutyń	33849	64,4	SSE (11,8)
Suwałki-Hańcza	46770	89,0	SSE (7,1) NW (6,4)
Szkl. Poręba-Jakuszyce	37490	71,3	SSW (10,4)
Zawadzkie	30307	57,7	W-WNW (6,9) WSW (6,7)

Porównanie warunków pogodowych z lat 2015, 2018 - 2021.

Porównano warunki termiczne i opadowe z lat 2015, 2018, 2019 i 2020, które były najcieplejszymi latami od początku pomiarów na stacjach meteorologicznych SPO MI z danymi z roku 2021. Średnia roczna temperatura była na wszystkich stacjach istotnie niższa w 2021 r. Również średnie temperatury okresu wegetacyjnego były w 2021 r. najniższe prawie na wszystkich stacjach, z wyjątkiem Gdańska i Piwnicznej. (ryc. 6.1).



Rycina 6.1. Temperatury średnie okresu wegetacyjnego na SPO MI w latach 2015, 2018-2021



Rycina 6.2. Sumy opadów okresu wegetacyjnego na SPO MI w latach 2015, 2018-2021

Roczne sumy opadów w 2021 roku na większości stacji były wyższe w porównaniu z latami 2015 i 2018-2020. Wyraźnie wyższą sumą opadów charakteryzował się również sezon wegetacyjny 2021 r. (ryc. 6.2). W powiązaniu z najniższą temperaturą roczną dla wszystkich stacji oraz niższą temperaturą sezonu wegetacyjnego dla większości stacji można ocenić,

że w 2021 roku panowały warunki pogodowe sprzyjające wegetacji na powierzchniach monitoringu intensywnego.

Rok 2021 był pod względem termicznym zbliżony do średniej wieloletniej 1991–2020 i nieco bardziej obfity w opady, które wyniosły 101% normy wieloletniej.

Średnia roczna temperatura z 12 stacji monitoringu intensywnego wynosiła 7,7°C, natomiast średnia z okresu wegetacyjnego była równa 14,1°C. Obie średnie były niższe niż w 2020 roku o odpowiednio: 1,3°C i 0,2°C.

Średnia roczna suma opadów wynosiła 757,5 mm, natomiast średnia suma opadów z okresu wegetacyjnego była równa 502,1 mm. Na okres letni przypadło przeciętnie 66,6% rocznej sumy opadów, od 50,2% na stacji w Gdańsku do 75,7% na stacji w Łącku.

Na tle ostatnich lat rok 2021 wydaje się najkorzystniejszy dla kondycji zdrowotnej lasów ze względu na niższe temperatury i wyższe opady zarówno w ciągu całego roku jak i w okresie wegetacyjnym.

7. STĘŻENIE NO₂ I SO₂ W POWIETRZU NA TERENACH LEŚNYCH - *Anna Kowalska*

Zakwaszanie i eutrofizacja - dwa zjawiska niekorzystne dla ekosystemów - są skutkiem szkodliwego działania zanieczyszczeń powietrza na lasy. Według zaktualizowanych prognoz Centrum Zintegrowanych Szacunków Modelowych (CIAM) powstałych przy współpracy z Centrum Koordynacji Skutków Ładunków i Poziomów Krytycznych (CCE) w ramach Konwencji w sprawie Transgranicznego Zanieczyszczania Powietrza na Dalekie Odległości – LRTAP (Posh i in., 2018) do 2030 roku zagrożenie ekosystemów leśnych zakwaszaniem powinno zmaleć przy pełnym wdrożeniu przepisów Dyrektywy w sprawie redukcji krajowych emisji niektórych rodzajów zanieczyszczeń atmosferycznych (tzw. Dyrektywy NEC).

Głównymi składnikami gazowymi powietrza odpowiedzialnymi za wymienione procesy są dwutlenek siarki i związki azotu. Są one emitowane do atmosfery z różnych źródeł. Do niedawna – gdy emisje antropogeniczne były nasilone - uważało się, że emisje naturalne (wybuchy wulkaniczne, rozkład biomasy, pożary, wyładowania atmosferyczne) dostarczały zaledwie ułamka ilości SO₂ i tlenków azotu (NO_x) w porównaniu z aktywnością człowieka (Colville 2004). Doniesienia z ostatniego okresu bazujące na inwentaryzacji źródeł i emisji metodami satelitarnymi wskazują, że np. w 2014 roku emisje gazów wulkanicznych wraz z erupcjami wulkanicznymi miały około 32% udziału (wobec 25% udziału dekadę wcześniej, w 2005 roku) w globalnej emisji dwutlenku siarki (Fioletov i in. 2016), wskutek tego, że

wielkość emisji np. z elektrowni i kopalń znacząco zmalała. Pomimo redukcji emisji tlenków azotu w minionych latach, źródła antropogeniczne NO_x nadal w ogromnym stopniu dominują nad naturalnymi (Lin 2012, US. EPA 2018). Emisje troposferyczne NO_x szacowane metodą obserwacji satelitarnych w silnie zaludnionych obszarach miejskich maleją w ostatniej dekadzie przeważnie w Europie Zachodniej, pozostając na stałym poziomie w Europie Centralnej i Wschodniej (Fortems-Cheiney i in. 2021).

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

7.1. Dwutlenek siarki

Niskie średnie roczne stężenia dwutlenku siarki (poniżej 1 $\mu\text{g m}^{-3}$) występowały, podobnie jak w latach ubiegłych, w nadleśnictwach zlokalizowanych w północno-wschodniej Polsce (w Strzałowie, Suwałkach i Białowieży). W Chojnowie, Kruczu, Gdańsku, Szklarskiej Porębie, Piwnicznej, Krotoszynie i Birczy średnio w ciągu roku stężenia mieściły się w zakresie od 1,0 do 1,4 $\mu\text{g m}^{-3}$. Wyższe średnie roczne stężenia notowano na powierzchniach w Łącku i Zawadzkiem (odpowiednio: 1,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ i 2,0 $\mu\text{g m}^{-3}$). Stężenia w Zawadzkiem były istotnie wyższe niż na powierzchniach w Suwałkach, Strzałowie i Białowieży ($p \leq 0,05$, test Kruskala-Wallisa z wielokrotnym porównaniem średnich rang).

Niskie stężenia SO₂ 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 najniższą emisję gazowych zanieczyszczeń powietrza, w tym niską emisję dwutlenku siarki z zakładów szczególnie uciążliwych dla jakości powietrza (Rocznik Statystyczny Województw 2021), co znajduje odzwierciedlenie w jakości powietrza w lasach.

Średnie miesięczne stężenia SO₂ mieściły się w przedziale od 0,1 do 5,4 $\mu\text{g m}^{-3}$. Rozkład stężeń w kolejnych miesiącach roku wykazuje niewielkie różnice między miesiącami okresu zimowego (szczególnie styczeń-luty) a letniego (od maja do września), wynikające z różnic temperatury i użycia paliw grzewczych emitujących związki siarki w chłodnej porze roku. W okresie zimowym podwyższone stężenia SO₂ występowały przeważnie w styczniu i lutym (mediana odpowiednio 1,7 $\mu\text{g m}^{-3}$ i 2,8 $\mu\text{g m}^{-3}$), przy średnich stężeniach miesięcznych w całym okresie od października do marca między 0,1 $\mu\text{g m}^{-3}$ a 5,3 $\mu\text{g m}^{-3}$ i medianie dla okresu

zimowego wynoszącej $1,3 \mu\text{g m}^{-3}$. W miesiącach letnich od kwietnia do września wartości miesięczne minimalne wynosiły $0,2 \mu\text{g m}^{-3}$, maksymalne $2,2 \mu\text{g m}^{-3}$, a mediana dla okresu $0,8 \mu\text{g m}^{-3}$. Mediany stężeń miesięcznych okresów w sezonach letnich i zimowych różniły się istotnie jedynie w Łącku, Zawadzkiem, Birczy i Piwnicznej. Wzorem lat poprzednich, z wyjątkiem roku 2019, zaobserwowano zależność między stężeniami SO_2 a średnią temperaturą powietrza.

Podobnie jak w latach ubiegłych niskie średnie roczne stężenia SO_2 (poniżej $1 \mu\text{g m}^{-3}$) występowały na powierzchniach północno-wschodniej Polski (w Strzałowie, Suwałkach i Białowieży). Wyższe stężenia (od $1,0$ do $1,4 \mu\text{g m}^{-3}$) zanotowano w Chojnowie, Kruczu, Gdańsku, Szklarskiej Porębie, Piwnicznej, Krotoszynie i Birczy, wysokie – w Łącku ($1,7 \mu\text{g m}^{-3}$), najwyższe – w Zawadzkiem ($2,0 \mu\text{g m}^{-3}$).

W 2021 r. średnie roczne stężenia SO_2 uległy największym zmianom w porównaniu do roku 2020 w Gdańsku i Łącku (wzrost o 74% i 25%) oraz w Krotoszynie (spadek o 27%). Na pozostałych powierzchniach stężenia SO_2 stanowiły od 90% do 108% wartości z roku poprzedniego. Spadki stężeń zanotowano na siedmiu SPO MI, wzrosty – na trzech powierzchniach. W Strzałowie poziom stężenia SO_2 nie uległ znaczącej zmianie.

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 $20 \mu\text{g m}^{-3}$. Średnie roczne stężenia SO_2 na SPO MI zawierały się w granicach $0,67 - 1,95 \mu\text{g m}^{-3}$, co stanowiło od 3 do 10% wartości dopuszczalnej. W porze zimowej zakres stężeń wynosił od $0,72$ do $2,42 \mu\text{g m}^{-3}$, tj. od 4 do 12% wartości dopuszczalnej. Nie stwierdzono zatem stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

7.2. Dwutlenek azotu

Średnie roczne stężenia NO_2 , podobnie jak w poprzednich latach badań, były niskie na powierzchniach Polski północnej i północno-wschodniej: w Białowieży, Strzałowie, Suwałkach i Gdańsku (odpowiednio: $2,8$, $3,3$, $4,3$ i $4,7 \mu\text{g m}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), a także w rejonach podgórskich i górskich: w Piwnicznej, Birczy i Szklarskiej Porębie (odpowiednio: $3,5$, $3,9$, i $3,5 \mu\text{g m}^{-3} \text{ rok}^{-1}$). Wysokie stężenia notowano w rejonach Polski centralnej (w Chojnowie i Łącku), na zachodzie kraju (w Krotoszynie) oraz na południu (w Zawadzkiem) (odpowiednio: $11,0$, $7,9$, $7,1$ i $7,0 \mu\text{g m}^{-3} \text{ rok}^{-1}$).

Wyższy poziom stężeń NO_2 na powierzchniach jest związany z ich lokalizacją w pobliżu źródeł zanieczyszczeń. Powierzchnia w Chojnowie jest zlokalizowana w pobliżu drogi wojewódzkiej nr 873 i drogi krajowej nr 79, w odległości około 20 km na południe od aglomeracji warszawskiej, stąd poziom stężeń NO_2 może wynikać z dużego natężenia ruchu drogowego. Powierzchnia w Łącku jest położona blisko ruchliwej drogi krajowej nr 60,

w odległości 5 km na południowy zachód od Płocka, dużego ośrodka przemysłu rafineryjnego. Kolejna powierzchnia o wysokim poziomie stężeń NO_2 położona jest w Zawadzkiem na Górnym Śląsku, w rejonie o największej w skali kraju gęstości zaludnienia oraz wysokiej urbanizacji i uprzemysłowieniu. Choć do wielkości emisji tlenków azotu (NO_x) przyczyniają się głównie procesy spalania paliw, znaczącym źródłem NO_x w powietrzu może być również emisja z gleb (Fowler i in. 2015). Na przykład w Wielkopolsce, gdzie całkowite zużycie mineralnych nawozów azotowych oraz zużycie nawozów mineralnych należy do najwyższych w Polsce oraz ze względu na intensywną produkcję zwierzęcą (Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2021), wysokie stężenia NO_2 na powierzchni w Krotoszynie. oprócz lokalnych źródeł przemysłowych, można tłumaczyć właśnie emisją z gleb, wtórnymi procesami utleniania w powietrzu amoniaku pochodzenia rolniczego oraz natężeniem procesów spalania w sektorze rolniczym.

Średnie miesięczne stężenia dwutlenku azotu wahały się w granicach od 0,9 do $17,1 \mu\text{g m}^{-3}$ 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 1,4 do 2,7 razy wyższe niż dla okresu letniego.

Najwyższe miesięczne stężenie NO_2 zanotowano w grudniu w Chojnowie ($17,1 \mu\text{g m}^{-3} \text{ m-c}^{-1}$) i nieco niższe w Łącku, Zawadzkiem, Krotoszynie i Kruczu (od $10,1$ do $13,8 \mu\text{g m}^{-3} \text{ m-c}^{-1}$). Stężenia niższe niż $3 \mu\text{g m}^{-3} \text{ m-c}^{-1}$ występowały przeważnie między marcem a wrześniem w Strzałowie i Białowieży (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.

