

## Transformacja opadów atmosferycznych w strefie drzew wybranych ekosystemów leśnych w Górach Świętokrzyskich

*The transformation of precipitation in the tree canopy  
in selected forest ecosystems of Poland's Świętokrzyskie Mountains*

**RAFAŁ KOZŁOWSKI, MAREK JÓŹWIAK**

Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Jana Kochanowskiego w Kielcach  
25-406 Kielce, ul. Świętokrzyska 15 bud. G; rafalka@ujk.edu.pl

**Zarys treści.** W pracy przedstawiono wyniki badań obejmujących lata 2011-2015 prowadzonych w wybranych ekosystemach leśnych w Górach Świętokrzyskich. Badania obejmowały opad bezpośredni, podkoronowy oraz spływający po pniach drzew. Realizowano je w drzewostanie jodłowo-bukowym i bukowym w centralnej części Gór Świętokrzyskich (Święty Krzyż) oraz sosnowym i grabowo-bukowym w części południowo-zachodniej (wzgórze Malik). W wodach docierających do gleb odnotowano w analizowanym okresie wyższy ładunek jonów w porównaniu do wód ponad lasem. Największy wzrost dotyczył jonów potasu oraz jonów azotanowych. Stwierdzone różnice były istotne statystycznie w obu powierzchniach, zarówno w drzewostanach iglastych, jak i liściastych.

**Słowa kluczowe:** opad atmosferyczny, opad podkoronowy, spływ po pniach, jodła, sosna, buk.

### Wstęp

Depozycja atmosferyczna uważana jest za jeden z elementów decydujących o obiegu materii w ekosystemach leśnych. Wody opadowe w wyniku kontaktu z powierzchnią roślin ulegają transformacji, której wielkość uzależniona jest nie tylko od składu gatunkowego (drzewa iglaste, liściaste), lecz również od stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego. W umiarkowanej strefie klimatycznej roślinność intensywnie wpływa na cykle biogeochemiczne pierwiastków, co związane jest m.in. z obiegiem wody. Obecne w powietrzu atmosferycznym zanieczyszczenia oddziałują bezpośrednio na opad atmosferyczny, powodując jego modyfikację, ale również pośrednio – poprzez depozycję substancji – na powierzchnię drzew. W wyniku zmywania składników osadzonych na powierzchni woda opadowa zmienia swoje właściwości fizyko-chemiczne oraz

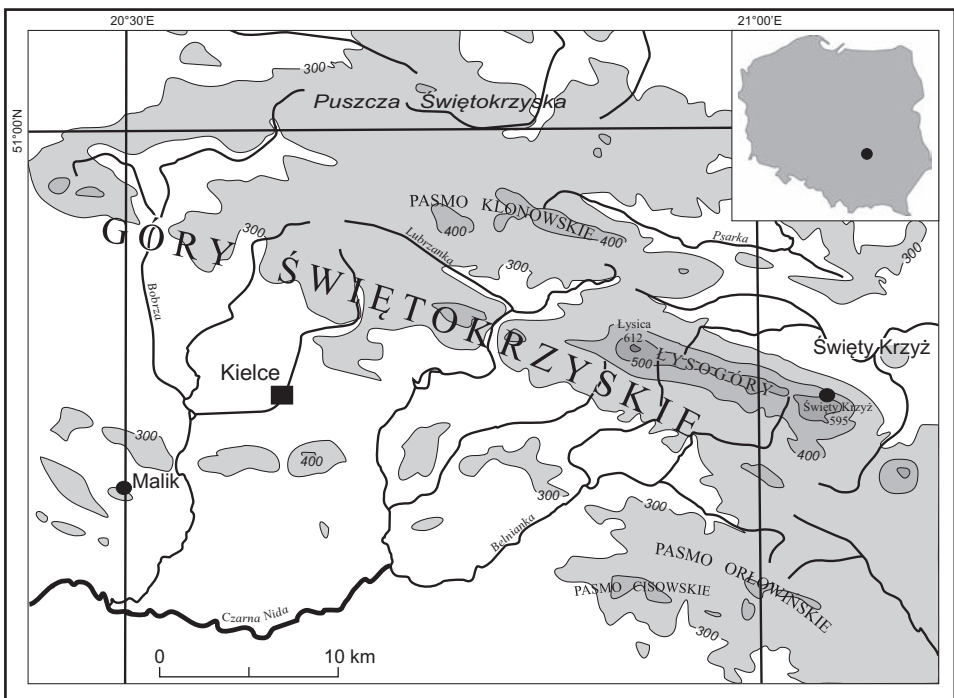
skład chemiczny. Ponadto w strefie koron zachodzą intensywne procesy jonowymiennie w układzie 'roztwór wodny-roślina' (Kozłowski, 2013). Poza modyfikacją składu chemicznego następuje transformacja ilości opadu docierającego do gleby w postaci opadu podkoronowego oraz spływającego po pniach drzew. Wysokość opadu podkoronowego uzależniona jest przede wszystkim od wysokości opadu bezpośredniego i wilgotności względnej. Niemniej jednak na dnie lasu charakteryzuje ją znaczna zmienność, uzależniona m.in. od składu gatunkowego i struktury, piętrowości, zwarcia i kształtu koron (Otto, 1994), stopnia zagęszczenia liści i igieł (Olszewski, 1984) oraz odległości od pnia drzewa (Whelan i inni, 1998; Kruszyk, 2002; Kozłowski, 2003). W zależności od gatunku drzewa odmiennie kształtuje się zarówno ilość, jak i właściwości fizyko-chemiczne i skład chemiczny wody spływającej po pniach (Małek i Wężyk, 2000; Kruszyk, 2002; Kozłowski, 2002).

Przeprowadzone badania dotyczące dynamiki obiegu substancji w drzewostanach leśnych wskazują na znaczące różnice ilościowe i jakościowe pomiędzy opadami na otwartej przestrzeni i pod koronami drzew (Walna i Siepak, 1999; Małek, 2002; Polkowska i inni, 2005; Bochenek i inni, 2008; Małek i Astel, 2008; Parzych i inni, 2008; Kozłowski i inni, 2012; Kozłowski, 2013; Kozłowski i Józwiak, 2013; Kruszyk i inni, 2013, 2015; Kowalska i inni, 2016). Przy znacznie niższych sumach opadów w lesie do gleb dostarczane są wielokrotnie wyższe ładunki składników mineralnych i organicznych. Istotnym elementem modyfikującym natężenie transformacji opadów w lesie jest skład gatunkowy drzewostanu oraz kwasowość opadów atmosferycznych (Potter i inni, 1991). Gatunki iglaste znacznie bardziej modyfikują opady atmosferyczne (Kowalska i inni, 2016), a tym samym intensywniej wpływają na wielkość dostarczanej puli składników do gleb, co z kolei przyczynia się do wzrostu tempa denudacji chemicznej gleb (Józwiak i Kozłowski, 2008). Warto również podkreślić, że w obszarach górskich do ekosystemów leśnych wraz z opadami może być dostarczana ponad połowa zanieczyszczeń atmosferycznych (Petty i Lindberg, 1990), co w konsekwencji może powodować trwałe zmiany procesów w nich zachodzących (Niklińska i inni, 1995). Celem niniejszej pracy jest ocena stopnia transformacji opadów atmosferycznych w zależności od składu gatunkowego drzewostanu oraz rodzaju antropopresji.

## Obszar badań

Badania terenowe prowadzono na dwóch powierzchniach badawczych zlokalizowanych w Górach Świętokrzyskich (ryc. 1). Stacja Malik znajduje się na terenie Kieleckiego Okręgu Eksploatacji Surowców Węglanowych, zwanego również Białym Zagłębiem (Zajac, 1979). Teren ten obejmuje rozległy obszar silnej koncentracji przemysłu wydobywczo-przetwórczego surowców węglanowych. Zlokalizowane są tu m.in. dwie cementownie (Dyckerhoff i Lafarge) oraz dwa zakłady wapiennicze (LHOIST Bukowa oraz ZPW Trzuskawica).

