

# ZRÓŻNICOWANIE WŁAŚCIWOŚCI FIZYKOCHEMICZNYCH OPADU PODKORONOWEGO W WYBRANYCH DRZEWOSTANACH SOSNOWYCH NA POMORZU ZACHODNIM I W GÓRACH ŚWIĘTOKRZYSKICH (BIAŁE ZAGŁĘBIE)

Rafał Kozłowski, Robert Kruszyk

**Kozłowski R., Kruszyk R., 2016:** Zróżnicowanie właściwości fizykochemicznych opadu podkoronowego w wybranych drzewostanach sosnowych na Pomorzu Zachodnim i w Górach Świętokrzyskich (Białe Zagłębie) (*Variability of physicochemical properties of throughfall in the pine stands in Western Pomerania and Świętokrzyskie Mountains (Białe Zagłębie)*, *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, Vol. 18(1), s. 83-92.

**Zarys treści.** W niniejszej pracy przedstawiono wyniki czteroletnich badań obejmujących lata hydrologiczne 2010–2013. Prowadzono je w drzewostanach sosnowych położonych w dwóch geosystemach znajdujących się pod wpływem zróżnicowanych pod względem intensywności lokalnych i odległych emisji przemysłowych. Stwierdzono, że w obu geosystemach następują istotne statystycznie zmiany w zakresie ilościowym oraz jakościowym wód przenikających przez korony drzew w porównaniu do opadu bezpośredniego. Wykazano, że zarówno na powierzchni Czarnem, jak i na Maliku wody opadu podkoronowego dostarczyły do gleb ponad dwukrotnie wyższy ładunek w porównaniu do opadu bezpośredniego. Spośród analizowanych jonów największym wskaźnikiem wzbogacenia (EF) na obu powierzchniach charakteryzowały się jony potasu (7,0 na Maliku oraz 5,8 w Czarnem).

**Słowa kluczowe:** Ekosystemy leśne, opad podkoronowy, depozycja atmosferyczna, sosna zwyczajna  
**Key words:** *Forest ecosystem, throughfall, ion deposition, Scots Pine*

Rafał Kozłowski, Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, rafalka@ujk.edu.pl  
Robert Kruszyk, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Instytut Geoekologii i Geoinformacji, rlk@amu.edu.pl

## 1. Wprowadzenie

Wody opadowe, przepływając przez strefę koron drzew w postaci opadu podkoronowego i spływu po pniach drzew, zmieniają istotnie swoje właściwości fizykochemiczne w kontakcie z powierzchnią roślin. Do głównych procesów zmieniających skład chemiczny opadów atmosferycznych należy zaliczyć: splukiwanie suchej depozycji zanieczyszczeń pyłowych i gazowych osadzonych na powierzchni roślin oraz wymywania substancji z igieł i liści (Likens, Borman 1995,

Grodzińska i in. 1996; Dambrine i in. 1997; Draaijers i in. 1997; Walna i in. 1999; Polkowska i in. 2005; Małek i in. 2008; Kozłowski i in. 2012). W efekcie przy znacznie niższych sumach opadów w lesie (intercepcja) do gleby dostarczane są wielokrotnie wyższe ładunki składników mineralnych i organicznych w porównaniu z terenem otwartym (Potter i in. 1991; Kozłowski 2013; Kruszyk i in. 2015). W procesie wychwytywania zanieczyszczeń obecnych w powietrzu szczególnie efektywne są drzewostany iglaste (Erismann, Draaijers 2003; Kowalska i in. 2016). Obecność w ciągu całego roku

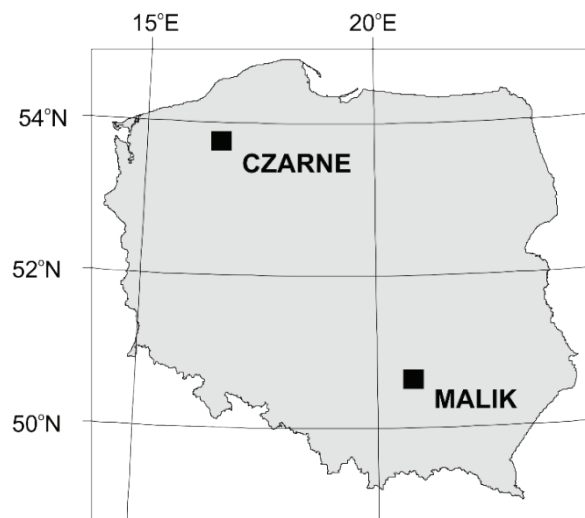
igieł oraz większa w porównaniu do liści powierzchnia receptyjna przyczyniają się do zwiększonego dopływu zanieczyszczeń do gleby (Herrmann i in. 2006; Kowalska i in. 2016). Procesy zachodzące w strefie koron drzew wpływają również na równowagę kwasowo-zasadową wód opadowych. W drzewostanach iglastych obserwowane są przede wszystkim procesy zakwaszania wód opadowych w strefie koron drzew (Kram i in. 1997; De Schrijver i in. 2007; Bochenek i in. 2008; Žaltauskaitė, Juknys 2011; Kozłowski 2013). Są one efektem procesów gromadzenia się na powierzchni roślin kwasogennych związków siarki i azotu. Z drugiej strony zakwaszenie wód opadowych jest ograniczana przez wymywania kationów zasadowych, w tym głównie potasu (Draaijers i in. 1997; Finé i in. 2004; Kozłowski i in. 2012).

Celem badań było poznanie stopnia transformacji właściwości fizykochemicznych wód opadowych w wybranych drzewostanach sosnowych na Pomorzu Zachodnim (Czarne) i w południowo-zachodniej części Gór Świętokrzyskich na terenie tzw. Białego Zagłębia (Malik). Badania prowadzono w drzewostanach będących pod wpływem zróżnicowanych pod względem intensywności lokalnych i zdalnych emisji przemysłowych. Objęły lata hydrologiczne 2010–2013.

## 2. Obszar badań

Stanowiska badawcze zlokalizowano w dwóch drzewostanach sosnowych (ryc. 1), położonych w południowo-zachodniej części Gór Świętokrzyskich na terenie tzw. Białego Zagłębia – Malik (50,8144°N, 20,4966°E). W składzie gatunkowym boru sosnowego związku *Dicrano-Pinion* drzewostanu dominowała sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) (51,9%), obok której w postaci domieszek występowały buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*) (21,2%) oraz grab zwyczajny (*Carpinus betulus*) (27,2%). Wiek sosny ustalono na 80 lat. Wartości pierśnicy tego gatunku mieściły się w zakresie od 14 do 21 cm, natomiast wysokość od 25 do 35 m. Zwarcie koron drzewostanu wyniosło 60%. Na stanowisku Malik występuje mozaika gleb rdzawych i bielcowanych, utworzonych z plejstocenijskich piasków fluwioglacjalnych (Kozłowski 2013).