Podobnie jak w latach ubiegłych, wysokie średnie roczne stężenia dwutlenku azotu notowano na południu (w Zawadzkiem), na zachodzie (w Krotoszynie) oraz w rejonach Polski centralnej (w Łącku i Chojnowie) (od $7,0$ do $11,0 \mu\text{g m}^{-3}$). W pozostałych lokalizacjach średnie roczne stężenia NO_2 były niższe (od $2,8$ do $4,7 \mu\text{g m}^{-3}$).

W 2021 r. średnie roczne stężenia NO_2 stanowiły od 84% do 124% wartości z roku 2020. Na pięciu powierzchniach (w Birczy, Gdańsku, Piwnicznej, Chojnowie i Łącku) nastąpił wzrost stężeń (o 8 do 24%), na sześciu powierzchniach kontynuowany był niewielki spadek stężeń (o 2% do 12%), w Strzałowie natomiast nie nastąpiły istotne zmiany.

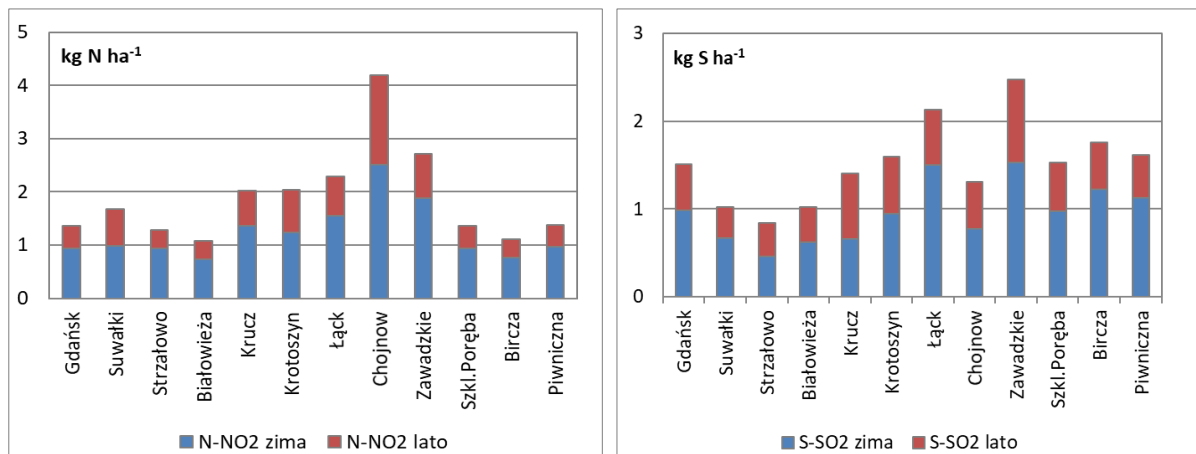
Obwieszczenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 12 kwietnia 2021 r. (Dz. U. z dn. 5 maja 2021 r., poz. 845) ustala poziom dopuszczalny tlenków azotu ze względu na ochronę roślin dla roku kalendarzowego na poziomie $30 \mu\text{g m}^{-3}$. Średnie roczne stężenia NO_2 na SPO MI zawierały się w granicach $2,8 - 11,0 \mu\text{g m}^{-3}$, co stanowiło od 9 do 37% wartości dopuszczalnej.

Nie stwierdzono zatem, podobnie jak w przypadku dwutlenku siarki, stężeń stwarzających bezpośrednie zagrożenie dla ochrony roślin.

7.3. 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 2021 roku (ryc. 7.1). Obliczenia wykonano przyjmując za Thimonier i in. (2005), że prędkość osadzania SO₂ dla powierzchni leśnych wynosi 8 mm s⁻¹, zaś za Rihm (1996), że prędkość osadzania NO₂ wynosi 3 mm s⁻¹ dla drzewostanów liściastych oraz 4 mm s⁻¹ dla drzewostanów iglastych.

Gazowa roczna depozycja siarki była najniższa (od 0,8 do 1,5 kg S ha⁻¹) na powierzchniach Polski północno-wschodniej (w Strzałowie, Suwałkach, Białowieży i Gdańsku). W Polsce centralnej (w Chojnowie) oraz w Wielkopolsce (w Kruczu) wynosiła od 1,3 do 1,4 kg S ha⁻¹, w Sudetach (w Szklarskiej Porębie), w Beskidzie (w Piwnicznej) oraz w Wielkopolsce (w Krotoszynie) – od 1,5 do 1,6 kg S ha⁻¹. Wyższe wartości przyjmowała na Podkarpaciu (w Birczy) oraz na Mazowszu (w Łącku), najwyższe – na Górnym Śląsku w Zawadzkiem (odpowiednio: 1,8, 2,1 i 2,5 kg S ha⁻¹).



Rycina 7.1. Szacunkowy roczny depozyt azotu w formie NO₂ i siarki w formie SO₂ na powierzchniach monitoringu intensywnego w 2021 r.

Najmniejszą roczną depozycję azotu (około 1,1 kg ha⁻¹) odnotowano w Białowieży w Polsce północno-wschodniej oraz Birczy, w rejonie podkarpackim. Niskie ilości (od 1,3 do 1,4 kg N ha⁻¹) zostały zdeponowane na powierzchniach położonych w Polsce północnej i północno-wschodniej (w Strzałowie i Gdańsku) oraz w Karpatach (w Piwnicznej) i Sudetach (w Szklarskiej Porębie). Pośrednie ilości (od 1,7 do 2,1 kg N ha⁻¹) otrzymały powierzchnie

w Suwałkach, Kruczu, Krotoszynie i Łącku. Wysoką depozycję odnotowano w Zawadzkiem ($2,7 \text{ kg N ha}^{-1}$), a najwyższą – w Chojnowie ($4,0 \text{ kg N ha}^{-1}$) (ryc. 7.1)

Na badanych powierzchniach od 59 do 73% depozycji azotu oraz od 47 do 71% depozycji siarki przypadało na okres zimowy.

Wśród powierzchni monitoringowych można wyodrębnić trzy grupy różniące się sumarycznym obciążeniem zanieczyszczeniami gazowymi ($\text{N-NO}_2 + \text{S-SO}_2$). W 2021 roku również te różnice zostały odnotowane:

1) Na powierzchniach Polski północnej i północno-wschodniej (w Białowieży, Gdańsku, Strzałowie i Suwałkach) łączna depozycja siarki i azotu z atmosfery była niska (od $2,1$ do $2,9 \text{ kg N+S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$). Powierzchnie zlokalizowane w górach i na pogórzu (w Szklarskiej Porębie, Piwnicznej i Birczy) wyróżniały się dość niskimi wartościami sumarycznej depozycji (od $2,9$ do $3,0 \text{ kg N+S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).

2) W Wielkopolsce (w Kruczu i Krotoszynie) obciążenie sumarycznym ładunkiem zanieczyszczeń gazowych było pośrednie (odpowiednio: $3,4$ i $3,6 \text{ kg N+S ha}^{-1}$). W Łącku na Mazowszu depozycja wynosiła $4,4 \text{ kg N+S ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, znów wzrastając pod dwuletnich spadkach.

3) Najbardziej obciążone zanieczyszczeniami atmosferycznymi były, podobnie jak w latach ubiegłych, powierzchnie w Chojnowie i Zawadzkiem, w 2021 r. depozycja wynosiła tam odpowiednio: $5,1$ i $5,5 \text{ kg N+S ha}^{-1}$.

Na większości powierzchni depozycja gazowa pozostała na zbliżonym poziomie jak w roku 2020, z wyjątkiem Gdańska i Łącka, gdzie wzrosła odpowiednio o 41% i 16% oraz Krotoszyna, gdzie zmalała o 15%.

Niska depozycja siarki i azotu na powierzchniach Polski północnej i północno-wschodniej wynika z niskiej emisji związków siarki i azotu z zakładów szczególnie uciążliwych zlokalizowanych w województwach podlaskim i warmińsko-mazurskim (Rocznik Statystyczny Województw 2021). Antropopresja wywoływana 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 Nadleśnictwie Gdańsk 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 co najmniej kilkakrotnie niższa niż

w województwach mazowieckim, wielkopolskim i opolskim, gdzie zlokalizowane są powierzchnie z grupy o wyższym poziomie zanieczyszczeń (Rocznik statystyczny województw 2021). Stosunkowo wysokiej, na tle innych powierzchni, depozycji SO₂ w Birczy towarzyszyła szczególnie niska depozycja NO₂. Wysoka lesistość (powyżej 60%), małe zaludnienie 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.

Od lat najbardziej obciążone zanieczyszczeniami atmosferycznymi są powierzchnie w Chojnowie i Zawadzkim. W Chojnowie za wysoki depozyt gazowy odpowiadają głównie zanieczyszczenia azotowe. Przyczyną wysokich stężeń zanieczyszczeń gazowych jest prawdopodobnie 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 uprzemysłowieniu. 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, tj. 23,6% zatrzymanych zanieczyszczeń gazowych w 2020 roku w zestawieniu ze średnią dla Polski 70,4% (Rocznik statystyczny województw 2021).

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.

Prognozy do 2020 roku wskazują, że w Polsce centralnej, w rejonach o wysokiej i średniej depozycji gazowych zanieczyszczeń powietrza, zagrożenie dla ekosystemów ze strony SO₂ i NO₂ będzie się utrzymywać, nawet po wdrożeniu ustaleń zrewidowanego Protokołu z Göteborga (Slootweg i in. 2014).

8. 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. 9.1).

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.

Tabela 8.1. Depozyt roczny [$\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$] (bez RWO) wniesiony z opadami na SPO MI w 2021 r.

Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnów	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Bircza
Gatunek panujący	Sosna					Świerk			Dąb		Buk	
Opad [mm]	614	603	523	714	846	582	1441	810	546	692	646	903
H^+	0,020	0,043	0,020	0,010	0,050	0,016	0,062	0,066	0,004	0,015	0,034	0,036
Cl^-	2,30	2,40	2,70	2,60	2,40	3,30	6,30	2,60	2,60	3,90	7,00	2,30
N-NO_3^-	1,70	3,50	2,40	2,60	4,00	4,00	3,60	2,70	2,60	2,40	3,40	2,90
S-SO_4^{2-}	2,10	2,10	1,90	3,00	2,50	2,50	3,90	3,30	2,40	2,90	2,10	3,20
N-NH_4^+	3,00	2,90	3,10	4,50	3,40	3,40	6,70	2,40	4,90	4,10	3,50	2,70
Ca	3,30	4,90	3,10	6,90	3,90	7,00	4,80	4,90	2,90	4,50	3,50	5,80
Mg	0,60	0,70	0,40	0,80	0,50	1,30	0,70	0,60	0,60	0,80	0,80	0,70
Na	1,30	1,90	1,80	1,50	1,60	2,20	4,60	1,70	1,80	1,50	4,50	1,50
K	1,60	2,10	1,00	2,80	1,30	1,30	1,90	0,90	2,00	2,10	3,80	1,50
Fe	0,053	0,036	0,028	0,045	0,047	0,051	0,070	0,080	0,027	0,037	0,060	0,059
Al	0,033	0,041	0,028	0,038	0,054	0,029	0,083	0,061	0,033	0,026	0,037	0,036
Mn	0,023	0,057	0,060	0,029	0,089	0,054	0,044	0,067	0,045	0,311	0,066	0,045
Cd	0,001	0,000	0,000	0,000	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,001
Cu	0,028	0,021	0,022	0,034	0,024	0,033	0,042	0,035	0,022	0,025	0,041	0,026
Pb	0,007	0,004	0,005	0,006	0,007	0,006	0,014	0,009	0,003	0,006	0,007	0,007
Zn	0,136	0,154	0,118	0,171	0,189	0,203	0,218	0,193	0,123	0,161	0,160	0,194
RWO	8,4	10,8	6,1	10,4	8,3	9,3	11,8	10,3	8,5	9,4	9,9	9,5
N_{tot}	5,6	7,6	6,3	8,5	8,1	8,5	12,7	5,8	8,9	7,5	8,1	5,9
Depozyt całkowity	17,1	22,1	17,5	26,4	20,8	26,5	35,4	20,3	21,5	23,8	30,2	21,3

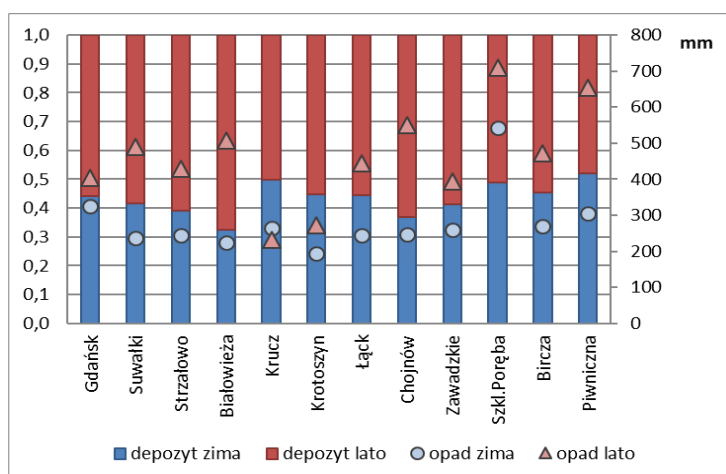
RWO – rozpuszczony węgiel organiczny, N_{tot} – azot całkowity

Przewodność elektrolityczna właściwa (EC), charakteryzuje chemizm opadów, pośrednio jest miarą ogólnej zawartości zdysocjowanych soli. W 2021 roku przewodność opadów osiągała średnio rocznie od 10,0 do 18,5 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Miesięczne wahania wynosiły od 4,9 do 120 $\mu\text{S cm}^{-1}$, najniższą wartość odnotowano w Szklarskiej Porębie w sierpniu (opad 165 mm) a maksymalną w lutym w Suwałkach (opad 2,7 mm). Obserwowano tendencję do występowania wyższych wartości przewodności w okresach większych sum opadów.