Obszar według regionalizacji fizycznogeograficznej J. Kondrackiego (2002) należy do prowincji Wyżyny Małopolskiej, makroregionu Wyżyny Kielecko-Sandomierskiej, mezoregionu Gór Świętokrzyskich, subregionu chęcińskiego i łysogórskiego. Znajduje się w odległości 15 km od Kielc w kierunku południowo-zachodnim i leży na wysokości 267 m n.p.m. ( $50^{\circ}49'30''N$ ,  $20^{\circ}30'00''E$ ). Średnia roczna temperatura powietrza w latach 1971-2005 wynosiła  $7,8^{\circ}C$ , a średnia roczna suma opadów atmosferycznych w okresie 2002-2015 – 550 mm. Poza wspomnianymi zakładami na analizowanym terenie zlokalizowane są również zakłady przemysłu wydobywczego, m.in. Kopalnia Jaźwica, należąca do Kieleckich Kopalni Surowców Mineralnych S.A., Zakład Górniczy Bolechowice, Kopalnia Wapienia Morawica S.A., kamieniołom w Kowali, Radkowicach oraz Nordkalk Sp. z o.o. Zakład Miedzianka.



Ryc. 1. Lokalizacja obszarów badań w Górach Świętokrzyskich  
Location of research areas in the Świętokrzyskie Mountains

Z kolei stacja na Świętym Krzyżu zlokalizowana jest na wysokości 514 m n.p.m. na północnym stoku Łysej Góry, w oddziale 115 Świętokrzyskiego Parku Narodowego ( $50^{\circ}51'20''N$ ,  $21^{\circ}03'10''E$ ). Indywidualizm termiczny, zdeterminowany przede wszystkim rzeźbą głównego masywu Łysogór powoduje, że panu-

jąca tu duża wilgotność powietrza, wysokie na ogół sumy roczne opadów oraz stosunkowo długie okresy z małą prędkością wiatru i ciszą atmosferyczną stwarzają możliwość częstego i długotrwałego bezpośredniego oddziaływania zanieczyszczonych mas powietrza atmosferycznego na elementy hyllo-, pedo- i hydrosfery. W latach 2002-2015 średnia roczna suma opadów wyniosła 721,9 mm, a średnia roczna temperatura powietrza 7,5°C. Opady te są wzbogacone dzięki osadom mgielnym, które dostarczają do ekosystemu leśnego dodatkowe ilości wody. Średnia wilgotność względna powietrza wynosiła 79,7%, z maksimum w grudniu (97,9%) i minimum w lipcu (51,8%). Ze względu na wyniesienie około 400 m ponad otaczające tereny obszar ten znajduje się pod wpływem zarówno lokalnych, jak i zdalnych imisji przemysłowych i transportowych, szczególnie z kierunków dominujących wiatrów – zachodnich i południowo-zachodnich (Kozłowski i inni, 2011).

## Metody badań

Badania wielkości i jakości opadów atmosferycznych obejmowały wody opadowe w przekroju pionowym: opad atmosferyczny całkowity (OA) – opad podkoronowy (Op) – spływ po pniach (Sp). Na Świętym Krzyżu przeprowadzono je na dwóch powierzchniach doświadczalnych z drzewostanem jodłowo-bukowym (OpJd) i bukowym (OpBk) w obrębie zespołu żyznej buczyny karpackiej (*Dentario-glandulosae Fagetum*). Najstarszym komponentem badanego drzewostanu jest jodła, której wiek wynosił od 80 do 120 lat, a najstarsze okazy osiągają 170-190 lat oraz buki o przeciętnym wieku od 60 do 100 lat. Na powierzchni z drzewostanem jodłowo-bukowym dominują jodły, o pierśnicy od 15 do 41 cm i zwarciu koron ponad 77%. Z kolei na powierzchni z drzewostanem bukowym buki osiągają wysokość maksymalnie 28 m; pierśnica drzew zawiera się w przedziale od 7 do 37 cm, a zwarcie koron wynosiło 100%. Na Maliku badania prowadzono w obrębie boru sosnowego związku *Dicrano-Pionion* na dwóch powierzchniach z drzewostanem sosnowym (OpSo) i grabowo-bukowym (OpGrBk). Najstarszym komponentem badanych drzewostanów jest sosna, której przeciętny wiek wynosił od 70 do 80 lat, a przeciętna wysokość od 25 do 35 m. Wśród drzew największą pierśnicą cechowały się sosny, od 11 do 23 cm. W drzewostanie grabowo-bukowym pierśnica grabów wynosiła od 7 do 12 cm, a buków od 7 do 17 cm. Zwarcie koron na powierzchni z drzewostanem sosnowym wyniosło 60%, grabowo-bukowym 72%. Wody opadu bezpośredniego pobierano przy użyciu deszczomierzy Hellmana oraz deszczomierzy firmy Vaisala. Do pomiaru opadu podkoronowego wykorzystano wykonane z polietylenu chwytacze o średnicy powierzchni wlotowej 38 cm, po pięć na każdej powierzchni doświadczalnej. Tak duża powierzchnia wlotowa umożliwiała zbieranie próbek nawet przy niewielkich opadach. Wodę gromadzono w pojemnikach 20 l. Chwytacze ustawiono w kształcie litery X na wysokości 1 m nad powierzchnią gruntu.

Zaproponowany sposób ekspozycji oraz dobór chwytaczy jest zgodny z metodyką Monitoringu Lasów w Europie poziom II (de Vries i inni, 2000) oraz programem pomiarowym Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Polsce (Kostrzewski i inni, 2006). Do pomiarów wielkości spływu po pniach wytypowano drzewa z gatunków dominujących na powierzchniach doświadczalnych. Na Świętym Krzyżu było to 5 buków (SpBk ŚK) (*Fagus sylvatica* L.) o obwodzie pnia na wysokości 130 cm równym 117-171 cm i 5 jodeł (SpJd) (*Abies alba* Mill.) o obwodzie pnia od 127 do 225 cm. Na Maliku próby pobierano z 5 sosen (SpSo) (*Pinus sylvestris* L.) o obwodzie od 90 do 110 cm oraz 3 buków (SpBk M) (*Fagus sylvatica* L.) o obwodzie pnia od 77 cm do 110 cm. Na wybranych losowo drzewach każdego gatunku zamontowano opaski mające na celu przechwytywanie spływającej po pniach wody. Wodę zbierano do pojemników 60 l dla gatunków iglastych i 120 l dla gatunków liściastych. Badania terenowe realizowano w cyklu tygodniowym, dokonując bezpośrednio w terenie pomiarów pH, przewodności elektrolitycznej właściwej (SEC) oraz wysokości opadu.

Pobrane w terenie próbki wody z każdego podsystemu pomiarowego tego samego dnia przewożono do laboratorium i przechowywano w temperaturze +4°C. W zbiorczych próbach miesięcznych oznaczano skład chemiczny przy użyciu chromatografu jonowego Dionex ICS 3000 wyposażonego w kolumnę analityczną IonPac CS16x250 mm (kationy) oraz IonPac AS18 2x250 mm (aniony). W celu kontroli jakości uzyskiwanych wyników wykorzystywano certyfikowany materiał referencyjny KEIJM-02 Environment Canada.

Zbrane dane poddano opracowaniu statystycznemu z wykorzystaniem programu Statistica 10.0. Zgromadzone szeregi zmiennych analizowano na wstępie za pomocą testu W Shapiro-Wilka, aby określić zgodność ich rozkładu z rozkładem normalnym. Następnie wyniki poddano analizie z zastosowaniem jednozmiennikowej analizy wariancji ANOVA oraz testowano *post-hoc* testem Tukeya. W przypadku niespełniania założeń o normalności rozkładu, w dalszej analizie wykorzystano testy nieparametryczne (np. test Walda Wolfowitza). W obliczeniach średnich ważonych pH i konduktywności jako wagę wykorzystano sumę opadu. Ładunek substancji deponowanych z opadami obliczono jako iloczyn wysokości opadu oraz stężenia. Do badań wykorzystano dane z lat 2011-2015.

## Wyniki

W analizowanym okresie 2011-2015 średnia roczna suma opadów wyniosła na Świętym Krzyżu 739,7 mm, a na Maliku 569,1 mm. Na Świętym Krzyżu do dna lasu w postaci opadu podkoronowego (OpJd) dotarło 535,5 mm, a w liściastym (OpBk) 517,9 mm, co stanowiło odpowiednio 72,4% i 70,0% opadu bezpośredniego. Na drugiej powierzchni badawczej w drzewostanie iglastym (OpSo) do dna lasu dotarło 402,2 mm, a w liściastym (OpGrBk) 416,2 mm, co stanowiło odpowiednio 70,7% i 73,1% opadu bezpośredniego. Udział spływu po pniach

drzew wynosił na Świętym Krzyżu od 14,6% (spływ po pniach buków) do 1,0% (spływ po pniach jodeł). Znaczące różnice wielkości spływu zanotowano również na Maliku, gdzie po pniach grabów spłynęło 63,4 mm, a po pniach sosen 1,4 mm – odpowiednio 11,1% i 0,2% opadu bezpośredniego. Udział spływu jest niezwykle istotny w drzewostanach liściastych, gdzie miesięczne wartości stanowiły maksymalnie 36,1% opadu bezpośredniego. Notowano je w okresie od grudnia do marca, gdy drzewa pozbawione są liści. Znacznie niższe wartości, nieprzekraczające 5,0%, notowano w przypadku drzew iglastych, z maksymalną miesięczną wartością 4,4% (jodły) i 1,0% (sosny).