Druga powierzchnia badawcza – Czarne (53,7471°N, 16,5529°E), jest położona na terenie zlewni górnej Parsęty na Pomorzu Zachodnim, na pograniczu dwóch mezoregionów: Pojezierza Drawskiego i Pojezierza Bytowskiego. Badania prowadzono w obrębie 95-letniego drzewostanu (bór sosnowy świeży *Leucobryo-Pinetum*), w składzie którego dominowała sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) (85,8%) o zwarcie koron wynoszą-



Ryc. 1. Lokalizacja powierzchni badawczych  
Fig. 1. Location of the research sites

cym 70%. Średnia pierśnica sosny wyniosła 33,8 cm, natomiast średnią wysokość określono na 25 m. Na tym terenie występuje również brzoza brodawkowata (*Betula pendula*) – 2,3%, buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*) – 4,3% oraz dąb szypułkowy (*Quercus robur*) – 6,6%. Pokrywą glebową powierzchni badawczej zaliczono do podtypu gleby rdzawej bielcowanej, wykształconej z osadów piasków średnioziarnistych.

Pod względem warunków termiczno-opadowych rozpatrywane lata hydrologiczne charakteryzowały się: za lata 2010–2013 średnią temperaturą wynoszącą 7,2°C i wahaniami od 6,7°C do 7,7°C na Maliku oraz 7,6°C z wahaniami od 7,1°C do 8,1°C w przypadku powierzchni Czarne. Średnia roczna wysokość opadów atmosferycznych wyniosła w analizowanych latach 785,5 mm na powierzchni Malik i 683,3 na powierzchni Czarne.

## 3. Metody badań

Pomiary składu chemicznego opadu bezpośredniego i podkoronowego prowadzono w okresie lat hydrologicznych 2010–2013. System pomiarowy na Maliku obejmował 5 kolektorów opadu podkoronowego, ustawionych w kształcie litery X na wysokości 1 m nad powierzchnią gruntu. Na powierzchni badawczej Czarne system pomiarowy obejmował 12 kolektorów o pojemności 1 litra, ustawionych regularnie na planie siatki. W obu przypadkach kolektory wykonane były z tworzyw sztucznych, które nie wpływały na skład chemiczny wód opadowych. Równoległe do pomiaru depozycji pod koronami drzew prowadzono obserwacje składu chemicznego opadów atmosferycznych na terenie otartym (opad bezpośredni), w pobliżu powierzchni badawczych. Mierzony w ten sposób opad był opadem

całkowitym. Kolektory w terenie były eksponowane w okresach tygodniowych (Malik) i miesięcznych (Czarne). W celu zachowania porównywalności wyników czas ekspozycji kolektorów opadu podkoronowego i opadu na terenie otwartym był identyczny.

W pobranych próbkach opadu zakres wykonanych analiz obejmował oznaczenie wysokości opadu oraz podstawowe parametry fizykochemiczne: przewodność elektrolityczną właściwą ( $PEW_{25}$ ), pH i stężenia głównych jonów (chlorków, siarczanów, azotanów, sodu, potasu, magnezu, jonów amonowych oraz wapnia). Wysokość opadu, pH oraz  $PEW_{25}$  mierzono dla każdego kolektora oddzielnie w dniu poboru próbek. W przypadku pozostałych parametrów ich oznaczenia wykonywano dla próbek zlewanych proporcjonalnie, uwzględniając wysokość opadu na poszczególnych stanowiskach. Po przesączeniu próbki przechowywano do czasu wykonania analiz w chłodziarce w temperaturze  $+4^{\circ}\text{C}$ .

Analizy składu chemicznego wód pochodzących z Malika wykonano w Laboratorium Badań Środowiska UJK w Kielcach. Próbkę z drugiej powierzchni analizowano w laboratorium Stacji Geoekologicznej UAM w Storkowie. Oba laboratoria należą do sieci laboratoriów programu ZMŚP i w okresie badawczym uczestniczyły w badaniach interkalibracyjnych, uzyskując zadowalające wyniki. Oznaczenia pH i przewodności elektrolitycznej właściwej wykonano potencjometrycznie. Pozostałe oznaczenia dla próbek z Malika wykonano metodą chromatografii jonowej, wykorzystując chromatograf Dionex ICS 3000. Dla drugiej powierzchni badawczej zawartość jonów amonowych oznaczano kolorymetrycznie metodą Nesslera przy użyciu spektrofotometru Spekol 1100 firmy Carl Zeiss. Do pomiaru stężeń sodu i potasu wykorzystano metodę spektrometrii emisji atomowej, natomiast dla pomiaru stężeń wapnia, magnezu – metodę spektrometrii absorpcji atomowej. Oznaczenia wykonano za pomocą spektrometru SpectrAA-20 plus firmy Varian. Stężenia azotanów, siarczanów oraz chlorków oznaczano na chromatografie jonowym DX-120 firmy Dionex.

Opracowanie statystyczne uzyskanych wyników wykonano w programie Statistica v.12, natomiast opracowanie graficzne w programie Grapher v. 11.0. Dla każdego parametru obliczono średnią ważoną, gdzie wagą była wysokość opadu. Ładunek uzyskano, mnożąc stężenie przez wysokość opadu. Ponieważ dostępne serie danych nie spełniały założeń o normalności rozkładu, preferowano procedury nieparametryczne. Dla określenia statystycznej istotności różnic pomiędzy depozycją pod koronami drzew i na terenie otwartym wykorzystano nieparametryczny test serii Walda-Wolfowitza.

W celu określenia stopnia transformacji opadów w lesie wykorzystano współczynnik wzbogacenia (ER), który jest ilorazem ładunku danego jonu w opadzie pod koronami drzew do ładunku tego jonu na terenie otwartym. Wartości większe od jedności wskazują na wzbogacenie opadu podkoronowego względem opadu na terenie otwartym, wartości mniejsze – na zubożenie w dany pierwiastek. Dla określenia zależności pomiędzy rozkładami badanych elementów wykorzystano współczynnik korelacji rang Spearmana ( $r_s$ ).