Depozycja roczna. 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 17,1 do 35,4 kg ha^{-1} . Niską ilość jonów zdeponowały opady na powierzchniach w Strzałowie i Kruczu (17,1 – 17,5 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$).

W Gdańsku i Szklarskiej Porębie depozyt był wysoki i wynosił odpowiednio: 30,2 i 35,4 kg ha⁻¹ rok⁻¹. Suma rocznej depozycji na pozostałych SPO MI wynosiła od 20,3 do 26,5 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (tab. 8.1).

W Gdańsku i Szklarskiej Porębie na tak wysoką depozycję, wynikającą głównie z dużej sumy rocznej opadów, składały się przede wszystkim jony Cl⁻ i Na pochodzenia przeważnie morskiego. Sumaryczna depozycja jonów chlorkowych i sodu była w Szklarskiej Porębie o 0,6 kg ha⁻¹ rok⁻¹ wyższa niż w Gdańsku i aż o 6,0 – 7,9 kg ha⁻¹ rok⁻¹ wyższa niż na pozostałych powierzchniach.



Rycina 8.1. Suma opadu bezpośredniego [mm] (prawa oś) oraz udział depozytu w sezonie letnim (V-X) i zimowym (I-IV, XI-XII) na SPO MI w 2021 roku

Suma depozycji w okresie zimowym na dziesięciu powierzchniach stanowiła od 32 do 49% depozycji rocznej. Jedynie w Kruczu i Piwnicznej udział był wyższy, wynosił odpowiednio: 50 i 52% (ryc. 8.1). Po części przewaga depozytu okresu letniego wynikała z wyższej sumy opadów, na miesiące letnie przypadało bowiem od 55% do 69% sumy rocznej

opadu (z wyjątkiem powierzchni w Kruczu, gdzie suma opadów letnich stanowiła 47% opadów rocznych).

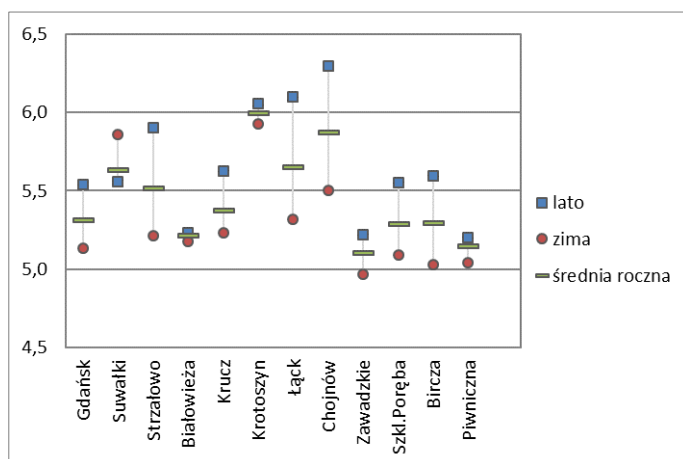
Depozycja w Suwałkach i w Piwnicznej była wyższa niż w roku 2020 (odpowiednio: o 24% i 16%), natomiast w Chojnowie, Strzałowie i Gdańsku zanotowano spadek (o 11 – 12%). Na pozostałych powierzchniach depozycja zmieniła się o -4% do 3% w stosunku do roku 2020.

Sumaryczny depozyt pierwiastków śladowych (żelaza, manganu, glinu oraz metali ciężkich: cynku, miedzi, kadmu i ołowiu) wyrażony w kg ha⁻¹, wynosił od 1,2 do 2,4% depozytu rocznego wszystkich składników. Na metale ciężkie, wśród których ilościowo dominował cynk, przypadło od 0,7 do 1,2% depozytu rocznego. Największe ilości metali ciężkich zostały zdeponowane na powierzchni w Szklarskiej Porębie (0,28 kg ha⁻¹ rok⁻¹), najmniejsze – w Kruczu i Krotoszynie (0,15 kg ha⁻¹ 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. 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 5,1 do 6,0. Minimalną wartość osiągnęło w styczniu w Piwnicznej, a maksymalną w kwietniu w Gdańsku.



Rycina 8.2. Średnie pH roczne, sezonu letniego (V-X) i zimowego (I-IV i XI-XII) na SPO MI w 2021 r. w opadach na otwartej przestrzeni

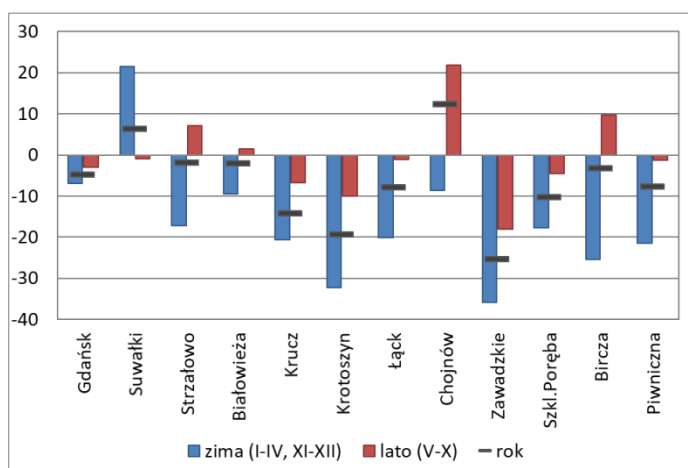
Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 16% i z ponad dziesięcioletnich pomiarów wynika, że udział ten sukcesywnie spada. Co charakterystyczne, opady o pH niższym od 5,0 przeważały w miesiącach zimowych. Średnio w okresie zimowym na większości powierzchni pH opadów było niższe niż w okresie letnim (ryc. 9.2), z wyjątkiem Suwałk. W Białowieży,

Piwnicznej, Zawadzkim i Krotoszynie różnica odczynu opadów zimą i latem była niewielka.

Najwyższa kwasowość opadów mierzona średnią roczną wartością pH wystąpiła w Zawadzkim i Piwnicznej (pH 5,1), wysoka – w Szklarskiej Porębie i Birczy (pH 5,3) (ryc. 9.2). Niewiele wyższe średnie pH opadów odnotowano w Gdańsku i Białowieży (pH 5,2 – 5,3). Najniższą kwasowość (najwyższe pH) miały opady na powierzchni w Krotoszynie (pH 6,0).

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 (ANC) 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).

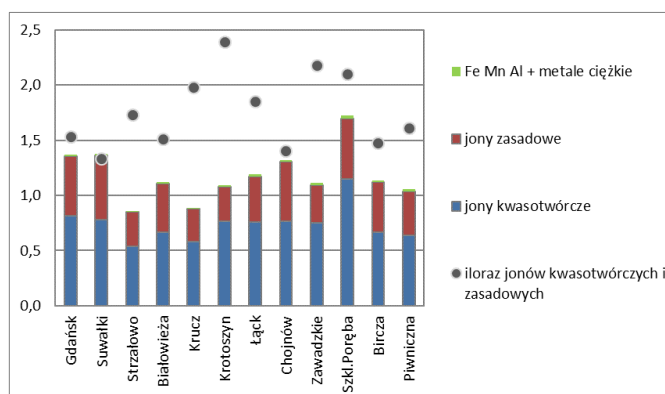
Ujemne wartości ANC są wskaźnikiem nadmiarowej ilości jonów mocnych kwasów w opadach, zaś dodatnie – nadmiarowej ilości mocnych zasad. Na SPO MI 67% miesięcznych opadów przyjmowało ujemne wartości ANC, z czego nieco więcej przypadało na okres zimowy (39% próbek pobranych w ciągu roku) niż letni (28% próbek pobranych w ciągu roku).



Rycina 8.3. 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 2021 r.

25,2, -19,3, -14,1 i -10,2 $\mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3} \cdot \text{rok}^{-1}$).

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



Rycina 8.4. 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 2021 r.

występował w Chojnowie i Suwałkach (56–57%), przy jednocześnie wysokim udziale jonów o charakterze zasadowym (odpowiednio: 41% i 42%).

ANC półroczna zimowego było z reguły niższe niż w półroczu letnim na, z wyjątkiem Suwałk (ryc. 9.3). Średnio rocznie ANC osiągnęło wartość dodatnią jedynie w Chojnowie i Suwałkach; na pozostałych powierzchniach przyjmowało wartości ujemne, szczególnie niskie wartości wystąpiły w Zawadzkim, Krotoszynie, Kruczu i Szklarskiej Porębie (odpowiednio: -

od 56% do 69% (ryc. 8.4). Powierzchnia w Krotoszynie miała najwyższy udział jonów o charakterze zakwaszającym wynoszący 69%, w Kruczu, Zawadzkim, Szklarskiej Porębie i Łącku udział ten przekraczał 63%, a zjawisku temu towarzyszył niski udział jonów o charakterze zasadowym (poniżej 34%). Niższy udział depozycji jonów o charakterze zakwaszającym

W 2022 r. roczny depozyt jonów w opadach na SPO MI mieścił się w granicach od 17,1 do 35,4 kg ha⁻¹. Niską ilość jonów zdeponowały opady na powierzchniach w Strzałowie i Kruczu (17,1 – 17,5 kg ha⁻¹ rok⁻¹), wysoką – w Gdańsku i Szklarskiej Porębie (odpowiednio: 30,2 i 35,4 kg ha⁻¹ rok⁻¹).

Suma depozycji w okresie zimowym stanowiła od 32 do 52% depozycji rocznej, na większości powierzchni depozycja latem była wyższa niż w okresie zimowym.

Depozycja w Suwałkach i w Piwnicznej była znacznie wyższa niż w 2020 r. (wzrost o odpowiednio: 24% i 16%). Wyraźnie niższą depozycję zanotowano w Chojnowie, Strzałowie i Gdańsku (o 11-12%). Na pozostałych powierzchniach depozycja zmieniła się o -4% do 3% w stosunku do roku 2020.

Średnie miesięczne pH opadów mieściło się w granicach od 5,1 do 6,0. Minimalną wartość osiągnęło w styczniu w Piwnicznej, a maksymalną w kwietniu w Gdańsku. Udział miesięcznych opadów o pH niższym od 5,0 wyniósł 16% i z ponad dziesięcioletnich pomiarów wynika, że udział ten sukcesywnie spada. Opady o pH niższym od 5,0 przeważały w miesiącach zimowych.