Wykorzystując model regresji wykazano, że we wszystkich drzewostanach wartość parametru  $r$  waha się od 0,879 do 0,961 w przypadku liściastych oraz od 0,809 do 0,933 – iglastych (ryc. 2). Wskazuje to na korelację bardzo wysoką i prawie pełną.

Jeśli chodzi o spływ po pniach drzew, wartość współczynnika  $r$  wynosiła od 0,888 do 0,944 w przypadku buków oraz od 0,739 do 0,790, odpowiednio jodeł i sosen (ryc. 3).

W analizowanym okresie wartości przewodności elektrolitycznej właściwej wód opadów atmosferycznych mieściły się w zakresie od  $3,78 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$  do  $8,04 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$ , ze średnią  $5,11 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$  na Świętym Krzyżu oraz  $4,97 \text{ mS}\cdot\text{m}^{-1}$  na Maliku. W klasyfikacji W. Jansena i innych (1988) są to opady o mocno podwyższonej przewodności elektrolitycznej. Mineralizacja wód opadowych zwiększała się po przejściu przez strefę koron, szczególnie gatunków iglastych. W opadach podkoronowych w drzewostanie iglastym zanotowano 1,8-krotny, a w sosnowym 1,4-krotny wzrost wartości przewodności w stosunku do opadów atmosferycznych. Jeszcze wyższe wartości odnotowano w próbkach miesięcznych, kiedy wzrost wynosił od 5,0 do 5,6 razy w przypadku gatunków iglastych i od 3,8 do 6,2 w gatunkach liściastych. Znacznie bardziej zmineralizowane były wody spływające po pniach drzew: jodeł ponad 5-krotnie, a sosen prawie 6-krotnie. W przypadku buków przewodność elektryczna wzrosła od 1,3 na Maliku do 1,7 na Świętym Krzyżu. Jeśli chodzi o wartości miesięczne, największe dotyczyły spływu po pniach sosen – ponad 23-krotny wzrost w odniesieniu do opadów atmosferycznych oraz jodeł – ponad 18-krotny. Spływ po pniach buków przynosił wzrost od 6,2 razy na Świętym Krzyżu do 16,1 na Maliku. Analiza *post-hoc* wykonana testem Tukeya wykazała, że na obu powierzchniach mineralizacja opadu atmosferycznego różni się statystycznie od opadów podkoronowych w drzewostanach iglastych oraz od wód spływających po pniach drzew iglastych i liściastych. Nie występuje natomiast statystycznie istotna różnica pomiędzy opadami atmosferycznymi a przenikającymi przez korony drzew liściastych.

Procentowy udział poszczególnych jonów w składzie chemicznym opadów w latach 2011-2015 obliczono na podstawie średniej ważonej rocznych poziomów stężeń jonowych składników wyrażonych w  $\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$  (tab. 1). Zarówno na Świętym Krzyżu, jak i na Maliku, bez względu na skład gatunkowy badanych drze-

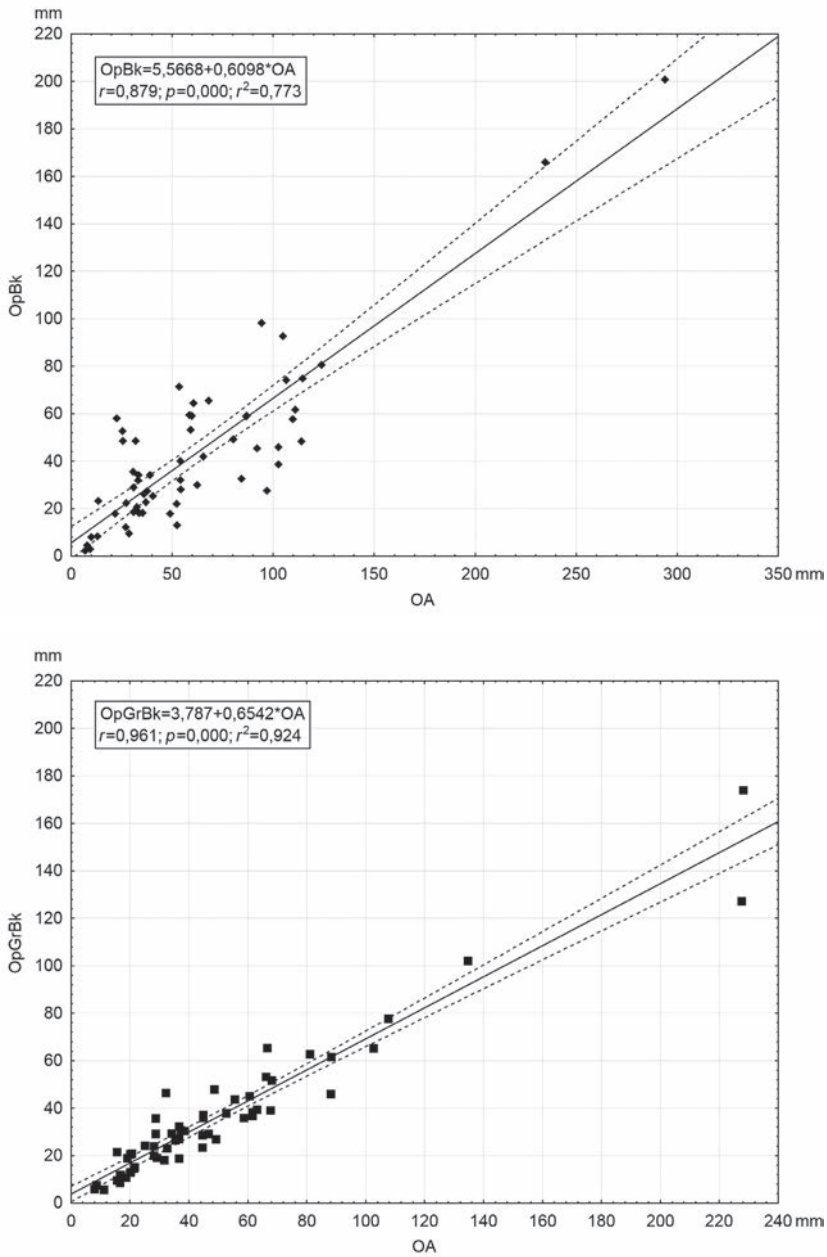
wostanów, największy udział wśród anionów charakteryzował jony siarczanowe i azotanowe. W składzie chemicznym wód opadów atmosferycznych na Maliku na drugim miejscu znalazły się jony chlorkowe, co związane jest z funkcjonującym na tym terenie przemysłem cementowym. Analiza składu chemicznego wód wykazała różnice procentowej zawartości poszczególnych kationów. W analizowanych wodach opadów atmosferycznych oraz podkoronowych w drzewostanach iglastych i spływających po pniach jodeł i sosen największym udział miały jony wapnia i amonu na Świętym Krzyżu oraz wapnia i magnezu na Maliku. Skład ten jest związany z oddziaływaniem lokalnych źródeł emisji. Zarówno na Świętym Krzyżu, jak i na Maliku w drzewostanach liściastych w wodach opadów podkoronowych i spływających po pniach buków nastąpił wyraźny wzrost udziału jonów potasu.

Różnokierunkowa antropopresja na analizowane obszary znalazła swoje odbicie w ładunkach poszczególnych jonów docierających do badanych drzewostanów z opadami atmosferycznymi. W analizowanym okresie badawczym uwagę zwraca bardzo wysoki ładunek jonów siarczanowych i wodorowych na Świętym Krzyżu, a na Maliku jonów wapnia (tab. 2).

W wyniku procesów zachodzących w strefie koron i pni drzew, związanych m.in. z wymywaniem i zmywaniem substancji z organów asymilacyjnych, w wodach docierających do gleb notowano wielokrotnie wyższy ładunek niż w opadach atmosferycznych (tab. 2, ryc. 4). Średni pięcioletni sumaryczny ładunek wszystkich analizowanych jonów zdeponowanych z opadami atmosferycznymi wyniósł na Świętym Krzyżu ponad  $145 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ , a na Maliku ponad  $120 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ . Wzrost ładunku zanotowano w drzewostanach i iglastych, i liściastych. Na Świętym Krzyżu w drzewostanie iglastym odnotowano 1,7-krotny wzrost ( $253 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ ), a w liściastym 1,3-krotny ( $193 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ ). Na Maliku sumaryczny ładunek w opadach docierających do dna lasu był niższy niż na Świętym Krzyżu, przy porównywalnych krotnościach, i wyniósł  $173 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ , tj. 1,4-krotny wzrost w drzewostanie iglastym i  $191 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ , czyli 1,6-krotny wzrost w drzewostanie liściastym.