Dla badanych wód obliczono również pojemność zubożniania kwasów  $ANC_{aq}$  oraz wskaźnik udziału czynników kwasowych według następujących wzorów (stężenia wyrażono  $\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$ ):

$$ANC_{aq} = K^{+} + Na^{+} + 2Mg^{2+} + 2Ca^{2+} - NO_3^{-} - Cl^{-} - 2SO_4^{2-}$$

#### 4. Wyniki badań

Średnia roczna suma opadu podkoronowego w okresie 2010–2013 w Czarnem wyniosła 475,7 mm. W poszczególnych latach wartość mieściła się w zakresie od 393,4 mm (2013) do 541,5 mm (2010). Na Maliku w analizowanym okresie badawczym sumy roczne zamknęły się w granicach od 372,7 mm (2012) do 547,2 mm (2010), przy średniej czteroletniej wynoszącej 410,3 mm. Opad podkoronowy wyrażony jako procent opadu na terenie otwartym określa wartość przepuszczalności drzewostanu dla opadów atmosferycznych. W czteroletnim okresie badawczym średnia roczna wartość  $\pm$  odchylenie standardowe przepuszczalności drzewostanu sosnowego na Maliku wyniosła  $72,9 \pm 24,7\%$  i  $71,1 \pm 10,1\%$  w Czarnem. Pomimo zbliżonej wartości średniej analizowane drzewostany różnią się udziałem poszczególnych klas przepuszczalności (ryc. 2A). Histogram dla Czarnego charakteryzuje asymetria lewostronna i koncentracja wokół średniej (skośność = -2,4, kurtoza = 10,5). Dla drzewostanu na Maliku wymienione statystyki wskazują na rozkład symetryczny, zbliżony do normalnego (skośność = 0,9, kurtoza = 1,5). Uwzględniając poszczególne pomiary, wartości skrajne przepuszczalności mieściły się w zakresie od 24,4 do 90,8% (Czarne) oraz od 16,4 do 136,9% (Malik). W przeciwieństwie do drzewostanu w Czarnem na Maliku notowano sytuacje, kiedy sumy miesięczne opadu podkoronowego przekraczały wartości obserwowane na terenie otwartym (opad bezpośredni). W sumie odnotowano 5 takich przypadków: w styczniu i lutym 2010 (131,5 i 118,9%), listopadzie 2011 (135,3%), sierpniu 2012 (123,0%) oraz kwietniu 2013 (136,9%). Dodatkowa ilość wody pochodzi z wychwytywania osadów poziomych, proces ten jest szczególnie efektywny w drzewostanach iglastych, które mają większą powierzchnię recepcyjną, co ułatwia przechwy-

tywanie wody z mgły (Małek 2010; Kozłowski 2013).

Dla obu drzewostanów uzyskano zależność wysokości opadu podkoronowego od opadu bezpośredniego. Najlepsze dopasowanie uzyskano wykorzystując model liniowy (ryc. 2B). Obliczone współczynniki korelacji rang Spearmana ( $r_s$ ) wyniosły odpowiednio: 0,989,  $n = 43$ ,  $p = 0,000$  (Czarne) i 0,922,  $n = 46$ ,  $p = 0,000$  (Malik).

W okresie badawczym średnia ważona przewodność elektrolityczna właściwa, z uwzględnieniem odchylenia standardowego, w opadzie bezpośrednim wyniosła odpowiednio  $37,6 \pm 23,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Malik) i  $13,7 \pm 9,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Czarne). Biorąc pod uwagę klasyfikacje zanieczyszczenia opadów Jansena i in. (1988), uzyskane wartości można zaliczyć do klasy nieznacznych ( $\leq 15,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) dla Czarnego i znacznie podwyższonych ( $30,1 - 45,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) dla Malika. W przypadku opadu podkoronowego średnia ważona roczna  $\text{PEW}_{25}$  była wyższa w porównaniu do opadu bezpośredniego i na Maliku wyniosła  $65,9 \pm 50,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (min =  $27,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , max =  $334,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ), natomiast w drugim drzewostanie  $34,1 \pm 61,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (min =  $18,1 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , max =  $342,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Wartości  $\text{PEW}_{25}$  w opadzie na terenie otwartym były 2,7 razy i w opadzie podkoronowym 1,9 razy większe na Maliku w porównaniu do Czarnego.

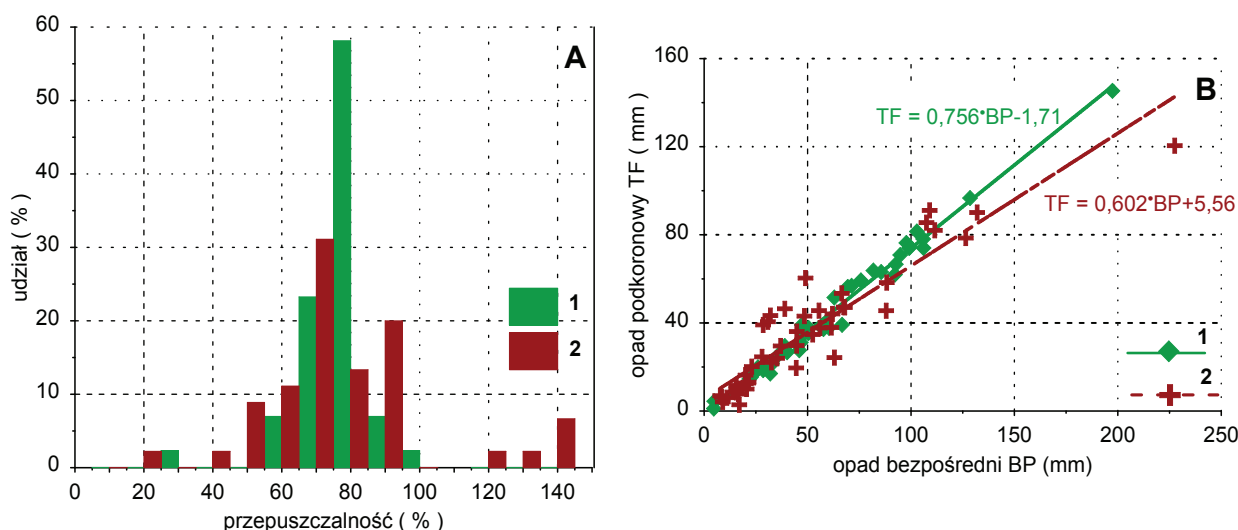
Dla obu drzewostanów różnice pomiędzy wartościami  $\text{PEW}_{25}$  w opadzie bezpośrednim i podkoronowym okazały się statystycznie istotne – Malik ( $n = 46$ ,  $p = 0,03$ ) i Czarne ( $n = 43$ ,  $p = 0,00$ ). Poziom mineralizacji opadu podkoronowego był skorelowany z wysokością opadu. W obu przypadkach odnotowane maksima przewodności przypadły na okres występowania skrajnie niskich sum miesięcznych opadu podkoronowego – Ma-

lik grudzień 2009 (2,8 mm) i Czarne listopad 2011 (1,1 mm). Uzyskane zależności okazały się statystycznie istotne, odpowiednio dla Malika:  $r_s = -0,750$ ,  $n = 46$ ,  $p = 0,000$  i Czarnego:  $r_s = -0,731$ ,  $n = 43$ ,  $p = 0,000$ .