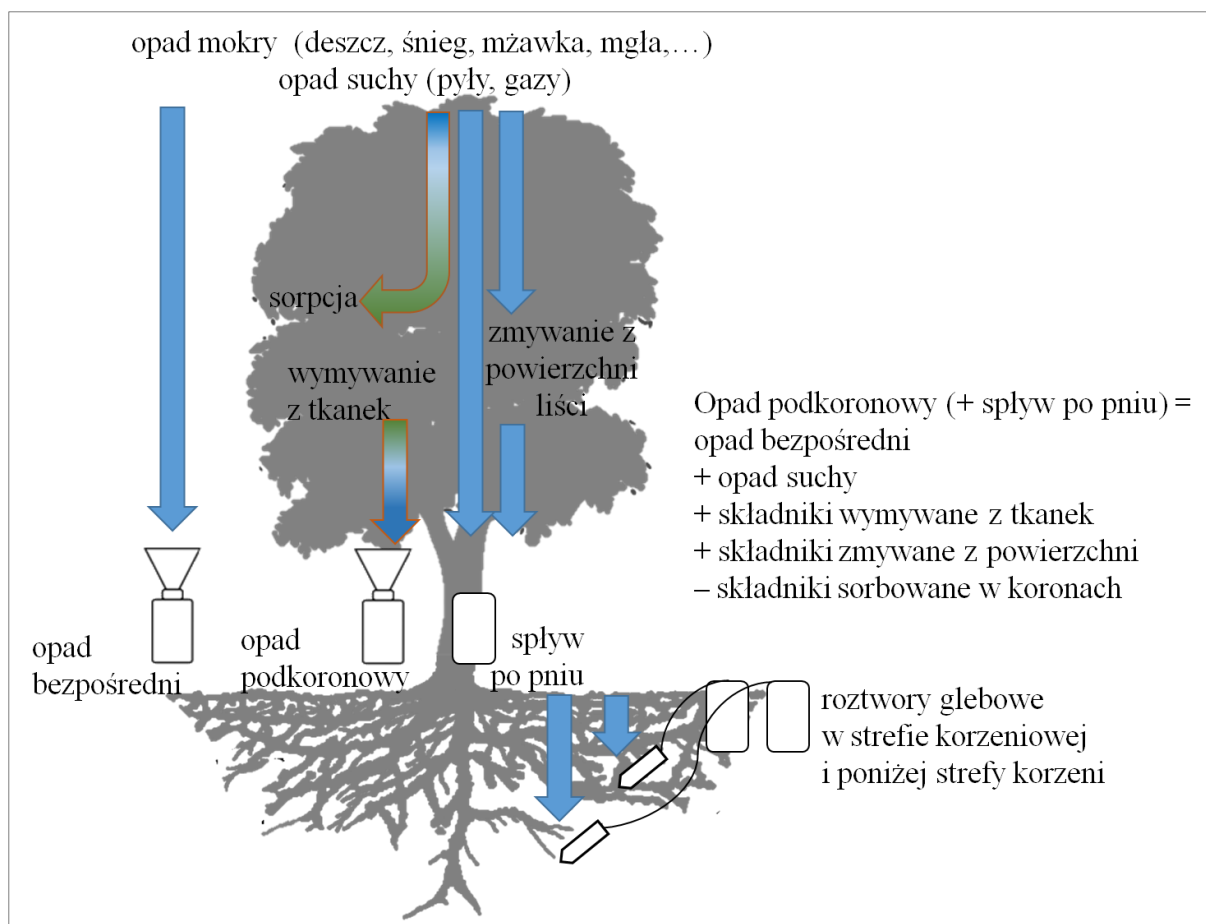
67% miesięcznych opadów przyjmowało ujemne wartości ANC, z czego nieco więcej przypadało na okres zimowy (39% próbek pobranych w ciągu roku) niż letni (28% próbek pobranych w ciągu roku).

Udział jonów o charakterze zakwaszającym (SO₄²⁻, NO₃⁻, Cl⁻ i NH₄⁺) w depozycie wyrażonym sumą ładunku molarnego (H⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Ca, Na, K, Mg, Fe, Al, Mn, Zn, Cu, Cd i Pb) wynosił od 56% do 69%.

Na każdej powierzchni w depozycie rocznym 2021 r. dominowały jony kwasotwórcze, a ich przewaga nad jonami zasad była ponad dwukrotna w Krotoszynie, Zawadzkiem i Szklarskiej Porębie.

9. OPADY PODKORONOWE ORAZ SPŁYW PO PNIIU - Anna Kowalska

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 wymywanie 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. 9.1). 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.



Rycina 9.1. Schemat koncepcyjny badań depozytu i przepływu składników w środowisku leśnym na SPO MI

9.1. Opady podkoronowe

Średnia przewodność elektrolityczna właściwa będąca pośrednio miarą ogólnej zawartości jonów w wodach w 2021 roku przyjmowała miesięcznie wartości od 9,1 do 168 $\mu\text{S cm}^{-1}$. W opadach podkoronowych w niemal wszystkich przypadkach wartości przewodności były wyższe niż w opadach docierających do koron. Wartości przewodności były zależne od ilości opadów w badanym okresie. Dla okresów z sumą opadów poniżej 23,6 mm m-c^{-1} mediana przewodności wynosiła 62,9 $\mu\text{S cm}^{-1}$, podczas gdy w okresach z sumą opadów powyżej 65,4 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 splukiwane oraz wymywane z liści były obecne w próbkach w dużych stężeniach, zaś wysokim opadom towarzyszył tzw. efekt rozcieńczenia.

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

W 2021 r. do gleby wpłynął ładunek substancji od 1,6 do 3,6 razy większy niż z opadem na otwartej przestrzeni. Stosunkowo niskie wzbogacenie pod okapem miało miejsce w drzewostanie świerkowym w Szklarskiej Porębie (1,6-krotnie), w drzewostanach bukowych w Gdańsku i Birczy, dębowym w Łącku oraz sosnowych w Kruczu i Chojnowie (1,8–2,1-krotnie). Opady podkoronowe były bardziej wzbogacone w stosunku do opadów bezpośrednich (2,5–3,6-krotnie) w drzewostanach: dębowym w Krotoszynie, sosnowych w Zawadzkiem, Strzałowie i Białowieży oraz w świerczynach w Piwnicznej i Suwałkach.

Tabela 9.1. Depozyt roczny [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$] wniesiony z opadami w drzewostanach na SPO MI w 2021 r. (bez RWO).

Nadleśnictwo	Strzałowo	Białowieża	Krucz	Chojnów	Zawadzkie	Suwałki	Szklarska Poręba	Piwniczna	Krotoszyn	Łąck	Gdańsk	Bircza		
Gatunek panujący/ mierzony parametr	Sosna					Świerk			Dąb		Buk			
	PK										PK	PP	PK	PP
Opad [mm]	556	485	380	659	485	644	1203	691	383	568	550	26	659	29
H ⁺	0,010	0,011	0,016	0,020	0,066	0,006	0,072	0,029	0,021	0,013	0,027	0,000	0,018	0,000
Cl ⁻	4,43	5,32	5,15	5,37	6,18	8,85	8,46	6,57	4,46	4,57	10,47	0,93	3,75	0,08
N-NO ₃ ⁻	3,52	7,72	3,39	4,30	7,00	7,43	4,17	4,10	6,51	2,74	5,51	0,02	5,63	0,07
S-SO ₄ ²⁻	2,40	2,59	2,00	4,09	4,95	3,62	5,19	4,24	3,31	4,18	2,68	0,12	3,83	0,12
N-NH ₄ ⁺	3,76	2,70	4,08	6,60	6,22	4,73	4,51	3,99	6,36	7,64	3,60	0,13	3,01	0,19
Ca	5,71	16,36	3,85	8,02	7,48	12,24	6,87	6,49	5,63	6,26	5,52	0,15	7,27	0,27
Mg	1,54	3,30	0,97	2,06	1,49	6,13	1,59	1,49	1,97	1,64	1,31	0,04	1,08	0,03
Na	2,36	2,52	2,84	2,28	2,77	3,70	4,77	2,22	2,00	2,33	5,59	0,43	1,68	0,10
K	16,78	21,91	8,97	13,73	11,29	44,31	15,78	18,83	22,14	15,05	16,25	1,49	15,73	1,27
Fe	0,087	0,118	0,069	0,125	0,110	0,108	0,190	0,142	0,122	0,102	0,075	0,008	0,075	0,013
Al	0,119	0,233	0,135	0,193	0,227	0,104	0,181	0,154	0,116	0,119	0,069	0,006	0,081	0,009
Mn	0,200	0,851	0,414	0,466	0,373	0,459	0,182	0,466	0,469	0,677	0,620	0,026	0,257	0,013
Cd	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,001	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cu	0,033	0,031	0,023	0,043	0,027	0,038	0,058	0,037	0,030	0,040	0,024	0,001	0,029	0,002
Pb	0,005	0,004	0,005	0,008	0,009	0,007	0,014	0,009	0,006	0,006	0,007	0,000	0,006	0,001
Zn	0,165	0,212	0,131	0,220	0,204	0,199	0,226	0,174	0,155	0,159	0,146	0,006	0,200	0,008
RWO	44,6	107,1	48,8	68,2	64,8	59,0	71,6	64,5	43,8	40,4	22,1	3,1	24,4	5,4
N _{tot}	9,8	13,8	9,0	13,5	15,0	15,6	11,6	10,4	15,3	12,8	10,5	0,3	9,9	0,5
Depozyt w drzewostanie	43,6	67,3	33,5	50,1	50,2	95,4	55,2	51,2	55,7	47,9	53,3	3,5	43,9	2,4

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

Depozyt podkoronowy mieścił się w zakresie od 33,5 do 95,4 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ (tab. 9.1). Był wysoki w świerczynie w Suwałkach i w drzewostanie sosnowym w Białowieży, odpowiednio: 95,4 i 67,3 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$. Przekraczał 50 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ w buczynie w Gdańsku, dąbrowie w Krotoszynie, świerczynach w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, drzewostanie sosnowym w Chojnowie i Zawadzkiem. Poniżej 40 $\text{kg ha}^{-1} \text{rok}^{-1}$ wyniosła depozycja

w drzewostanie sosnowym w Strzałowie, dąbrowie w Łącku i buczynie w Birczy, a najniższa była w drzewostanie sosnowym w Kruczu ($33,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$).

W opadach podkoronowych występowało więcej istotnych różnic pomiędzy powierzchniami niż w opadach na otwartej przestrzeni, uwidaczniając wpływ koron na skład depozycji. Powierzchnie, gdzie opady podkoronowe charakteryzowały się największą kwasowością (Szkłarska Poręba, Zawadzkie), różniły się istotnie od powierzchni Polski północnej i północno-wschodniej (Białowieża, Suwałki, Gdańsk i Strzałowo) pod względem depozycji co najmniej jednego ze składników, które wskazują na zakwaszenie opadów: ANC, H^+ , S-SO_4^{2-} . Wyniki wskazują na ogólnie mniejsze obciążenie związkami o charakterze zakwaszającym w lasach Polski północno-wschodniej i centralnej w porównaniu z lasami Śląska i Sudetów.

Wpływy depozycji morskiej zauważane w opadach na otwartej przestrzeni w rejonach nadmorskich (w Gdańsku) oraz w Sudetach (w Szkłarskiej Porębie) zaznaczają się także pod okapem drzewostanów w istotnie wyższej depozycji Cl^- i Na niż na obszarach Polski centralnej (w Krotoszynie) czy Podkarpacia (w Birczy).

W opadach w drzewostanach bukowych w Gdańsku i Birczy występowały istotnie mniejsze depozyty rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) niż w drzewostanie sosnowym w Białowieży i świerkowym w Szkłarskiej Porębie. 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.

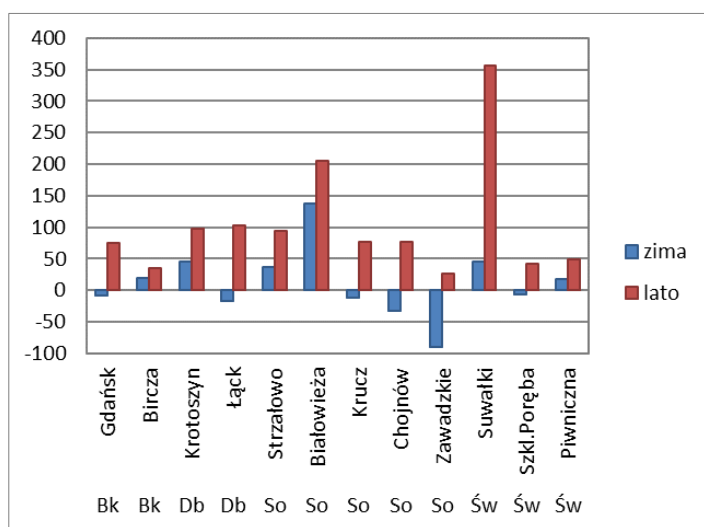
Nie odnotowano istotnych różnic w depozycji podkoronowej związków eutrofizujących: N-NO_3^- , N-NH_4^+ i N_{tot} w badanych drzewostanach.

Depozyt pierwiastków śladowych i metali ciężkich: żelaza, manganu, glinu, cynku, miedzi, kadmu i ołowiu wynosił od $0,61$ do $1,45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, co odpowiadało od $1,0$ do $2,3\%$ całkowitej rocznej depozycji podokapowej. Najwyższy udział omawianych metali w depozycie ogólnym stwierdzono w Kruczu i Łącku, przy czym w depozycie metali ponad połowę udziału na obu powierzchniach miał Mn. 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 $0,5\%$. Na poszczególnych powierzchniach depozyt metali ciężkich wyniósł od $0,16$ do $0,30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ rok}^{-1}$, z czego od 76 do 86% stanowił cynk.

Właściwości kwasowo-zasadowe opadów podkoronowych. Obniżone pH, tj. niższe niż 5,0 występowało na przestrzeni roku w 19% miesięcznych próbek opadów. Opady o pH poniżej 5,0 sporadycznie występowały w półroczu letnim, natomiast przeważały w okresie zimowym, a szczególnie w styczniu (na dziewięciu powierzchniach), lutym (na trzech powierzchniach) i grudniu (na pięciu powierzchniach).