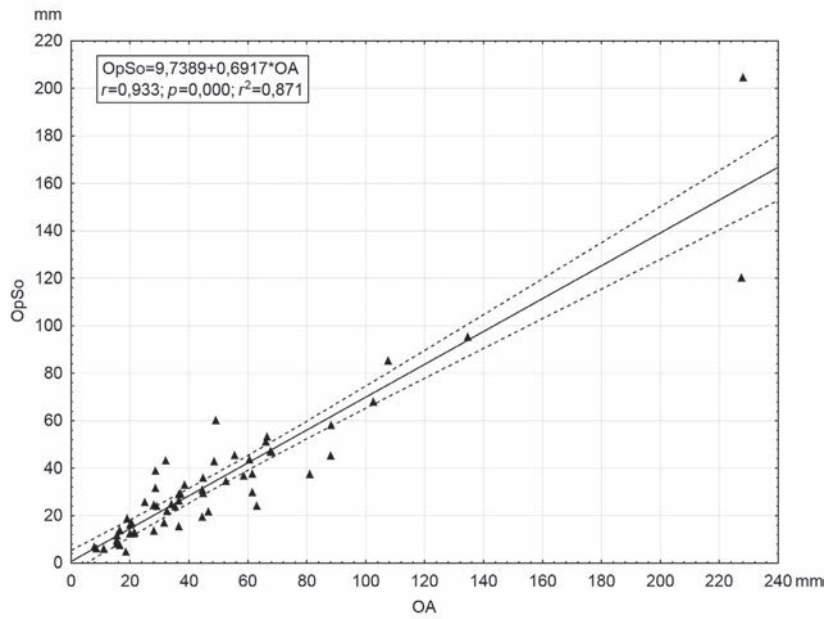
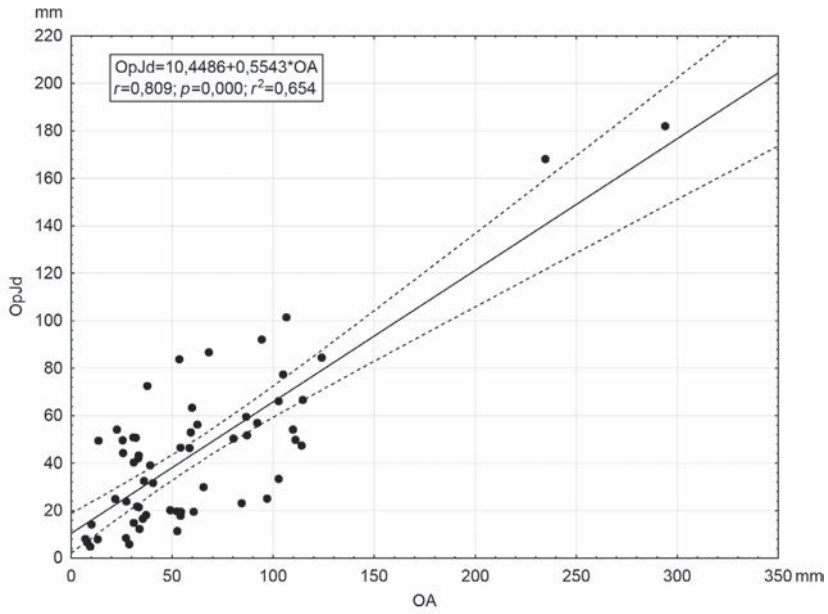
Spśród analizowanych jonów największe „wzbogacenie” dotyczy jonów potasu, których ładunek na dnie lasu był wielokrotnie wyższy od zanotowanego w opadach atmosferycznych. W obu analizowanych obszarach wyższe wartości współczynnika wzbogacenia odnotowano w drzewostanach liściastych (Malik 7,5 i Święty Krzyż 6,9) niż w iglastych (odpowiednio 5,1 i 6,3). W obu stacjach stwierdzono również wyraźny wzrost ilości jonów azotanowych (ryc. 4).

Dane poddano procedurze testowania statystycznego z wykorzystaniem nieparametrycznego testu Walda-Wolfowitza w celu określenia istotności różnic w ładunku poszczególnych jonów w opadach ponad lasem (opad atmosferyczny) oraz pod koronami. Stwierdzono, że w analizowanych drzewostanach, zarówno liściastych, jak i iglastych, na Świętym Krzyżu i na Maliku statystycznie istotna różnica dotyczy tylko jonów azotanowych i potasowych (tab. 3). Ponadto wykaza-

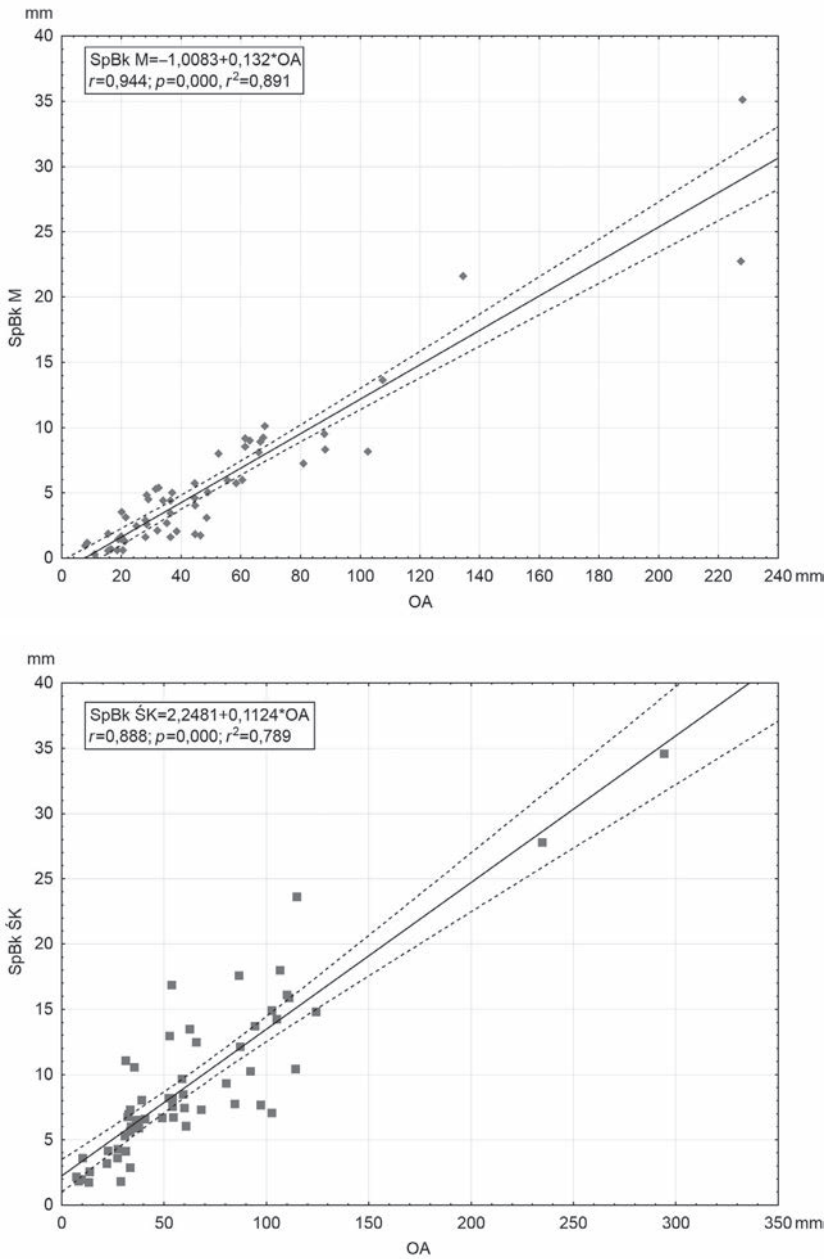


Ryc. 2. Wykresy zależności pomiędzy opadami atmosferycznymi a opadami podkoronowymi w drzewostanach liściastych i iglastych