Zarówno opad bezpośredni, jak i podkoronowy reprezentują wody typu trój-, cztero- i pięciodonowego w klasyfikacji wód naturalnych Szczukariewa (Macioszczyk 1987) (tab. 1).

W opadzie bezpośrednim na Maliku dominującym anionem były siarczany, natomiast w opadzie podkoronowym – siarczany i azotany. W grupie kationów w obu przypadkach dominował wapń. Dla drugiej powierzchni zarówno w opadzie bezpośrednim, jak i podkoronowym brak było dominującego anionu, ponieważ udział trzech głównych składników był zbliżony. W grupie kationów dominowała para wapń – jony amonowe, zarówno w opadzie bezpośrednim, jak i podkoronowym. W obu drzewostanach wzrosła rola potasu w składzie chemicznym. W Czarne i na Maliku w opadzie podkoronowym odnotowano nadwyżkę kationów nad anionami związaną z obecnością anionów słabych kwasów organicznych, których nie oznaczano.

Porównując stężenia w opadzie na terenie otwartym i podkoronowym między Czarne i Malikiem, poza jonami wodorowymi i amonowymi, wielokrotnie wyższe wartości obserwowano na Maliku (ryc. 3). Największe różnice odnotowano dla siarczanów zarówno w opadzie bezpośrednim (7,8 razy większe stężenia) i podkoronowym (9 razy), następnie wapnia i azotanów w opadzie podkoronowym (7,5 i 6,5 razy). Dla potasu, sodu oraz chlorków różnicę w stężeniach pomiędzy badanymi drzewostanami były najmniejsze.



Ryc. 2. Udział poszczególnych klas przepuszczalności drzewostanu (A) oraz zależność wysokości opadu podkoronowego (TF) od opadu bezpośredniego (BP) (B): 1 – Czarne, 2 – Malik

Fig. 2. The share classes permeability stand (A) and the relationship between throughfall (TF) and precipitation (BP) (B): 1 – Czarne, 2 – Malik

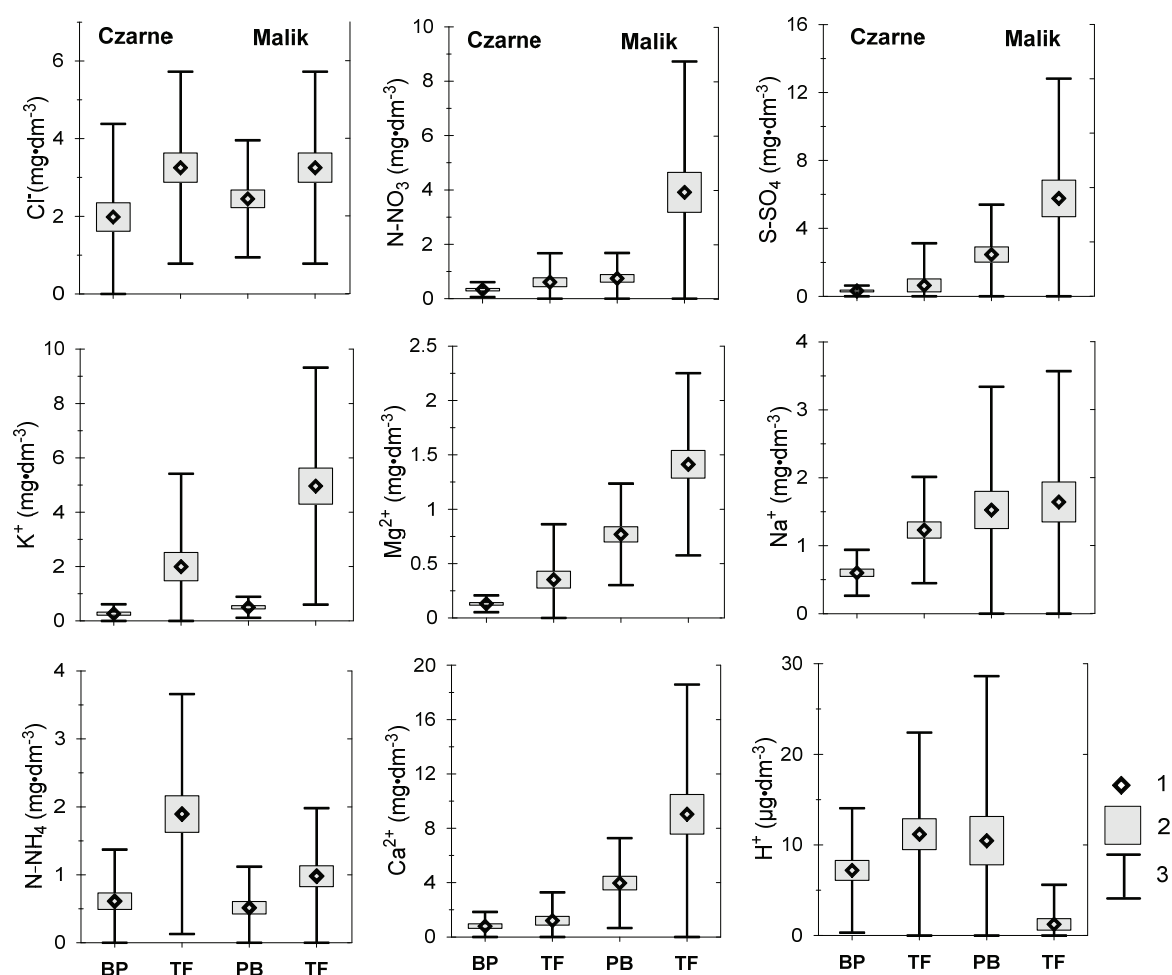


Tabela 1. Udział procentowy jonów w składzie chemicznym opadu bezpośredniego (BP) i podkoronowego (TF)  
 Table 1. Percentage shares of ions in the chemical composition of bulk precipitation (BP) and throughfall (TF)