Powierzchnie zlokalizowane w Polsce północno-wschodniej (w Suwałkach, Strzałowie i Białowieży) oraz centralnej (w Łącku) charakteryzowały się wyższym średnim rocznym pH (5,6–6,0) niż w pozostałych rejonach Polski. Średnio w roku najbardziej kwaśne opady docierały do gleby w drzewostanie zlokalizowanym na Śląsku (Zawadzkie, pH 4,9). Średnie roczne pH w rejonach górskich i podgórskich: w Szklarskiej Porębie i w Piwnicznej było również stosunkowo niskie (5,2–5,4), podobnie jak w Krotoszynie, Gdańsku i Kruczu (5,2–5,4).

Odczyn opadów był bardziej kwaśny niż średnio w roku 2020 w Gdańsku, Krotoszynie (o 0,5 jednostki pH), Zawadzkim (o 0,3 jednostki pH), natomiast mniej kwaśny – w Białowieży (o 0,3 jednostki pH). Na pozostałych powierzchniach pH opadów w 2021 roku było zbliżone do pH z roku 2020.



Rycina 9.2. Pojemność zobojętniania kwasów (ANC) [$\mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3}$] w opadach podkoronowych na SPO MI w 2021 r. Średnie dla okresu zimowego (miesiące I-IV, XI i XII) i letniego (V-X)

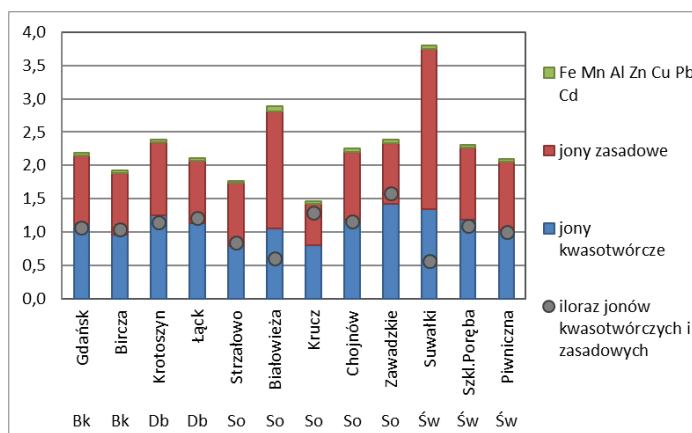
Pojemność zobojętniania kwasów (ANC), obliczona jako różnica stężeń kationów mocnych zasad (Ca, Mg, Na, K) i anionów mocnych kwasów (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^-) w opadach, mierzona w $\mu\text{eq} \cdot \text{dm}^{-3}$, jest wskaźnikiem pozwalającym ocenić, czy w wodach występuje nadmiar wolnych mocnych kwasów ($\text{ANC} < 0$), czy zasad ($\text{ANC} > 0$). ANC charakteryzuje zdolność wody do zobojętniania kwasów.

W porównaniu z wodami opadowymi, udział opadów podkoronowych z ujemnymi wartościami ANC występował rzadziej, bo poniżej 1/3 przypadków. Ujemne wartości ANC związane z przewagą jonów wolnych kwasów występowały przeważnie w okresie zimowym (ryc. 12.5), co można przypisać zarówno wzmożonym emisjom zanieczyszczeń w związku z sezonem grzewczym, jak i zmniejszonej aktywności biologicznej drzew i mniejszej wymianie jonowej

niż w okresie wegetacyjnym. Na wszystkich powierzchniach obserwacyjnych ANC półrocza zimowego było niższe niż w półroczu letnim (ryc. 9.2).

Średnio rocznie dodatnią wartość ANC (przewagę wolnych zasad) w opadach podkoronowych odnotowano we wszystkich badanych drzewostanach z wyjątkiem sosnowego na obszarze Śląska w Zawadzkim, gdzie występowała przewaga wolnych kwasów, a ANC osiągnęło wartość $-16,0 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$. Wysoką przewagę wolnych zasad odnotowano w opadach w Białowieży i Suwałkach (odpowiednio: 185 i $218 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$), natomiast w pozostałych drzewostanach ANC wynosiło od $18,7$ do $78,8 \mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$.

Wpływ okapu w różnych gatunkowo drzewostanach wyrażał się w podniesieniu wartości ANC średnio w roku w opadach podkoronowych w stosunku do opadów docierających do koron. W skali miesięcznej notowano również przypadki obniżenia ANC opadów w koronach; dotyczyły one niemal wszystkich powierzchni i występowały niemal wyłącznie w okresie zimowym.



Rycina 9.3. Ładunek jonów [$\text{kmol} \cdot \text{ha}^{-1}$] oraz stosunek depozytu jonów kwasotwórczych do zasadowych w opadach podkoronowych na SPO MI w 2021 roku.

Jony o zakwaszającym oddziaływaniu na środowisko (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-) stanowiły od 35 do 58% rocznego molowego depozytu (sumy azotu mineralnego, chlorków, siarczanów (VI), kationów zasadowych, żelaza, glinu, manganu i metali ciężkich oraz wodoru wyrażonej w $\text{mol} \cdot \text{ha}^{-1}$). Najwyższy udział jonów o charakterze

zakwaszającym (58%) stwierdzono, podobnie jak w poprzednich latach, w Zawadzkim. Udział przekraczający połowę całkowitej depozycji podokapowej zarejestrowano również w Kruczu (54%), Chojnowie (52%), Krotoszynie i Łącku (52 – 53%). Najniższy był w Suwałkach i Białowieży (35 - 36%), tam też depozyt molowy jonów o charakterze zasadowym (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} i Na^+) znacznie przewyższał depozyt jonów zakwaszających (ryc. 9.3).

Roczny depozyt podkoronowy był od 1,6 do 3,6 większy niż ten, który wpłynął z opadem na otwartej przestrzeni i mieścił się w zakresie od 33,5 kg ha⁻¹ (na powierzchni w Kruczu) do 95,4 kg ha⁻¹ (na powierzchni w Suwałkach).

W opadach w drzewostanach bukowych: w Gdańsku i Birczy występowały istotnie mniejsze depozyty rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) niż w drzewostanie sosnowym w Białowieży i świerkowym w Szklarskiej Porębie.

Depozyt pierwiastków śladowych i metali ciężkich: żelaza, manganu, glinu, cynku, miedzi, kadmu i ołowiu wynosił od 0,61 do 1,45 kg ha⁻¹ rok⁻¹, co odpowiadało od 1,0 do 2,3% całkowitej rocznej depozycji podokapowej. Udział samych metali ciężkich (Zn, Cu, Pb, i Cd) stanowił w sumie rocznego depozytu od 0,3 do 0,5%. Na poszczególnych powierzchniach depozyt metali ciężkich wyniósł od 0,16 do 0,30 kg ha⁻¹ rok⁻¹, z czego od 76 do 86% stanowił cynk.

W porównaniu z wodami opadowymi, udział opadów podkoronowych z ujemnymi wartościami ANC występował rzadziej, bo poniżej 1/3 przypadków. Ujemne wartości ANC związane z przewagą jonów wolnych kwasów występowały przeważnie w okresie zimowym. Na wszystkich powierzchniach obserwacyjnych ANC półrocza zimowego było niższe niż w półroczu letnim.

Przewagę jonów wolnych kwasów odnotowano w opadach na powierzchni na Śląsku (Zawadzkie; ANC -16,0 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$). Na pozostałych powierzchniach odnotowano w opadach dodatnią wartość średniej rocznej ANC (przewagę jonów wolnych zasad), najwyższą w Suwałkach, wysoką w Białowieży (odpowiednio: 218 i 185 $\mu\text{eq dm}^{-3} \text{ rok}^{-1}$).

Jony o zakwaszającym oddziaływaniu na środowisko (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ , Cl^-) stanowiły od 35% (w Białowieży i Suwałkach) do 58% (w Zawadzkim) rocznego molowego depozytu.

9.2. Spływ po pniu w drzewostanach bukowych

Depozycja składników z opadami w drzewostanach byłaby znacząco niedoszacowana, gdyby pominięto jedną ze ścieżek dopływu wód opadowych do gleb leśnych, czyli wody spływające po pniach drzew. W ramach programu monitoringu lasów ta frakcja wód opadowych jest badana jedynie w drzewostanach bukowych (powierzchnie w nadleśnictwach w Gdańsku i Birczy). Architektura koron buka, typ i ułożenie liści oraz struktura kory w większym stopniu sprzyjają odprowadzaniu opadu po pniach, niż u innych gatunków. Spływ po pniu stanowi wobec tego w buczynach istotną formę transportu wody, substancji pokarmowych oraz zanieczyszczeń zawartych w opadach, modyfikując warunki glebowe w strefach wokół pni (Chang i Matzner 2000, Johnson i Lehmann 2006, Schwärzel i in. 2012).

Pobór próbek spływu po pniu odbywa się w okresie bezmroźnym. Zimą, w okresie gdy nie prowadzono pomiarów, 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 26 mm, a na powierzchni w Birczy – 28 mm. W próbkach miesięcznych spływ po pniu stanowił od 1 do 10% opadu bezpośredniego (na otwartej przestrzeni) w Gdańsku oraz od 2 do 14% 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.

Depozyt składników wniesiony ze spływem po pniu w buczynach wyniósł w okresie badań 3,5 kg ha⁻¹ w Gdańsku oraz 2,4 kg ha⁻¹ w Birczy. Stanowiło to 7% depozytu podkoronowego w Gdańsku i 6% w Birczy.

Mimo że suma opadu odprowadzonego po pniach stanowiła średnio zaledwie 4–5% opadu podkoronowego, depozyt rozpuszczonego węgla organicznego w spływie po pniu wynosił około 14–22% 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).

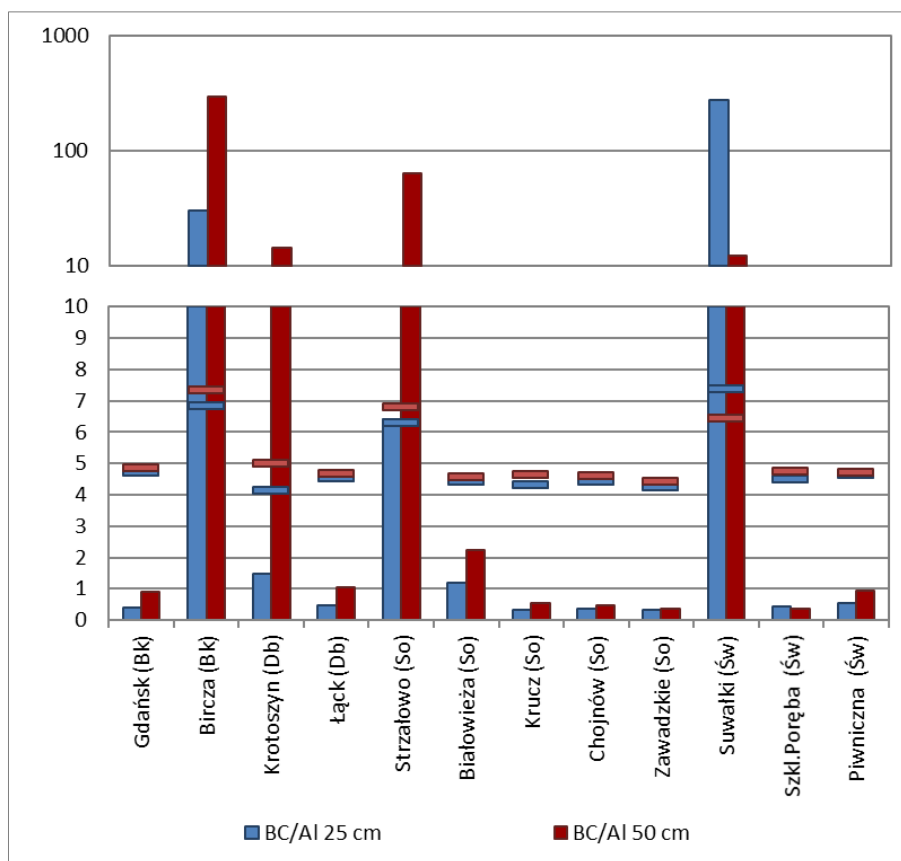
10. ROZTWORY GLEBOWE - Anna Kowalska

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

Na powierzchniach monitoringu intensywnego roztwory glebowe pobierano z miesięczną częstotliwością, stosując kwarcowo-teflonowe podciśnieniowe lizymetry PRENART. Na każdej powierzchni funkcjonowało po 10 lizymetrów na dwóch głębokościach gleby: 25 cm i 50 cm od powierzchni. Jedynie w Szklarskiej Porębie lizymetry zainstalowano na głębokości 20 i 40 cm z uwagi na małą miąższość gleby i kamieniste podłoże.