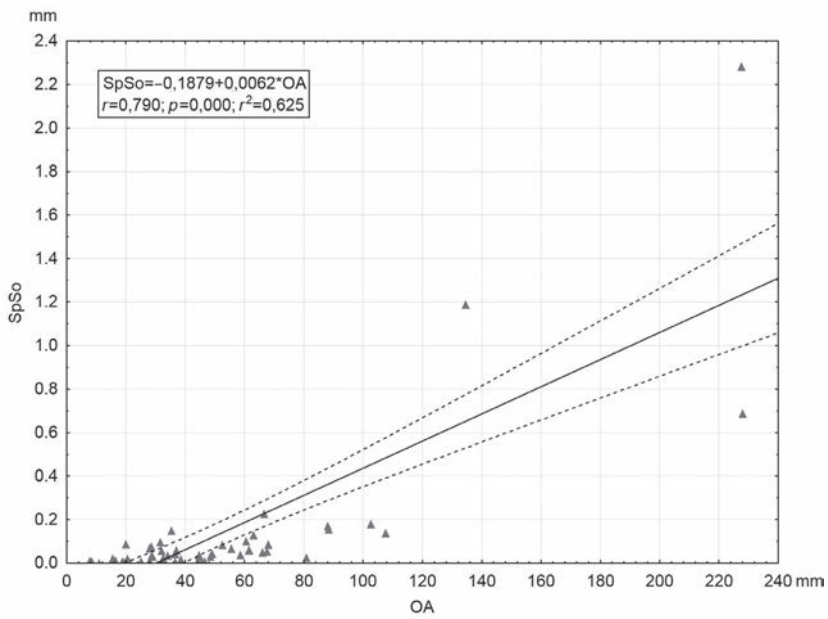
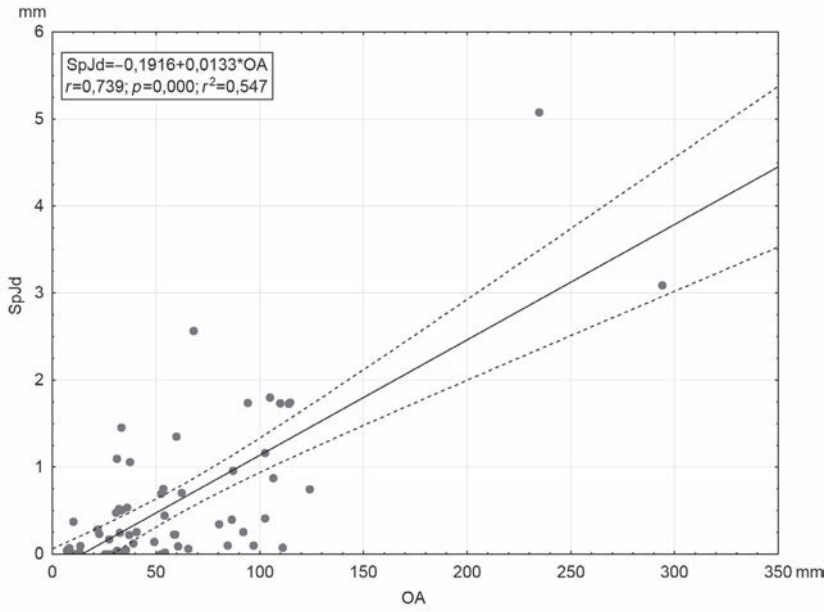




Figures showing the relationship between precipitation and throughfall in broadleaved and coniferous stands



Ryc. 3. Zależności pomiędzy opadami atmosferycznymi a spływającymi po pniach wybranych gatunków drzew



Relationship between bulk precipitation and stemflow in selected tree species

Tab.1 Procentowy udział jonów w składzie chemicznym opadów atmosferycznych, podkoronowych i spływających po pniach drzew (jony z ponad 20% udziałem pogrubiono)

Percentage shares of ions in the chemical composition of bulk precipitation, throughfall and stemflow (ions with shares exceeding 20% are marked in bold)

Lokalizacja <i>Study area</i>	Opady <i>Precipitation</i>	Skład chemiczny <i>Chemical composition</i>	
		aniony <i>anions</i>	kationy <i>cations</i>
Święty Krzyż	OA	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (61) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (21) > Cl <sup>-</sup> (18)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (49) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (18) > Mg <sup>2+</sup> (16) > Na <sup>+</sup> (11) > K <sup>+</sup> (4) > H <sup>+</sup> (2)
	OpJd	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (46) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (35) > Cl <sup>-</sup> (19)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (38) > <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (22) > K <sup>+</sup> (18) > Mg <sup>2+</sup> (12) > Na <sup>+</sup> (9) > H <sup>+</sup> (1)
	OpBk	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (49) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (30) > <b>Cl<sup>-</sup></b> (21)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (33) > <b>K<sup>+</sup></b> (26) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (19) > Mg <sup>2+</sup> (11) > Na <sup>+</sup> (10) > H <sup>+</sup> (1)
	SpJd	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (55) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (29) > Cl <sup>-</sup> (16)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (37) > <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (24) > <b>K<sup>+</sup></b> (23) > Mg <sup>2+</sup> (7) > Na <sup>+</sup> (7) > H <sup>+</sup> (2)
	SpBk ŚK	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (54) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (27) > Cl <sup>-</sup> (19)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (30) > <b>K<sup>+</sup></b> (27) > <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> (22) > Mg <sup>2+</sup> (10) > Na <sup>+</sup> (9) > H <sup>+</sup> (2)
Malik	OA	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (60) > Cl <sup>-</sup> (28) > NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (12)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (55) > Mg <sup>2+</sup> (17) > Na <sup>+</sup> (12) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (11) > K <sup>+</sup> (4) > H <sup>+</sup> (1)
	OpSo	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (55) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (30) > Cl <sup>-</sup> (15)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (61) > Mg <sup>2+</sup> (13) > K <sup>+</sup> (13) > Na <sup>+</sup> (7) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (6) > H <sup>+</sup> (0)
	OpGrBk	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (54) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (27) > Cl <sup>-</sup> (19)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (58) > K <sup>+</sup> (18) > Mg <sup>2+</sup> (11) > Na <sup>+</sup> (7) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (6) > H <sup>+</sup> (0)
	SpSo	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (64) > <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> (23) > Cl <sup>-</sup> (13)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (70) > Mg <sup>2+</sup> (10) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (9) > K <sup>+</sup> (7) > Na <sup>+</sup> (3) > H <sup>+</sup> (1)
	SpBk M	<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> (68) > NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (17) > Cl <sup>-</sup> (15)	<b>Ca<sup>2+</sup></b> (53) > K <sup>+</sup> (18) > Mg <sup>2+</sup> (10) > Na <sup>+</sup> (7) > NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (6) > H <sup>+</sup> (0)

no, że na Świętym Krzyżu w obu drzewostanach różnice te występują również w przypadku jonów amonowych oraz chlorkowych w drzewostanie liściastym.

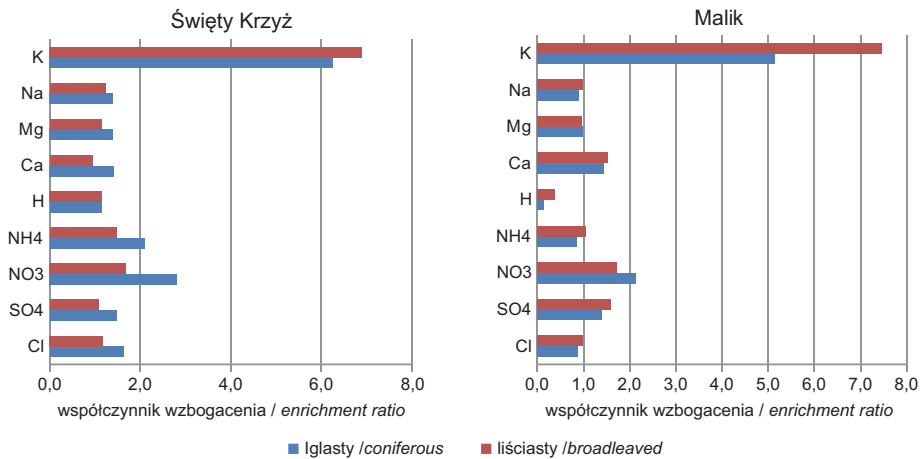
Średnia ważona wartość pH w opadach atmosferycznych w analizowanym pięcioleciu wyniosła na Świętym Krzyżu 5,01, a na Maliku 5,78. W obu analizowanych obszarach w opadach podkoronowych, zarówno w drzewostanach iglastych jak liściastych, nastąpił wzrost wartości pH. Na Świętym Krzyżu w drzewostanie jodłowo-bukowym średnia ważona wartość pH wyniosła 5,05 i w bukowym 5,25, na Maliku zaś 6,25 w drzewostanie sosnowym i 6,71 w grabowo-bukowym. Z kolei w wodach spływających po pniach drzew nastąpił spadek wartości pH, szczególnie w przypadku drzew iglastych. Na Świętym Krzyżu