Lokalizacja <i>Localization</i>	Opad <i>Bulk</i>	Skład chemiczny/ <i>Chemical composition</i>	
		aniony <i>anions</i>	kationy <i>cations</i>
Malik	BP	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(56)</b> >Cl(25)>NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (19)	<b>Ca<sup>2+</sup>(52)</b> >Na <sup>+</sup> (18)>Mg <sup>2+</sup> (16)>NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (10)>K <sup>+</sup> (3)>H <sup>+</sup> (1)
	TF	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(49)</b> >NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (38)>Cl(13)	<b>Ca<sup>2+</sup>(54)</b> >K <sup>+</sup> (15)>Mg <sup>2+</sup> (13)>Na <sup>+</sup> (9)>NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (8)>H <sup>+</sup> (1)
Czarne	BP	<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>(40)</b> > <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(33)</b> >Cl(27)	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(33)</b> > <b>Ca<sup>2+</sup>(30)</b> >Na <sup>+</sup> (19)>Mg <sup>2+</sup> (8)>H <sup>+</sup> (5)=K <sup>+</sup> (5)
	TF	<b>Cl(40)</b> > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup>(31)</b> > <b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>(29)</b>	<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(40)</b> > <b>Ca<sup>2+</sup>(18)</b> >Na <sup>+</sup> (16)>K <sup>+</sup> (15)>Mg <sup>2+</sup> (8)>H <sup>+</sup> (3)

Pogrubioną czcionką zaznaczono jony, których udział przekracza 20%  $\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$  ich zawartości odpowiednio w grupie anionów i kationów.

*Ions with shares exceeding 20% of  $\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$  of their content in the group of anions and cations, respectively, are marked in bold.*



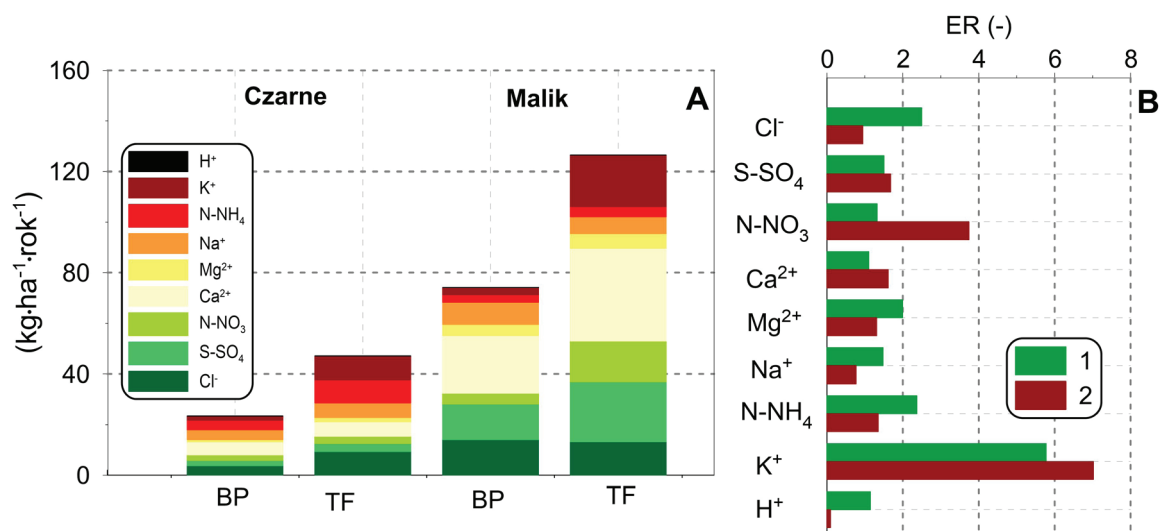
Ryc. 3. Charakterystyka składu chemicznego opadu bezpośredniego (BP) i podkoronowego (TF) w drzewostanie sosnowym w Czarnym i na Maliku: 1 – średnia ważona, 2 – średnia ważona  $\pm$  błąd standardowy, 3 – średnia ważona  $\pm$  odchylenie standardowe

*Fig. 3. Characteristics of the chemical composition of bulk precipitation (BP) and throughfall (TF) in the pine stands in Czarne and Malik: 1 – weighted average, 2 – weighted average  $\pm$  standard error, 3 – weighted average  $\pm$  standard deviation*

Łączna depozycja jonów pod koronami drzew przekroczyła wartości obserwowane na terenie otwartym. W drzewostanie sosnowym na Maliku wnoszony z opadem podkoronowym średni roczny ładunek 126,45 kg•ha<sup>-1</sup> przewyższał prawie dwukrotnie wartości na terenie otwartym (74,25 kg•ha<sup>-1</sup>) (ryc. 4A). Analogiczny poziom wzbogacenia odnotowano dla drugiej powierzchni, przy znacznie mniejszych wartościach depozycji, odpowiednio 47,14 i 23,46 kg•ha<sup>-1</sup>). Biorąc pod uwagę poszczególne jony największe różnice w wielkości ładunku pod koronami odnotowano dla siarczanów, wapnia oraz azotanów (tab. 2). Dla tych jonów ładunek na Maliku był odpowiednio: 7,6, 6,4 oraz 5,5 razy wyższy od depozycji pod koronami w Czarnem. Tylko w przypadku jonów amonowych i wodorowych depozycja z opadem podkoronowym w Czarnem przekraczała wartość obserwowaną na Maliku (2,2 i 22,0 razy). Dla potasu i magnezu ładunki na Maliku były 2,1 i 3,4 razy większe niż notowane w drugim drzewostanie. Zbliżone

wartości uzyskano dla chlorków i sodu, dla których depozycja na Maliku była 1,4 i 1,2 razy wyższa.