W 2021 roku występowały miesiące, gdy wskutek niskich opadów na niektórych powierzchniach (szczególnie w Wielkopolsce na powierzchni w Krotoszynie) woda glebowa nie była dostępna i nie było możliwe pobieranie wystarczających ilości próbek do badań. Taka sytuacja miała miejsce w pojedynczych miesiącach letnich w Polsce północnej i północno-

wschodniej (w Gdańsku, Suwałkach i Strzałowie) oraz we wrześniu na ośmiu powierzchniach monitoringowych (oprócz powierzchni w Łącku, Chojnowie, Szklarskiej Porębie i Piwnicznej). Ponadto na większości powierzchni 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.



Rycina 10.1. Stosunek molowy kationów zasadowych do glinu (BC/Al) w roztworach glebowych na SPO MI w 2021 r. Poziomymi kreskami zaznaczono średnią roczną wartość pH na głębokości 25 cm (kolor niebieski) i 50 cm (kolor czerwony)

W 2021 r. średnie pH w badanych roztworach glebowych wynosiło od 4,1 do 7,3 na głębokości 25 cm oraz od 4,4 do 7,3 na głębokości 50 cm (ryc. 10.1). Zmiany większe niż $\pm 0,2$ jednostki pH, w porównaniu z rokiem poprzednim, wystąpiły jedynie w kilku przypadkach (w Birczy, Suwałkach, Strzałowie i Krotoszynie) i mogły być spowodowane niewystarczającą dostępnością wody glebowej, szczególnie 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, Chojnowie i Białowieży (pH od 4,3 do 4,6). W dąbrowie w Krotoszynie w płytszym poziomie gleby pH było najniższe spośród SPO MI i wynosiło tylko 4,2. W świerczynach w Szklarskiej Porębie i Piwnicznej, w drzewostanie dębowym w Łącku, 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 – 7,4. Z reguły w górnej części profilu glebowego występowało nieznaczne zakwaszenie roztworów w stosunku do głębszych poziomów, szczególnie widoczne w dąbrowie w Krotoszynie, buczynie w Birczy i borze w Strzałowie, gdzie różnica między pH na głębokości 25 i 50 cm wynosiła odpowiednio 0,9, 0,5 i 0,5 jednostki pH.

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 w Birczy, Strzałowie oraz Suwałkach (ryc. 10.2). Udział kationów o charakterze zasadowym w sumie jonów był niski (21–27%) na powierzchniach w Szklarskiej Porębie, Chojnowie i Zawadzkiem. Na powierzchniach w Białowieży, Kruczu, Łącku, Gdańsku i Piwnicznej był nieco wyższy i wynosił od 26 do 42%.

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

Wskaźnik ten przyjął znacznie niższe od jedności wartości, mieszczące się w zakresie od 0,3 do 0,6 w roztworach glebowych na obu głębokościach na powierzchniach: w Szklarskiej Porębie, Chojnowie, Zawadzkiem i Kruczu (ryc. 10.1). W Piwnicznej mieścił się w granicach 0,6–0,9. W Gdańsku i Łącku wynosił odpowiednio 0,4 i 0,5 na głębokości 25 cm i wzrastał do 0,9–1,0 w głębszym poziomie gleby. Na pozostałych powierzchniach przekraczał, niekiedy znacznie, przyjętą wartość krytyczną, wskazując na brak zagrożenia korzeni ze strony toksycznych form glinu.

Obecność azotanów w roztworach glebowych z reguły stanowi wskaźnik tzw. wysycenia ekosystemu azotem, czyli sytuacji, gdy podaż azotu przekracza zapotrzebowanie roślin i mikroorganizmów (np. Aber i in. 1989, Gundersen i Rasmussen 1995, Kristensen i in. 2004). 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.

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 1,7 do 4,9 mg N dm^{-3} od marca do sierpnia, w Krotoszynie – w stężeniu od 10 do 12 mg N dm^{-3} oraz w Suwałkach – w stężeniu od 0,6 do 7,7 mg N dm^{-3} przez cały okres pobierania próbek.

Na powierzchni w Białowieży w ostatnich latach wystąpiły wiatrowały i inne uszkodzenia od wiatru, co może wskazywać na gorszą kondycję drzew, punktowe odsłonięcie gleby sprzyjające przyspieszonej mineralizacji i uwalnianiu azotanów do roztworów glebowych. Drugą potencjalną przyczyną osłabienia drzew jest obecność opieńki. W Suwałkach obecność azotanów można wiązać z uszkodzeniem drzewostanu i powolnym rozpadem, związanym z obecnością kornika i chorobami grzybowymi, w wyniku czego część powierzchni badawczej została pozbawiona drzew. Wykonywane są tam dalsze cięcia sanitarne. Z kolei w Krotoszynie po cięciu sanitarnym przeprowadzonym w 2017 roku, wskutek zwiększonej mineralizacji materii organicznej, mogło nastąpić wzmożone uwalnianie N-NO_3^- do roztworów glebowych. Dodatkowo drzewostan wykazuje oznaki uszkodzeń, a zamierające drzewa powiększają powierzchnię gleby nieosłoniętą okapem, co może powodować przyspieszenie tempa mineralizacji w glebie.

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

Obecność jonów amonowych w roztworach glebowych w Suwałkach, Białowieży, Krotoszynie i Łącku 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.

11. ZMIANY STĘŻEŃ ZANIECZYSZCZEŃ GAZOWYCH ORAZ SKŁADU ROZTWORÓW GLEBOWYCH PO ROKU 2010 - Anna Kowalska

Na każdej z badanych powierzchni w ostatnich latach zanotowano istotny spadek stężenia dwutlenku siarki. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich: w Szklarskiej Porębie i w Birczy. W rejonach o ogólnie niższym poziomie zanieczyszczeń gazowych (Polska północno-wschodnia): w Suwałkach, Strzałowie i Białowieży spadek stężenia SO_2 nie był tak wyraźnie zaznaczony, mimo że testy wskazują na jego istotność.

Stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie również wykazywały trendy spadkowe na wszystkich powierzchniach, przy czym w Suwałkach na granicy istotności. Największy spadek stężenia NO_2 wystąpił w Chojnowie, gdzie obserwowane są najwyższe stężenia tego gazu spośród powierzchni monitoringowych. Duże spadki zaobserwowano również w Łącku i Zawadzkiem. Najslabiej zaznaczony spadek stężeń NO_2 miał miejsce w Strzałowie i Białowieży (Polska północno-wschodnia), gdzie od lat stężenia dwutlenku azotu w powietrzu utrzymują się na niskim poziomie.

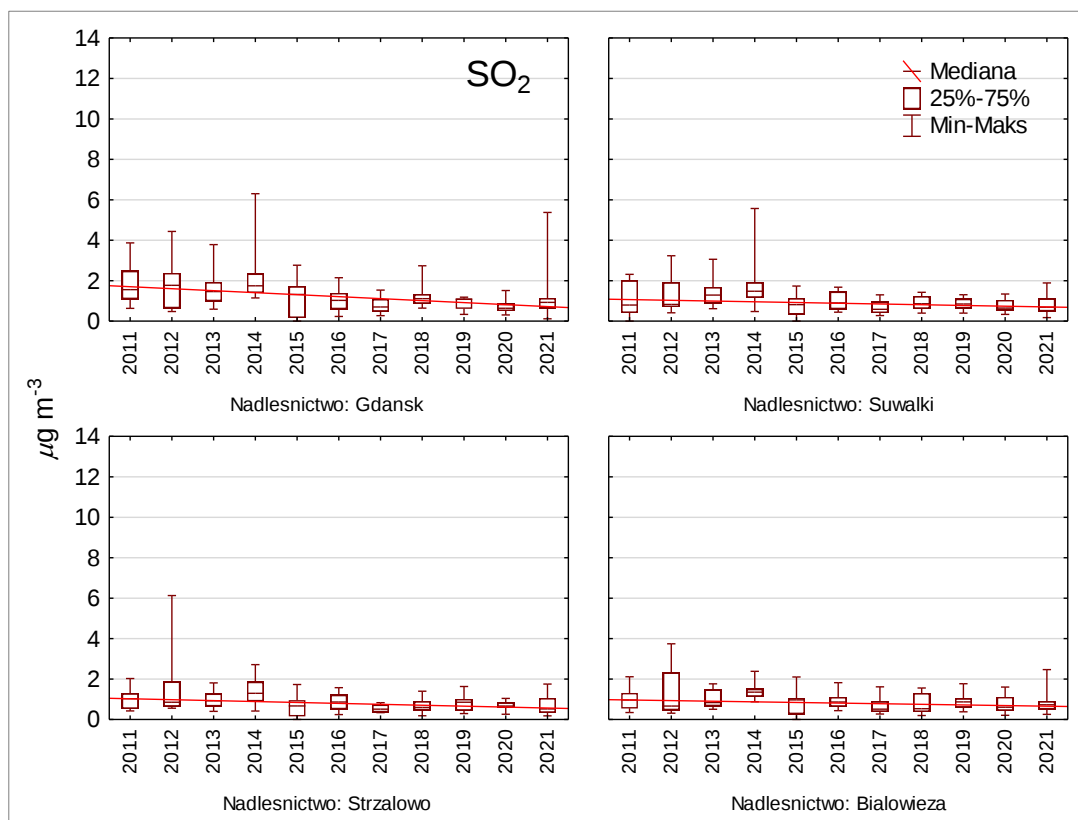
Stężenia gazowych zanieczyszczeń powietrza w latach 2011–2021 przedstawiono na rycinach 11.1–11.6, czerwona linia ilustruje tendencje zmian stężeń.

W latach 2010–2021 ani na otwartej przestrzeni, ani pod okapem nie występowały istotne trendy zmiany wielkości opadów docierających na powierzchnie, z wyjątkiem Krotoszyna, gdzie zanotowano spadek ilości opadów.

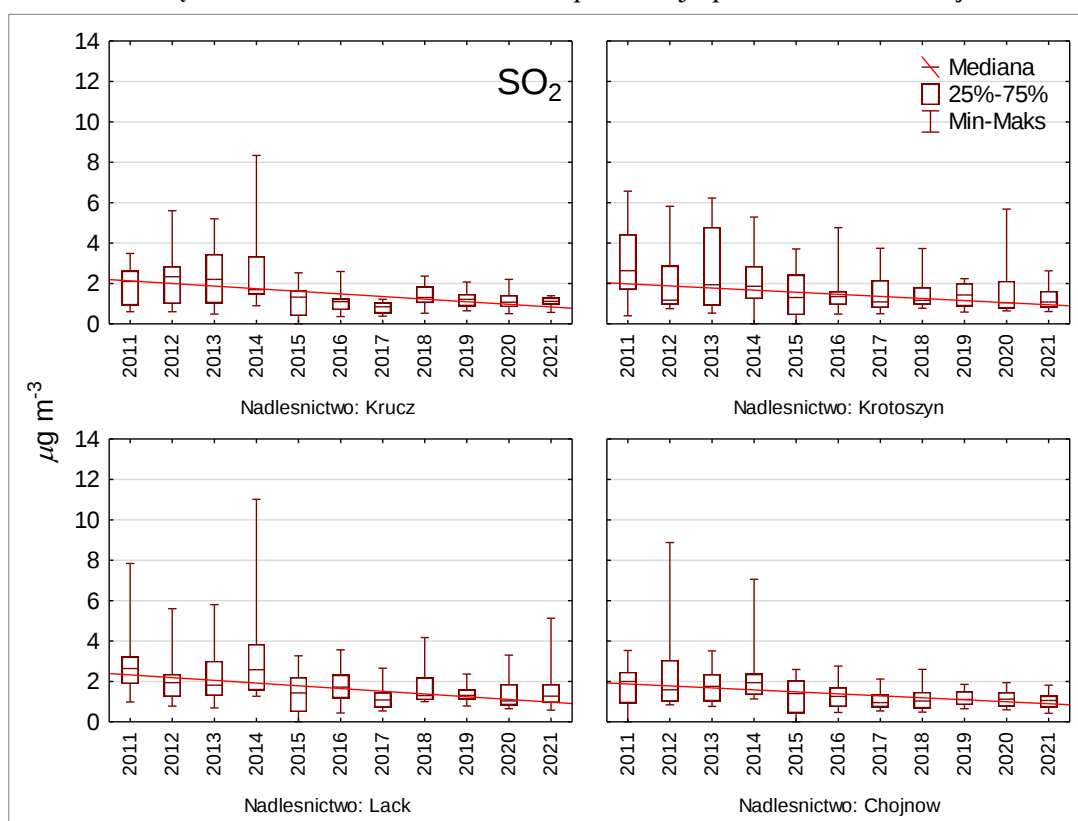
Na większości powierzchni, zarówno na otwartej przestrzeni, jak i pod okapem drzewostanów pH opadów wykazywało istotny ($p \leq 0,05$) trend rosnący, co można uznać za zjawisko pozytywne. Wyjątkiem była powierzchnia świerkowa w Piwnicznej, gdzie nie zaobserwowano trendu. Wzrostowi pH opadów towarzyszyło zmniejszanie się depozycji siarki w formie siarczanów (VI), depozycja S-SO_4^{2-} na wszystkich SPO MI na otwartej przestrzeni oraz pod okapem wykazywała tendencję malejącą.