Tabela 2. Średni ładunek w opadach atmosferycznych oraz pod koronami drzew w badanych drzewostanach ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ )

Average annual load deposition in bulk precipitation and under the canopy in research forest stands ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$ )

	Wartość Value	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>
Święty Krzyż	Opad atmosferyczny / <i>bulk precipitation</i>									
	<b>średnia / average</b>	<b>17,3</b>	<b>68,8</b>	<b>6,7</b>	<b>142,4</b>	<b>7,8</b>	<b>26,0</b>	<b>5,2</b>	<b>8,3</b>	<b>5,2</b>
	min	12,0	46,7	3,7	28,9	2,7	21,9	3,5	4,8	3,7
	max	26,1	82,2	9,3	271,1	12,2	29,4	7,0	12,7	6,6
	odch.stand. Std. dev.	5,5	14,2	2,4	101,8	3,7	3,1	1,5	3,0	1,3
	drzewostan iglasty / <i>coniferous stand</i> (OpJd + SpJd)									
	<b>średnia / average</b>	<b>28,1</b>	<b>101,5</b>	<b>18,8</b>	<b>162,1</b>	<b>16,4</b>	<b>36,6</b>	<b>7,2</b>	<b>11,8</b>	<b>32,3</b>
	min	19,4	69,7	15,9	87,9	13,1	28,4	5,8	8,4	23,8
	max	35,2	130,7	21,7	390,7	21,4	47,1	8,7	15,4	41,9
	odch.stand. Std. dev.	6,0	21,7	2,5	128,8	3,1	8,1	1,4	2,9	7,9
	drzewostan liściasty / <i>deciduous stand</i> (OpBk + SpBk ŚK)									
	<b>średnia / average</b>	<b>20,4</b>	<b>73,9</b>	<b>11,3</b>	<b>165,2</b>	<b>11,5</b>	<b>24,5</b>	<b>5,9</b>	<b>10,3</b>	<b>35,6</b>
	min	11,8	56,2	9,3	49,7	9,2	21,3	4,8	7,6	21,2
max	24,7	105,6	13,7	432,9	15,6	27,7	8,5	13,8	40,6	
odch.stand. Std. dev.	5,1		1,6	153,2	2,7	2,8	1,6	2,6	8,1	
Małik	Opad atmosferyczny / <i>bulk precipitation</i>									
	<b>średnia / average</b>	<b>15,8</b>	<b>43,8</b>	<b>10,8</b>	<b>42,5</b>	<b>5,6</b>	<b>28,5</b>	<b>5,7</b>	<b>6,9</b>	<b>3,5</b>
	min	10,0	35,8	8,0	13,3	2,5	22,7	2,7	5,2	1,9
	max	21,8	51,2	14,3	80,7	7,7	39,8	9,5	11,1	5,4
	odch.stand. Std. dev.	5,2	6,8	2,6	30,2	2,3	7,0	2,9	2,5	1,6
	drzewostan iglasty / <i>coniferous stand</i> (OpSo + SpSo)									
	<b>średnia / average</b>	<b>13,7</b>	<b>61,1</b>	<b>22,9</b>	<b>5,9</b>	<b>4,8</b>	<b>41,2</b>	<b>5,6</b>	<b>6,2</b>	<b>18,0</b>
	min	8,1	52,7	19,0	1,7	3,6	29,9	4,5	4,2	12,7
	max	17,1	74,0	26,6	12,6	6,4	47,0	7,3	9,3	23,0
	odch.stand. Std. dev.	3,6	8,9	2,7	4,4	1,1	6,9	1,1	2,3	4,6
	drzewostan liściasty / <i>deciduous stand</i> (OpGrBk + SpBk M)									
	<b>średnia / average</b>	<b>15,7</b>	<b>69,0</b>	<b>18,6</b>	<b>16,3</b>	<b>5,8</b>	<b>43,4</b>	<b>5,5</b>	<b>6,8</b>	<b>26,2</b>
	min	13,4	45,6	11,2	3,7	4,5	36,4	4,3	4,3	16,9
max	22,1	87,4	23,0	41,3	8,1	50,5	6,8	8,8	31,9	
odch.stand. Std. dev.	3,6	18,4	4,7	16,8	1,4	6,5	1,1	1,8	6,2	

\*( $\text{g}\cdot\text{ha}^{-1}$ )



Ryc. 4. Wartość współczynnika wzbogacenia w drzewostanach iglastych i liściastych na badanych powierzchniach

Enrichment factor values for the broadleaved and coniferous stands in research areas

Tabela 3. Wyniki testowania statystycznego z wykorzystaniem testu Walda-Wolfowitza różnic wielkości ładunków w wodach opadów atmosferycznych i pod koronami drzew (opad podkoronowy i spływ po pniach)

Results of the Wald-Wolfowitz test for the significance of differences in loads in bulk precipitation and under the canopy (throughfall and stemflow)

Powierzchnia badawcza <i>Research area</i>	Drzewostan <i>Forest stand</i>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	H <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>
Świąty Krzyż	iglasty <i>coniferous</i>	*	—	**	*	**	—	—	—	**
	liściasty <i>broadleaved</i>	**	—	**	—	**	*	—	—	**
Malik	iglasty <i>coniferous</i>	—	—	**	—	—	—	—	—	**
	liściasty <i>broadleaved</i>	—	—	**	—	—	—	—	—	**

– różnice na poziomie  $p > 0,1$  / difference significant at  $p > 0,1$ ; \* różnice na poziomie  $0,1 > p > 0,05$  / difference significant at  $0,1 > p > 0,05$ ; \*\* różnice na poziomie  $p > 0,05$  / difference significant at  $p > 0,05$ .

w wodach spływających po pniach jodeł średnia ważona wyniosła pH 3,90, a po pniach buków pH 4,76. Na Maliku wartości te wyniosły odpowiednio pH 4,65 (pnie sosen) i pH 5,45 (pnie buków).

## Dyskusja wyników

Wyniki pomiarów przeprowadzonych w Górach Świętokrzyskich są odzwierciedleniem nakładających się emisji kontynentalnych, regionalnych i lokalnych, zmian zachodzących w polu emisji zanieczyszczeń pierwotnych oraz ich przemian fotochemicznych i chemicznych w określonych warunkach meteorologicznych podczas transportu z masami powietrza na małe i duże odległości (Kozłowski i inni, 2011).

Przeprowadzone badania wykazały, że wielkość opadu spływającego po pniach drzew uzależniona jest przede wszystkim od gatunku drzewa oraz pory roku. Uzyskane wartości wskazują, że w przypadku buków spływ zależy przede wszystkim od wysokości opadów atmosferycznych. Należy jednak podkreślić, że spływ ułatwia „lejkowaty” kształt korony oraz prawie gładka kora. Co do drzew iglastych, to zarówno kształt korony, ułożenie gałęzi, jak i zróżnicowana morfologicznie kora są czynnikami ograniczającymi wielkość spływu.

Stwierdzone w ramach omówionych badań zmiany wartości pH oraz przewodności elektrolitycznej po przejściu przez strefę koron i pni drzew należy wiązać przede wszystkim z procesem zateżnienia roztworów spływających po powierzchniach drzew. Najwyższe wartości przewodności elektrolitycznej, zarówno w opadach podkoronowych, jak i spływających po pniach drzew, występowały w miesiącach zimowych, co wynika z wymywania oraz zmywania substancji z wnętrza i z powierzchni drzew (Szpikowski i inni, 1998, Małek i Astel, 2008, Małek, 2010, Shen i inni, 2013). Intensywność zateżnienia jest znacznie większa w przypadku drzew iglastych niż liściastych, co stwierdzili również m.in. J. Shubzda i inni (1995), R. Kolander (1998), M. Herrmann i inni (2006) oraz K. Wuyts i inni (2008). W analizowanych drzewostanach w Górach Świętokrzyskich wyższy współczynnik wzbogacenia odnotowano w wodach przenikających przez korony gatunków drzew iglastych, tj. jodeł oraz sosen. Większa powierzchnia recepcyjna oraz obecność organów asymilacyjnych przez cały rok, a zwłaszcza w miesiącach zimowych spowodowała, że wody przenikające przez korony tych drzew były bardziej zmineralizowane niż wody opadu atmosferycznego. Uzyskane minimalne wartości pH związane są ze zmywaniem kwasogennych składników  $\text{NO}_3^-$  i  $\text{SO}_4^{2-}$  oraz towarzyszącymi im jonami  $\text{H}^+$  zaadsorbowanymi na powierzchni roślin w wyniku depozycji suchej. M. Janek (2000), H. Kvaalen i inni (2002), R. Kozłowski (2003) oraz S. Małek i A. Astel (2008) podają, że proces ten dotyczy gatunków drzew iglastych i jest związany z „wyczesywaniem” zanieczyszczeń z powietrza atmosferycznego przez korony drzew w trakcie zwiększonej emisji w sezonie grzewczym przypadającym na miesiące jesienno-zimowe.