W obu drzewostanach największe wzbogacenie, wyrażone przez współczynnik wzbogacenia ER, odnotowano dla potasu (7,0 Malik oraz 5,8 Czarne). Poza potasem wysokie wartości ER odnotowano dla jonów amonowych (2,4), chlorków (2,5) i magnezu (2,0) w drzewostanie w Czarnem oraz azotanów (3,7), siarczanów (1,7) i wapnia (1,6) na Maliku (ryc. 4B). Dla wymienionych jonów uzyskane wyniki testów potwierdziły istotne statystycznie różnice między depozycją na terenie otwartym i pod koronami ( $p < 0,05$ ) (tab. 3). Do jonów, których ładunki wprowadzane z opadem podkoronowym były zbliżone lub mniejsze od wartości poza lasem, należy zaliczyć wapń ( $ER = 1,1$ ) i jony wodorowe (1,1) w Czarnem oraz chlorki (0,9), sód (0,8) i jony wodorowe (0,1) na Maliku. Dla tej grupy jonów, poza H<sup>+</sup> na Maliku, różnice pomiędzy depozycją las – teren otwarty były statystycznie nieistotne ( $p > 0,05$ ).



Ryc. 4. Wielkość i struktura ładunków wniesionych do podłoża na terenie otwartym (BP) i pod koronami drzew (TF) (A) oraz rozkład współczynnika wzbogacenia (B): 1 – Czarne, 2 – Malik

Fig. 4. Size and structure of loads brought to the ground with the bulk precipitation (BP) and with throughfall (TF) (A) and the distribution of the enrichment ratio (B): 1 – Czarne, 2 – Malik

Tabela 2. Roczna depozycja na terenie otwartym (BP) i pod koronami drzew (TF)

Table 2. Annual deposition in the open (BP) and under the canopy (TF)

Opad Bulk	S-SO <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	Cl <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>	Łącznie
	kg•ha <sup>-1</sup> •rok <sup>-1</sup>									
Czarne										
BP	2,07	2,18	3,77	3,76	5,18	0,84	3,96	1,65	0,046	23,46
TF	3,11	2,89	9,42	8,91	5,72	1,68	5,86	9,51	0,053	47,14
Malik										
BP	14,13	4,28	14,07	2,95	22,69	4,42	8,78	2,90	0,025	74,25
TF	23,71	16,01	13,28	3,98	36,62	5,79	6,74	20,33	0,002	126,45

Tabela 3. Wyniki testu Walda-Wolfowitza dla istotności różnic pomiędzy ładunkiem na terenie otwartym i pod koronami drzew

Table 3. Results of the Wald-Wolfowitz test for the significance of differences in the loads in the open and under the canopy

Powierzchnia Surface	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	H <sup>+</sup>
Czarne	<b>0.000</b>	<b>0.004</b>	0.053	0.095	<b>0.000</b>	<b>0.001</b>	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>	0.534
Malik	0.602	<b>0.002</b>	<b>0.000</b>	<b>0.002</b>	<b>0.045</b>	0.361	0.144	<b>0.000</b>	<b>0.000</b>

Wytłuszczono istotne na poziomie  $\alpha \leq 0,05$ .

Difference significant at  $\alpha \leq 0.05$ .

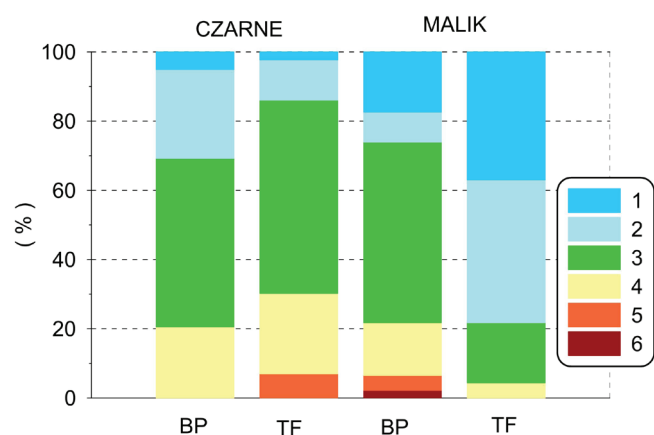
Średni czteroletni ładunek azotu (N-NO<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub>) w drzewostanie na Maliku wyniósł 19,99 kg•ha<sup>-1</sup>•rok<sup>-1</sup>, z czego 80% stanowiła forma azotanowa azotu. W drugim drzewostanie sumaryczny dopływ azotu był równy 12,18 kg•ha<sup>-1</sup>•rok<sup>-1</sup>, z czego 76% stanowiła forma amonowa. Wartość depozycji N pod koronami drzew wzrosła o 2,1 (Czarne) i 2,0 (Malik) razy w porównaniu z opadem bezpośrednim.

Średnie ważone pH dla opadu bezpośredniego w okresie badawczym wyniosło 4,98 na Maliku i 5,14 w Czarnem. Są to wartości wg klasyfikacji Jansena (1988) na pograniczu pH lekko obniżanego i normalnego (Malik) i normalnego (Czarne). Wartości skrajne

na Maliku mieściły się w przedziale od 3,95 (grudzień 2010) do 7,65 (styczeń 2012). Dla Czarnego minimalne pH wyniosło 4,56 (październik 2013), natomiast maksymalne 6,65 (marzec 2011). Dla obu powierzchni są to wartości obliczone na podstawie danych miesięcznych. W skali całego okresu badawczego na Maliku dominowały opady z klasy o pH normalnym (5,1 – 6,0) – 52,2%, mocno podwyższonym (> 6,6) – 17,4% i lekko obniżonym (4,6 – 5,0) – 15,2% (ryc. 5). W Czarnem notowano przeważnie opady o pH normalnym (48,7%), lekko podwyższonym (25,6%) oraz lekko obniżonym (20,5%).

Po przejściu strefy koron drzew pH wód opadu podkoronowego na Maliku wzrosło o 0,93 jednostki i wyniosło 5,91, przy wartościach skrajnych wynoszących 4,57 (styczeń 2013) i 7,33 (grudzień 2009). Dla Czarnego odnotowano spadek wartości pH o 0,24 jednostki (4,90), natomiast wartości skrajne mieściły się w przedziale od 4,32 (marzec 2010) do 6,78 (marzec 2011). Na Maliku największy udział miały opady o odczynie lekko podwyższonym (41,3%) i mocno podwyższonym (37,0%), w Czarnem normalnym (55,8%) oraz lekko obniżonym (23,3%) (ryc. 5). Stosunek azotanów do siarczanów (wskaźnik udziału czynników kwasogennych) dla opadu na terenie otwartym wyniósł 1,20 dla Czarnego i 0,35 dla Malika, natomiast dla opadu podkoronowego w Czarnem 0,93 i 0,78 na Maliku.