Depozycja związków azotu w znacznie mniejszym stopniu niż S-SO_4^{2-} podlegała trendom i trudno jest wskazać jednolity kierunek zmian. W okresie 2010–2021 trendy wzrostu depozycji N-NO_3^- w drzewostanach wykryto w Białowieży, Suwałkach i Piwnicznej, zaś trendy spadkowe w Szklarskiej Porębie w obu typach opadów oraz w opadach docierających do koron drzew w Birczy, Krotoszynie, Łącku, Kruczu, Chojnowie i Piwnicznej. Depozycja formy zredukowanej azotu (N-NH_4^+) istotnie malała na licznych powierzchniach, szczególnie

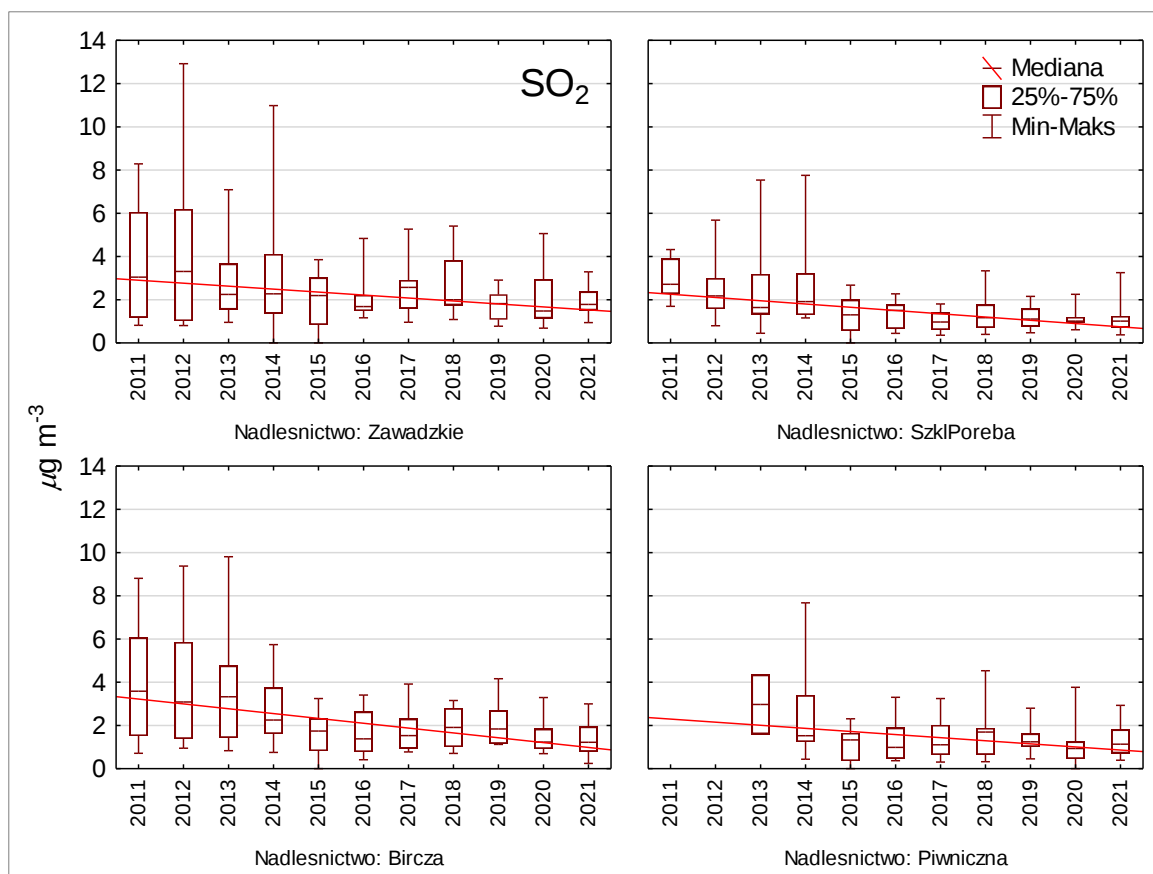
w buczynach w Gdańsku i Birczy oraz drzewostanach iglastych w Suwałkach, Szklarskiej Porębie i Zawadzkiem.



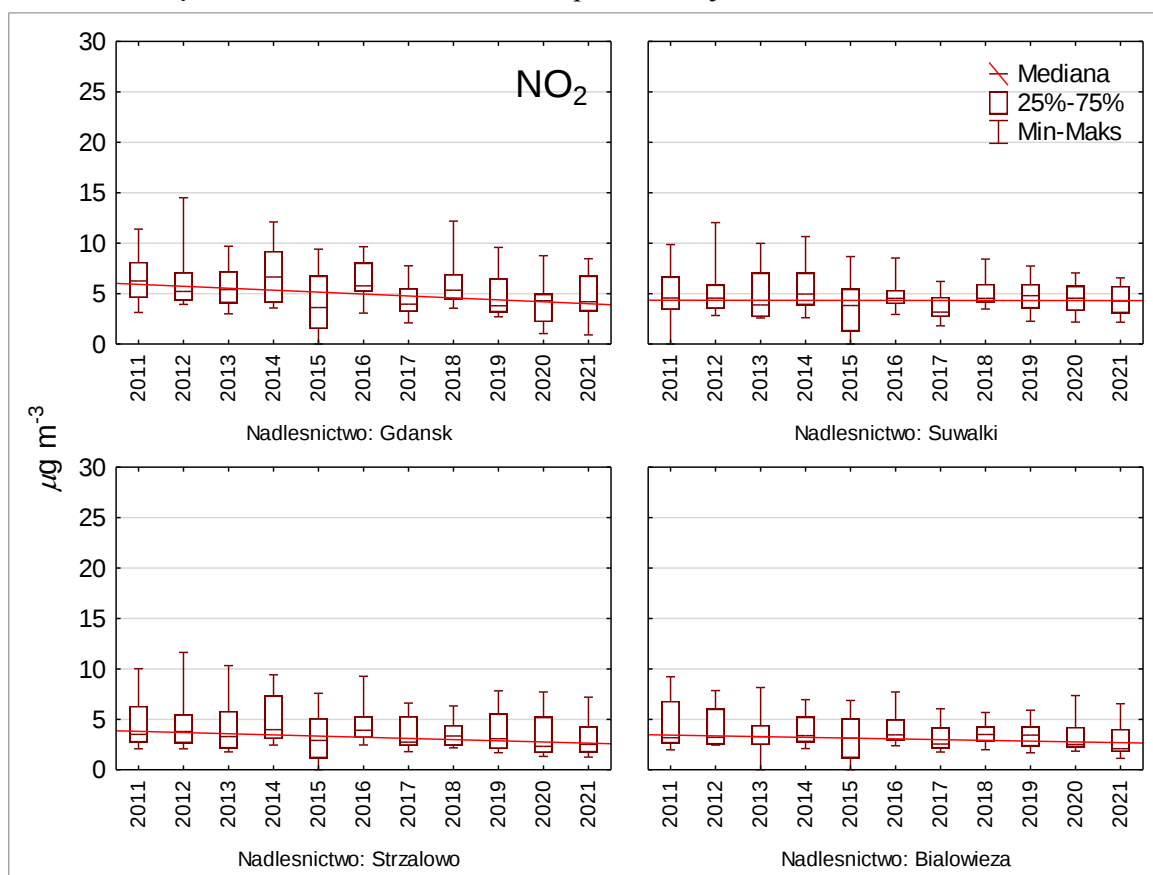
Rycina 11.1. Stężenia dwutlenku siarki w Polsce północnej i północno-wschodniej w latach 2011–2021



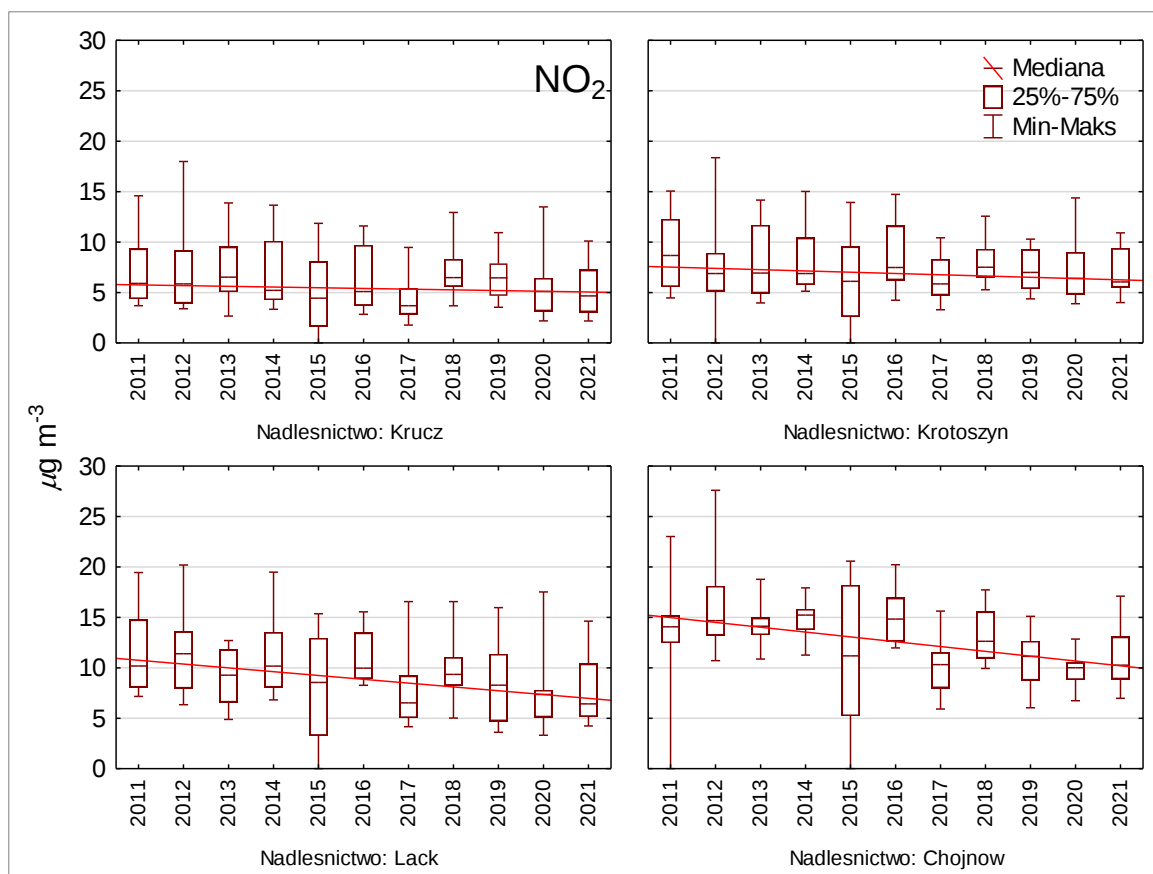
Rycina 11.2. Stężenia dwutlenku siarki w Polsce centralnej w latach 2011–2021