Uzyskane średnie ważone wartości pH w wodach opadów podkoronowych w badanych drzewostanach w Górach Świętokrzyskich wykazały jednak wzrost

wartości pH, który w zależności od drzewostanu wahał się od 0,04 do 0,93 jednostki pH. R. Kozłowski (2006) wskazuje, że jednym z elementów wpływających na taką zmianę jest obecność w powietrzu atmosferycznym związków alkalicznych związanych z funkcjonowaniem przemysłu cementowo-wapienniczego oraz towarzyszących mu kamieniołomów surowców węglanowych. Na wzrost wartości pH związany ze zmywaniem jonów Ca zdeponowanych na powierzchni organów asymilacyjnych zwrócili również uwagę D.S.Lee i A. Longhurst (1992). R. Kruszyk i inni (2015) podają, że wzrost wartości pH w wodach opadu podkoronowego, stwierdzany zwłaszcza w drzewostanach liściastych, związany jest z procesami neutralizacji jonów wodorowych obecnych w opadach przez kationy K wymywane z organów asymilacyjnych. G.M. Lovett i inni (1990) podają, że neutralizacja jonów wodoru w koronach drzew jest odpowiedzialna za wymywanie od 40 do 60 % wszystkich kationów znajdujących się w opadach docierających do gleb.

Analiza statystyczna wykazała, że w badanych drzewostanach ładunek wniesiony do gleb w porównaniu do ładunku wniesionego z opadem atmosferycznym istotnie statystycznie różnił się jedynie w przypadku jonów potasu oraz jonów azotanowych, a na Świętym Krzyżu również w przypadku jonów amonowych. Istotnie statystycznie różnice ładunku jonów potasu i jonów azotanowych deponowanych pod koronami drzew w odniesieniu do opadów na otwartej przestrzeni stwierdzili również R. Kruszyk i inni (2015) w badaniach w zlewniach Jeziora Czarnego (Pomorze Zachodnie) oraz jeziora Gardno na Wyspie Wolin. Wzrost ładunku form azotu świadczyć może o intensywnej działalności fitofagów, które wnoszą do wody dodatkową pulę azotu (Stachurski, 1987), jak również o dużym udziale depozycji suchej (Ukonmaanaho i Starr, 2002). Ponadto istotnym źródłem jonu amonowego jest rolnictwo (Rodrigo i inni, 2003). Stwierdzono, że w badanych drzewostanach w Górach Świętokrzyskich wyższe ładunki azotu docierały do gleb w drzewostanach iglastych niż liściastych, co potwierdza wcześniejsze doniesienia – m.in. L. Augusto i inni (2002) oraz M. Herrmann i inni (2006) – i wynika m.in. z większej gęstości koron drzew iglastych (Cole i Rapp, 1981) oraz braku liści poza sezonem wegetacyjnym (Houle i inni, 1999). Istotnym źródłem jonów azotanowych deponowanych w glebach są zanieczyszczenia przemysłowe pochodzące z odległych ośrodków miejsko-przemysłowych. Rolę tego źródła podkreślała m.in. Szarek-Łukaszewska (1999), która stwierdziła, że główną przyczyną wzrostu ładunków azotu w Puszczy Niepołomickiej były zanieczyszczenia pochodzące z Krakowa oraz Górnego Śląska. R. Kozłowski (2013) z kolei wykazał, że istotnym elementem wpływającym na zawartość tlenków azotu w powietrzu w Górach Świętokrzyskich jest kierunek napływających mas powietrza.

Stwierdzony wyraźny wzrost ładunku jonów potasu związany jest, jak już wspomniano, z wymywaniem ich z organów asymilacyjnych. Badania prowadzone m.in. w Górach Świętokrzyskich w latach 2002-2011 (Kozłowski, 2013) wykazały, że na Świętym Krzyżu w drzewostanie liściastym 85,1%, a w iglastym



80,0% jonów potasu pochodzi z wymywania z organów asymilacyjnych. Z kolei na Maliku wartości te były nieznacznie niższe i wyniosły odpowiednio 78,9% i 71,8%, co związane było z mniejszą depozycją jonów siarczanowych i towarzyszącym im jonom wodoru. Zbliżone wartości uzyskali m.in. G.P.J. Draaijers i inni (1997) – 89%, A. Rothe i inni (2002) – 80% oraz R. Kruszyk i inni (2015) – 75,6%. Na intensywność wymywania potasu, poza składem gatunkowym i jak wcześniej wspomniano wielkością kwaśnej depozycji (Polkowska i inni, 2005, Kozłowski i inni, 2012) – wpływa również wiek drzew (Małek i Astel, 2008) oraz struktura i zwarcie koron (Whelan i inni, 1998).

## Wnioski

Z przeprowadzonych badań można wysunąć następujące wnioski.

1. Emisje ze źródeł naturalnych i antropogenicznych działają z powietrza atmosferycznego bezpośrednio, a przez produkty ich transformacji – pośrednio na elementy składowe ekosystemów.
2. W ekosystemie leśnym występują silne przestrzenne determinacje ścieżek i arealów przepływów substancji wywodzących się z depozycji koron drzew. Na tych ścieżkach istotne ekologiczne znaczenie ma doprowadzenie substancji z emisji w depozycji mokrej, wilgotnej i szczególnie depozycji suchej oraz ścieżek ich odprowadzania w opadzie podkoronowym i w spływie po pniach.
3. Imisje przepływające przez hylosferę aktywnie zmieniają jej cechy, jednocześnie podlegają daleko idącym i różnorodnym transformacjom biogennym w strefie koron i pni drzew.
4. W transformacji depozycji przepływających przez hylosferę istotną rolę odgrywają samoregulacyjne i buforujące reakcje poszczególnych rodzajów roślin w różnowiekowych i wielopiętrowych zbiorowiskach.