Średnie ważone wartości ANC<sub>aq</sub> dla opadu bezpośredniego wyniosły 23,66 μeq•dm<sup>-3</sup> (Czarne) i 62,54 μeq•dm<sup>-3</sup> (Malik). Analogicznie obliczone wartości wskaźnika w opadzie podkoronowym wykazały podobne zróżnicowanie; średnie ANC<sub>aq</sub> w drzewostanie na Maliku wyniósł 30,63 μeq•dm<sup>-3</sup> i 62,54 μeq•dm<sup>-3</sup> dla Czarnego. W obu drzewostanach obserwowany współczynnik wzbogacenia opadu podkoronowego w jony H<sup>+</sup> był zbliżony do jedności Czarne (1,14) lub mniejszy Malik (0,09).



Ryc. 5. Udział opadów o określonym pH

BP – opad bezpośredni, TF – opad podkoronowy, 1 – mocno podwyższone (> 6,6), 2 – lekko podwyższone (6,1 – 6,5), 3 – normalne (5,1 – 6,0), 4 – lekko obniżone (4,6 – 5,0), 5 – znacznie obniżone (4,1 – 4,5), 6 – silnie obniżone (< 4,1)

Fig. 5. Precipitation frequency at a defined pH

BP – bulk precipitation, TF – throughfall, 1 – considerably higher (> 6.6), 2 – somewhat higher (6.1 – 6.5), 3 – normal (5.1 – 6.0), 4 – somewhat lower (4.6 – 5.0), 5 – considerably lower (4.1 – 4.5), 6 – much lower (< 4.1)

## 5. Podsumowanie

Depozycja atmosferyczna uważana jest za jedną ze składowych obiegu materii w ekosystemach leśnych. W obu badanych drzewostanach sosnowych wody opadowe zmieniają właściwości fizykochemiczne w kontakcie z powierzchnią roślin. Pomimo straty wody w procesie intercepcji obserwowane ładunki przekraczały wartości obserwowane na terenie otwartym, a odnotowane różnice okazały się statystycznie istotne dla większości jonów. Łączny ładunek jonów docierający z opadem podkoronowym w obu drzewostanach przekraczał prawie dwukrotnie depozycje na terenie otwartym. Największe wzbogacenie odnotowano dla potasu, którego obecność w opadzie podkoronowym jest związana z procesami wymywania tego pierwiastka z organów asymilacyjnych (Draaijers i in. 1997). Udział tych procesów w dopływie potasu z wodami opadowymi w drzewostanach iglastych ocenia się na poziomie od 40 do ponad 90% całkowitej depozycji tego pierwiastka (Pajuste i in. 2006; Herrmann i in. 2006; Małek i in. 2008; Kozłowski i in. 2012).

Zawarte w powietrzu atmosferycznym zanieczyszczenia są kolejnym źródłem substancji obecnych w opadzie podkoronowym. Szczególnie drzewostany iglaste, w porównaniu do liściastych, są narażone na zanieczyszczenia z racji wydajnego wychwytywania aerozoli z powietrza. W grupie jonów, których występowanie w opadzie podkoronowym należy łączyć z obecnymi w powietrzu zanieczyszczeniami, odnotowano największe różnice między badanymi drzewostanami – zarówno w zakresie stężeń, jak i ładunków. Do grupy tej należy zaliczyć: obie formy azotu, siarczany, chlorki oraz wapń i magnez. Poza jonami amonowymi dla pozostałych obserwowano wyższe stężenia i ładunki na Maliku, tak na terenie otwartym, jak i pod koronami drzew. W tym przypadku stwierdzenie w wodach opadowych wysokich stężeń kationów alkalicznych oraz siarczanów i chlorków jest uwarunkowane lokalizacją drzewostanu na Maliku na terenie tzw. Białego Zagłębia (Kieleckiego Okręgu Eksploatacji Surowców Węglanowych) (Kozłowski 2012, 2013). Obecne w powietrzu pyły cementowo-wapiennicze, emitowane przez pobliskie zakłady przemysłowe, nie tylko wpływają na depozycję wymienionych jonów, ale przyczyniają się do procesu alkalizacji opadów (Kozłowski 2012). Istotnym źródłem dla zanieczyszczeń, w tym głównie azotu azotanowego, jest przebiegająca w odległości 1 km od powierzchni badawczej droga ekspresowa S7, łącząca Gdańsk z Chyżnem.

W obrębie powierzchni Czarne podstawowym czynnikiem wpływającym na ilość oraz jakość zanieczysz-

czeń obecnych w powietrzu, przy braku lokalnych emitorów, jest emisja zdalna. Jedynym istotnym lokalnym źródłem zanieczyszczeń jest położone na południowy wschód od obszaru badań w odległości 15 km miasto Szczecinek. Jednakże udział sektora SE w strukturze wiatru jest marginalny i nie przekracza 2,5% (Szpikowski 2016). Na badanym obszarze od połowy lat 90. obserwuje się systematyczny spadek stężeń siarczanów w opadach atmosferycznych, związany z redukcją emisji dwutlenku siarki (Szpikowska 2012). Z drugiej strony coraz większe znaczenie w procesach zakwaszania opadów atmosferycznych mają azotany. Jednym z podstawowych składników opadów w Czarnem są jony amonowe, których stężenia i depozycja przekracza wartości notowane na Maliku. Obecność tej formy azotu w opadach wiązana jest z procesami rozkładu materii organicznej, spalania biomasy, produkcji nawozów, emisji przez rośliny, spalania paliw kopalnych (Schrijver i in. 1998; Małek i in. 2008). Łączny ładunek azotu ( $N-NO_3 + N-NH_4$ )  $11,80 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$  w Czarnem i  $19,99$  na Maliku mieszczą się w zakresie ładunku krytycznego ( $15-20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ ) podawanego przez Małką (2008) dla drzewostanów iglastych.