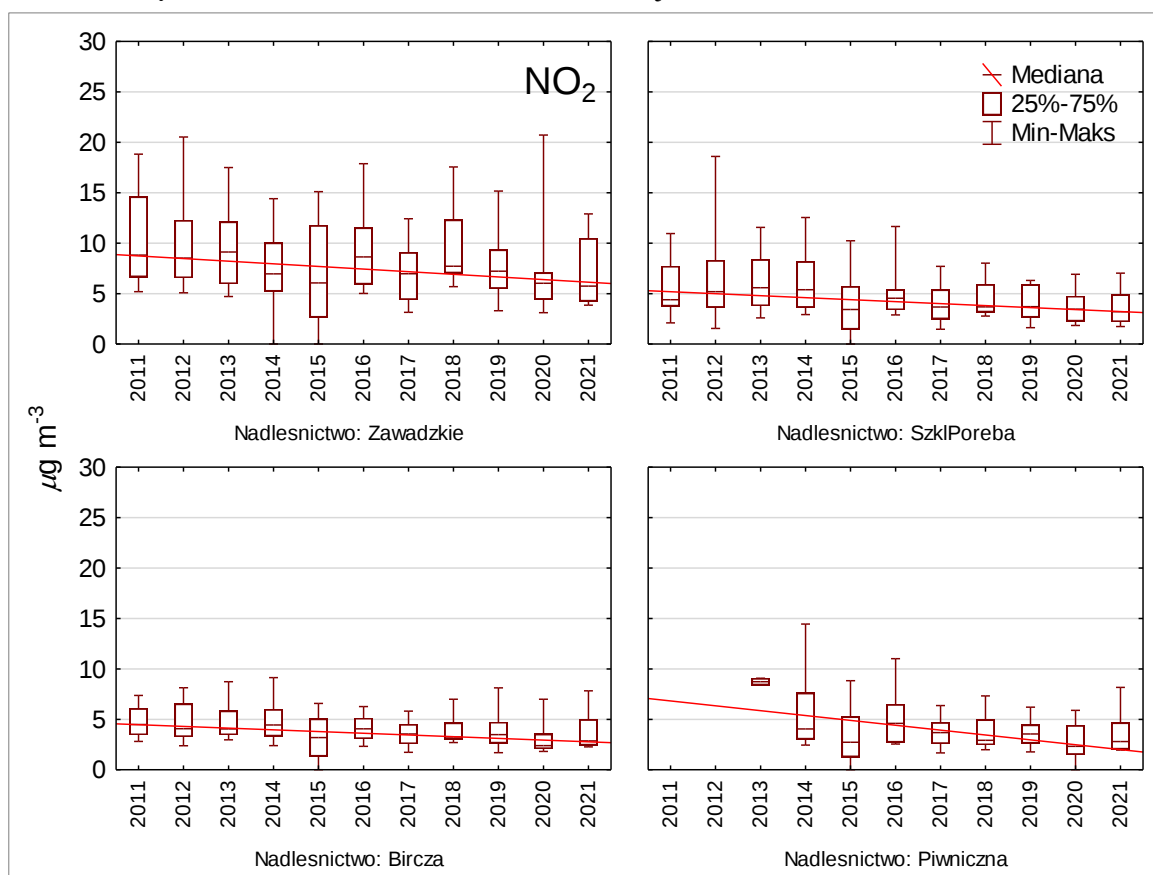
Rycina 11.3. Stężenia dwutlenku siarki w Polsce południowej w latach 2011–2021



Rycina 11.4. Stężenia dwutlenku azotu w Polsce północnej i północno-wschodniej w latach 2011–2021



Rycina 11.5. Stężenia dwutlenku azotu w Polsce centralnej w latach 2011–2021



Rycina 11.6. Stężenia dwutlenku azotu w Polsce południowej w latach 2011–2021

Warunki w glebie w badanym okresie pozostawały na większości powierzchni stabilne, trendy wielkości depozycji na przestrzeni ostatnich lat w niewielkim stopniu znajdowały odzwierciedlenie w zmianach składu chemicznego roztworów glebowych. Kwasowość roztworów glebowych zmniejszała się na obu głębokościach tylko w Szklarskiej Porębie (powierzchnia świerkowa), co można powiązać z istotnie malejącymi trendami depozycji związków siarki ($S-SO_4^{2-}$) i azotu ($N-NO_3^-$) oraz rosnącą zasadowością opadów. Wskaźnik pH wykazywał trend rosnący również na głębokości 50 cm na powierzchni w Strzałowie (pod drzewostanem sosnowym), lecz ta powierzchnia, w porównaniu z innymi, charakteryzuje się stosunkowo żyznymi glebami o zazwyczaj niższej kwasowości roztworów glebowych.

Malejąca depozycja siarki docierającej z opadami ($S-SO_4^{2-}$) rzadko powodowała istotne trendy spadkowe w stężeniu jonów siarczanowych w roztworach glebowych. Stężenia SO_4^{2-} w roztworach glebowych malały na powierzchni w Chojnowie (pod drzewostanem sosnowym), także w Szklarskiej Porębie (pod drzewostanem świerkowym) i w płytszym poziomie gleby w Piwnicznej (pod drzewostanem świerkowym). Na pozostałych powierzchniach na glebach kwaśnych i uboższych w składniki odżywcze nie zaobserwowano istotnych trendów dla wskaźników świadczących o jakości gleby.

W Zawadzkiem na Śląsku (powierzchnia sosnowa), gdzie notowano w opadach rosnący trend pH i zasadowości przy malejącej depozycji związków siarki, w roztworach glebowych nie są obserwowane żadne trendy, które mogłyby świadczyć o poprawie sytuacji środowiska glebowego. Wręcz przeciwnie, stężenia glinu wykazują trend rosnący ($p \leq 0,05$) na głębokości 50 cm, natomiast stężenia wapnia – trend malejący na obu głębokościach gleby. Malejący udział kationów w stosunku do glinu wskazuje na pogarszanie się i tak niekorzystnych warunków wzrostu i rozwoju korzeni drzew. Podobnie trend rosnący stężeń glinu wystąpił w dąbrowie w Krotoszynie na głębokości 25 cm, gdzie występuje silne odgórne postępujące zakwaszenie profilu glebowego, a badania roztworów glebowych nie wskazują na poprawę warunków w płytszej warstwie gleby.

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.

Na terenach Polski dla głównych typów lasu (według klasyfikacji EUNIS G1 – lasy liściaste, G3 – lasy iglaste, G4 – lasy mieszane) określono wielkość doświadczalnych ładunków krytycznych azotu na poziomie minimalnym 10 kg N ha^{-1} , maksymalnym 21 kg N ha^{-1} , ze średnią $12,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ i medianą $12,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Pecka i Mill 2011). 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 $7\text{--}13 \text{ kg N ha}^{-1}$), zaś na obszarach północnych i południowych wielkość ładunków krytycznych jest wyższa, przekraczająca 14 kg N ha^{-1} (ibid.).

Dopływ azotu (N_{tot}) do gleb pod okapem w 2021 roku był niższy niż 10 kg N ha^{-1} jedynie w Strzałowie ($9,8 \text{ kg N ha}^{-1}$) i Kruczu ($9,0 \text{ kg N ha}^{-1}$). W pozostałych drzewostanach przyjmował wartości od około $10\text{--}13 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Piwniczna, Bircza, Gdańsk, Szklarska Poręba, Łąck, Chojnów) do $14\text{--}16 \text{ kg N ha}^{-1}$ (Białowieża, Zawadzkie, Krotoszyn, Suwałki). W puli azotu całkowitego (N_{tot}) od 74 do 88% stanowiły formy mineralne (N-NH_4^+ i N-NO_3^-). 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 większości badanych powierzchni monitoringu intensywnego jest prawdopodobna nadmierna podaż azotu.

Na każdej badanej powierzchni w ostatnich latach zanotowano spadek stężenia dwutlenku siarki. Największe spadki wystąpiły w rejonach górskich: w Szklarskiej Porębie i Birczy.

Stężenia dwutlenku azotu w powietrzu w badanym okresie wykazywały trendy spadkowe na wszystkich powierzchniach, przy czym w Suwałkach na granicy istotności. Największy spadek stężenia NO₂ wystąpił w Chojnowie, gdzie obserwowane są najwyższe stężenia NO₂ spośród powierzchni monitoringu lasów. Duże spadki zaobserwowano również w Łącku i Zawadzkiem.

Na większości powierzchni, zarówno na otwartej przestrzeni, jak i pod okapem drzewostanów, pH opadów wykazywało istotny ($p \leq 0,05$) trend rosnący, co można uznać za zjawisko pozytywne. Wyjątkiem była powierzchnia świerkowa w Piwnicznej, gdzie takiego trendu nie zaobserwowano. Wzrostowi pH opadów towarzyszyło zmniejszanie się depozycji siarki w formie siarczanów: depozycja S-SO₄²⁻ na wszystkich SPO MI na otwartej przestrzeni oraz pod okapem wykazywała tendencję malejącą.

Depozycja związków azotu w znacznie mniejszym stopniu niż S-SO₄²⁻ podlegała trendom i trudno jest wskazać jednakowy kierunek zmian na terenie Polski. W okresie 2010-2021 trendy wzrostu depozycji N-NO₃⁻ wykryto w Białowieży, Suwałkach i Piwnicznej, zaś trendy spadkowe w Szklarskiej Porębie w obu typach opadów oraz w opadach docierających do koron drzew w Birczy, Krotoszynie, Łącku, Kruczu, Chojnowie i Piwnicznej. Depozycja formy zredukowanej azotu (N-NH₄⁺) istotnie malała na licznych powierzchniach, szczególnie w buczynach w Gdańsku i Birczy oraz w drzewostanach iglastych w Suwałkach, Szklarskiej Porębie i Zawadzkiem.

12. 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
- 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.
- Colville, R. N. (2004). Emisje, dyspersje i transformacje atmosferyczne. [W:] Zanieczyszczenie powietrza a życie roślin. Red.: Bell J.N.B, Treshow M., Wydawnictwa Naukowo-Techniczne, Warszawa, pp 29-50.

- 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.
- Fioletov, V.E., McLinden, C.A., Krotkov, N., Li, C., Joiner, J., Theys, N., Carn, S., & Moran, M.D. (2016). A global catalogue of large SO₂ sources and emissions derived from the Ozone Monitoring Instrument. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 11497–11519, doi:10.5194/acp-16-11497-2016.
- Fowler, D., Steadman, C. E., Stevenson, D., Coyle, M., Rees, R. M., Skiba, U. M., Sutton, M. A., Cape, J. N., Dore, A. J., Vieno, M., Simpson, D., Zaehle, S., Stocker, B. D., Rinaldi, M., Facchini, M. C., Flechard, C. R., Nemitz, E., Twigg, M., Erisman, J. W., Butterbach-Bahl, K., and J. N. Galloway (2015). Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, 13849–13893, doi:10.5194/acp-15-13849-2015.
- 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. ss. 112.
- 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

- Lin., J.-T. (2012) Satellite constraint for emissions of nitrogen oxides from anthropogenic, lightning and soil sources over East China on a high-resolution grid. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 2881–2898, doi:10.5194/acp-12-2881-2012
- 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.
- Lorenc H, 1994, Ocena zmienności temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w okresie 1901–1993 na podstawie obserwacji z wybranych stacji meteorologicznych w Polsce. *Wiad. IMGW*, 38, 43–59.
- Masante D, Vogt J (2018) Drought in Central-Northern Europe – August 2018. https://edo.jrc.ec.europa.eu/documents/news/EDODroughtNews201807_Central_North_Europe.pdf. Accessed 20 Feb 2020
- Masante D, Vogt J, Cammalleri C, Spinoni J, Barbosa P (2018) Drought in Central-Northern Europe – September 2018 EDO Analytical Report Copernicus EMS – European Drought Observatory (EDO). https://edo.jrc.ec.europa.eu/documents/news//EDODroughtNews201809_Central_North_Europe.pdf. Accessed 20 Feb 2020
- 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.
- Neirynck, 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).
- Pecka, T. & Mill, W. (2011). Doświadczalne ładunki krytyczne azotu dla ekosystemów lądowych – adaptacja metody CCE do warunków środowiskowych Polski. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, 47, 121-132.
- Posch, M., Sander, R., Schöpp, W. & Amann, M. The 2017 critical loads data: Differences to earlier estimates and implications for current and future ecosystems protections. *CIAM Report 1/2018*. [dostęp: 21 maja 2022]
https://previous.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/policy/CIAM-2018_report.pdf
- 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 Meteorologiczny 2021 Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Państwowy Instytut Badawczy.
- Rocznik Statystyczny Rolnictwa 2021, Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2021 [dostęp: 1 czerwca 2022] <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/roczniki-statystyczne/roczniki-statystyczne/rocznik-statystyczny-rolnictwa-2021,6,15.html>
- Rocznik Statystyczny Województw 2021, Główny Urząd Statystyczny, Zakład Wydawnictw Statystycznych, Warszawa 2021 [dostęp: 22 marca 2022] <https://stat.gov.pl/obszary-tematyczne/roczniki-statystyczne/roczniki-statystyczne/rocznik-statystyczny-wojewodztw-2021,4,16.html>
- 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.
- 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 12 stycznia 2011 r. w sprawie obszarów specjalnej ochrony ptaków. Dz. U. 2011 nr 25, poz. 133.
- Schuldt B, Buras A, Arend M, Vitasse Y, Beierkuhnlein C, Damm A, Gharun M, Grams TEE, Hauck M, Hajek P, Hartmann H, Hilbrunner E, Hoch G, Holloway-Phillips M, Körner H, Larysch E, Lübke T, Nelson DB, Rammig A, Rigling A, Rose L, Ruehr NK, Schumann K, Weiser F, Werner Ch, Wohlgemuth T, Zang ChS, 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.
- U.S. EPA. (2018). Data from the 2014 National Emissions Inventory, Version 2. Accessed 2018. <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/2014-national-emissions-inventory-nei-data>.
- Uchwała nr 5 Rady Ministrów z dnia 5 stycznia 2021 r. w sprawie wyrażenia zgody na przekazanie Komisji Europejskiej dokumentu „Lista zmian w sieci obszarów Natura 2000” Monitor Polski Warszawa, dnia 15 stycznia 2021 r. poz. 45
- Ustawa o ochronie przyrody z dnia 16 kwietnia 2004 r. Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880.
- 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.