## 6. Literatura

- Bochenek W., Józwiak M., Kijowska M., Kozłowski R., 2008:** Zróżnicowanie opadu podkoronowego w wybranych ekosystemach leśnych w Górach Świętokrzyskich i w Beskidzie Niskim, *Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 9, 47–55.
- Dambrine E., Pollier M., Bonneau M., Ignatova N., 1997:** Use of artificial trees to assess dry deposition in spruce stands. *Atmospheric Environment* 32(10): 1817–1824.
- De Schrijver A., Geudens G., Augusto L., Staelens J., Mertens J., Wuyts, Gielis L. and Verheyen K. 2007:** The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia* 153: 663–574.
- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., van Leeuwen N.F.M., Romer F.G., Te Winkel B.H., Veltkamp A.C., Vermeulen A.T., Wyers G.P., 1997:** The impact of canopy exchange on differences observed between atmospheric deposition and throughfall fluxes. *Atmospheric Environment*, vol. 31(3): 387–397.
- Erisman J.W., Draaijers G., 2003:** Deposition to forests in Europe: most important factors influencing dry deposition and models used for generalization. *Environmental Pollution* 124: 379–388.
- Finér L., Kortelainen P., Mattsson T., Ahtiainen M., Kubin E., Sallantausta T., 2004:** Sulphate and base



- cation concentrations and export in streams from unmanaged forested catchments in Finland. *Forest Ecology and Management* 195: 115–128.
- Grodzińska K., Laskowski R., 1996:** Ocena stanu środowiska i procesów zachodzących w lasach zlewni Potoku Ratanica (Pogórze Wielickie, Polska Południowa). Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa.
- Herrmann M., Pust J., Pott R., 2006:** The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in Northwest Germany. *Plant Ecology* 184: 273–285. DOI:10.1007/s11258-005-9072-5.
- Jansen W., Block A., Knaack J., 1988:** Acid rain. History, generation, results. *Aura* 4: 18–19.
- Kowalska A., Astel A., Boczoń A., Polkowska Ż., 2016:** Atmospheric deposition in coniferous and deciduous tree stands in Poland. *Atmos Environ.* 133: 145–155. DOI:10.1016/j.atmosenv.2016.03.033.
- Kozłowski R., 2012:** Wpływ przemysłu cementowo-wapienniczego na właściwości fizyczno-chemiczne opadów atmosferycznych na terenie „Białego Zagłębia”. *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, vol. 13, 63–70.
- Kozłowski R., 2013:** Funkcjonowanie wybranych ekosystemów Polski w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie gór niskich i pogórza. *Landform Analysis*, vol. 23: 1–150. [http://geoinfo.amu.edu.pl/sgp/LA/LA23/LA23\\_001-150.pdf](http://geoinfo.amu.edu.pl/sgp/LA/LA23/LA23_001-150.pdf).
- Kozłowski R., Józwiak M., Józwiak M., Bochenek W., 2012:** Ocena wielkości wymywania jonów  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  i  $Mg^{2+}$  w wybranych drzewostanach w warunkach kwaśnej depozycji. *Sylwan* 156(8): 607–615.
- Kram P., Hruška J., Wenner B.S., Driscoll C.T., Johnson C.E., 1997:** The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic, *Biogeochemistry* 37: 173–202.
- Kruszyk R., Kostrzewski A., Tylkowski J., 2015:** Variability of throughfall and stemflow deposition in the pine and beech stand (the Czarne Lake catchment, the Gardno Lake catchment at the Wolin Island). *Prace Geogr.* 143: 85–102. DOI:10.4467/20833113PG.15.027.4628.
- Likens G.E., Bormann F.H., 1995:** *Biogeochemistry of a forested ecosystem*, Springer Verlag, New York, Berlin, Heidelberg, London, Paris, Tokyo, Hong Kong, Barcelona, Budapest.
- Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2007:** *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Małek S., 2010:** Nutrient fluxes in planted Norway Spruce stands of different age in Southern Poland. *Water, Air and Soil Pollution* 209: 45–59.
- Małek S., Astel A., 2008:** Throughfall chemistry in spruce chronosequence in southern Poland. *Environmental Pollution* 155: 517–527. DOI:10.1016/j.envpol.2008.01.03.
- Pajuste K., Frey J., Asi E., 2006:** Interactions of atmospheric deposition with coniferous canopies in Estonia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112: 177–196.
- Polkowska Ż., Astel A., Walna B., Małek S., Mędrzycka K., Góreski T., Siepak J., Namieśnik J., 2005:** Chemometric analysis of rainwater and throughfall at several sites in Poland. *Atmospheric Environment* 39: 837–855. DOI:10.1016/j.atmosenv.2004.10.026.
- Potter C.S., Ragsdale H.L., Swank W.T., 1991:** Atmospheric deposition and foliar leaching in regenerating southern Appalachian forest canopy. *Journal Ecology* 79: 97–115. DOI:10.2307/2260786.
- Schrijver de An., Nachtergale L., Roskams P., De Keersmaecker L., Mussche S., Lust N., 1998:** Soil acidification along an ammonium deposition gradient in a Corsican Pine stand in northern Belgium. *Environmental Pollution* 102: 427–431.
- Szpikowska G., 2012:** Zmiany stężeń jonów siarczanowych w wodach powierzchniowych zlewni górnej Parsęty w wieloletnim hydrologicznym 1994–2011. [w:] A. Kostrzewski, J. Szpikowski (red.), *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Funkcjonowanie ekosystemów w różnych strefach krajobrazowych Polski*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, vol. XXIX, Storkowo, 71–82.
- Szpikowski J., 2016:** *Meteorologia*, [w:] A. Kostrzewski (red.), *Raport Stacji Bazowej ZMŚP w Storkowie za rok 2015*, maszynopis.
- Walna B., Siepak J., 1999:** Research on the variability of physico-chemical parameters characterising acid precipitation at the Jeziory Ecological Station in the Wielkopolski Park (Poland). *The Science of the Total Environment* 239: 173–187.
- Žaltauskaitė J., Juknys R., 2007:** Atmospheric deposition and canopy interactions in urban Scots pine forest. *Baltic Forestry*, 13(1): 68–73.

VARIABILITY OF PHYSICOCHEMICAL  
PROPERTIES OF THROUGHFALL  
IN THE PINE STANDS IN WESTERN  
POMERANIA AND ŚWIĘTOKRZYSKIE  
MOUNTAINS (BIAŁE ZAGŁĘBIE)

*Summary*

The study presents the results of research conducted in the years 2010–2013 in pine stands in Western Pomerania and Świętokrzyskie Mountains (Białe Zagłębie). The study was conducted in pine stands located in two geosystems under the influence of varying the intensity of local and remote industrial immission. In spite of water loss via interception, the annual average load of ions under the canopy in both stands exceeded that in bulk precipitation. This is the result of the ongoing process of leaching and wash-out of dry-deposited elements. The total load of ions recorded in the pine stands  $126.45 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$  (Malik) and  $47.14 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$  (Czarne) exceeded the value observed for the bulk precipitation nearly twice –  $74.25 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$  (Malik) and  $23.46 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$  (Czarne). In both stands the highest enrichment as expressed by the enrichment factor was recorded for potassium, at 7.0 (Malik) and 5.8 (Czarne).