## Piśmiennictwo / References

- Augusto L., Ranger J., Bikley D., Rothe A., 2002, *Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility*, Annals of Forest Science, 59, s. 233-253.
- 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, s. 47-55.
- Cole D.W., Rapp M., 1981, *Elemental cycling in forest ecosystems*, [w:] D.E. Reichle (red.), *Dynamic Properties of Forest Ecosystems*, Cambridge University Press, Cambridge, s. 341-410.
- de Vries W., Reinds G.J., van Kerkvoorde M.S., Hendriks C.M.A., Leeters E.F.J.M., Gross C.P., Vopgd J.C.H. Vel E.M., 2000, *Intensive Monitoring of Forest Ecosystems in Europe, Technical Report 2000*, EC-UN/ECE, Brussels, Geneva.
- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., van Leuven 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*, 3, s. 387-397.
- Herrmann M., Pust J., Pott R., 2006, *The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in Northwest Germany*, *Plant Ecology*, 184, s. 273-285.
- Houle D., Ouimet R., Paquin R., Laflamme J.G., 1999, *Interactions of atmospheric deposition with a mixed hardwood and a coniferous forest canopy at the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Quebec)*, *Canadian Journal of Forest Research*, 29, s. 1944-1957.
- Janek M., 2000, *Wpływ drzewostanów iglastych na jakość wód opadowych*, *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa, Seria A*, 4, 908, s. 73-87.
- Jansen W., Block A., Knaack J., 1998, *Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki*, *Aura*, 4, s. 18-19.
- Józwiak M., Kozłowski R., 2008, *Deposition of selected metals in the Świętokrzyskie mountains and their influence on changes of soil pH*, *Ecological Chemistry and Engineering A*, 15, 11, s. 1239-1256.
- Kolander R., 1998, *Stan geokosystemów Polski w latach 1994-1997*, [w:] A. Kostrzewski (red.), *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geokosystemów Polski w latach 1994-1997*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, s. 225-244.
- Kondracki J., 2002, *Geografia regionalna Polski*, Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Kostrzewski A., Kruszyk R., Kolander R., 2006, *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań*, <http://www.staff.amu.edu.pl/~zmsp/dok.html> (20.01.2016).
- Kowalska A., Astel A., Boczoń A., Polkowska Ż., 2016, *Atmospheric deposition in coniferous and deciduous tree stands in Poland*, *Atmospheric Environment*, 133c, s. 145-155.
- Kozłowski R., 2002, *Zróżnicowania wielkości i jakości spływu wód opadowych po pniach drzew w wybranych ekosystemach leśnych w Górach Świętokrzyskich*, *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 3, s. 95-102.
- Kozłowski R., 2003, *Przestrzenne zróżnicowanie opadu podokapowego w drzewostanie jodłowo-bukowym w centralnej części Gór Świętokrzyskich*, *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 4, s. 99-106.
- Kozłowski R., 2006, *Właściwości fizykochemiczne i chemizm opadu podkoronowego na terenie „Białego Zagłębia”*, *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, 7, s. 41-49.
- Kozłowski R., 2013, *Funkcjonowanie wybranych geokosystemów Polski w warunkach zróżnicowanej antropopresji na przykładzie gór niskich i pogórza*, *Landform Analysis*, 23.
- Kozłowski R., Józwiak M., 2013, *Chemical denudation in a geokosystem in acid immersion conditions*, *Ecological Chemistry Engineering S*, 20, 1, s. 41-54.
- 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*, *Sylvan*, 156, 8, s. 607-615.
- Kozłowski R., Józwiak M., Józwiak M.A., Rabajczyk A., 2011, *Chemism of atmospheric precipitation as a consequence of air pollution: the case of Poland's Holy Cross Mountains*, *Polish Journal of Environmental Studies*, 20, 4, s. 919-924.
- Kruszyk R., 2002, *Zróżnicowanie przestrzenne chemizmu opadu podokapowego na dnie boru mieszanego na przykładzie rozkładu odczynu i przewodności elektrolitycznej (zlewnia jeziora Czarnego, Pomorze Zachodnie)*, [w:] R. Siwecki (red.), *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. IV Krajowe Sympozjum, Poznań-Kórnik, 29.05-1.06.2001*, Bogucki Wydawnictwo Naukowe, Poznań, s. 825-853.
- Kruszyk R., Kostrzewski A., Tylkowski J., 2015, *Variability of throughfall and stemflow deposition in pine and beech stands (Czarne Lake catchment, Gardno Lake catchment on Wolin Island)*, *Prace Geograficzne UJ*, 143, s. 85-102.

- Kruszyk R., Okoński B., Strzeleński P., 2013, *Wstępne wyniki badań nad transformacją właściwości fizykochemicznych opadów atmosferycznych w drzewostanie dębowo-sosnowym w czasie pojedynczych epizodów opadowych (Puszcza Zielonka)*, Monitoring Środowiska Przyrodniczego, 14, s. 113-126.
- Kvaalen H., Solberg S., Clarke N., Torp T., Aamlid D., 2002, *Time series study of concentrations of  $\text{SO}_4^{2-}$  and  $\text{H}^+$  in precipitation and soil waters in Norway*, Environmental Pollution, 117, s. 215-224.
- Lee D.S., Longhurst A., 1992, *A comparison between wet and bulk deposition at an urban site in the UK*, Water Air Soil Pollution, 64, s. 635-648.
- Lovett G.M., Kinsman J.D., 1990, *Atmospheric pollutant deposition to high-elevation ecosystems*, Atmospheric Environment, 24A, s. 2767-2786.
- Małek S., 2002, *Zmiany składu chemicznego opadów atmosferycznych po przejściu przez okap drzewostanów świerkowych*, Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska, Zeszyt 4-Ś, s. 37-45.
- Małek S., 2010, *Nutrient fluxes in planted Norway Spruce stands of different age in Southern Poland*, Water, Air and Soil Pollution, 209, s. 45-59.
- Małek S., Astel A., 2008, *Throughfall chemistry in spruce chronosequence in southern Poland*, Environmental Pollution, 155, s. 517-527.
- Małek S., Wężyk P., 2000, *Zmiany ilościowe i jakościowe opadów atmosferycznych na powierzchniach doświadczalnych w drzewostanach bukowych Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego zakładu Doświadczalnego w Krynicy w latach 1997 i 1998*, [w:] S. Małek, P. Wężyk (red.), *Monitoring procesów zachodzących w drzewostanach bukowych, w zmieniających się warunkach środowiska przyrodniczego, na przykładzie Ojcowskiego Parku Narodowego i Leśnego zakładu Doświadczalnego w Krynicy*, Kraków-Nowy Sącz, s. 69-86.
- Niklińska M., Maryański M., Szarek G., Laskowski R., 1995, *Chemical input/output balance for a moderately polluted forest catchment in southern Poland*, Water, Air and Soil Pollution, 85, s. 1771-1776.
- Olszewski J.L., 1984, *Intercepcja i jej wpływ na wysokość opadów atmosferycznych docierających do powierzchni gruntu w lesie*, Zeszyty Problemowe Postępu Nauk Rolniczych, 288, s. 245-270.
- Otto W., 1994, *Waldökologie*, Ulmer, Stuttgart.
- Parzych A., Astel A., Trojanowski J., 2008, *Fluxes of biogenic substances in precipitation and throughfall in woodland ecosystems of Słowiński National Park*, Archives of Environmental Protection, 34, 2, s. 13-24.
- Petty W.H., Lindberg S.E., 1990, *An intensive 1 month investigation of trace metal deposition an throughfall at a mountain spruce forest*, Water, Air and Soil Pollution, 53, s. 213-226.
- 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, s. 837-855.
- Potter C.S., Ragsdale H.L., Swank W.T., 1991, *Atmospheric deposition and foliar leaching in regenerating southern Appalachian forest canopy*, Journal Ecology, 79, s. 97-115.
- Rodrigo A., Ávila A., Rodá S., 2003, *The chemistry of precipitation, throughfall and stemflow in two holm oak (Quercus ilex L.) forests under contrasted pollution environment in NE Spain*, Science of the Total Environment, 305, s. 195-205.
- Rothe A., Huber C., Kreutzer K., Weis W., 2002, *Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: results from the Höglwald research in comparison with other European case studies*, Plant and Soil, 240, s. 33-45.

- Shen W., Ren H., Jenerette G.D., Hui D., Rem H., 2013, *Atmospheric deposition and canopy exchange of anions and cations in two plantation forest under acid rain influence*, Atmospheric Environment, 64, s. 242-250.
- Shubzda J., Lindberg S.E., Garten C.T., Nodvin S.C., 1995, *Elevational trends in the fluxes of sulphur and nitrogen in throughfall in the southern Appalachian Mountains: some surprising results*, Water, Air and Soil Pollution, 85, s. 2265-2270.
- Stachurski A., 1987, *Nutrient control in throughfall waters of forest ecosystems*, Ekologia Polska, 35, 1, s. 3-69.
- Szarek-Lukaszewska G., 1999, *Input of chemical elements to the forest ecosystem on the Carpathian Foothills (S Poland)*, Polish Journal of Ecology, 47, 2, s. 191-213.
- Szpikowski J., Michalska G., Kruszyk R., 1998, *Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Storkowie za lata hydrologiczne 1994-1997*, [w:] A. Kostrzewski (red.), *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geokosystemów Polski w latach 1994-1997*, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, s. 23-76.
- Ukonmaanaho L., Starr M., 2002, *Major nutrients and acidity: budgets and trends at four remote boreal stands in Finland during the 1990s*, The Science of Total Environment, 297, s. 21-41.
- Walna B., Siepak J., 1999, *Research on the variability of physico-chemical parameters characterizing acid precipitation at the Jezioro Ecological Station in the Wielkopolski Park Narodowy (Poland)*, The Science of the Total Environment, 239, s. 173-187.
- Whelan M.J., Sanger L.J., Baker M., Anderson J.M., 1998, *Spatial patterns of throughfall and mineral ion deposition in a lowland Norway spruce (Picea Abies) plantation at the plot scale*, Atmospheric Environment, 32, 20, s. 3493-3501.
- Wuyts K., De Schrijver A., Staelens J., Gielis M., Geudens G., Veheyen K., 2008, *Patterns of throughfall deposition along a transect in forest edges of silver birch and Corsican pine*, Canadian Journal of Forest Research, 38, 3, s. 449-461.
- Zajac R., 1979, *Przyczyny i stan zagrożenia atmosfery w „Białym Zagłębiu”*, Prace i Materiały Instytutu Gospodarki SGPiS, 6, Warszawa.

[Wpłynęło: sierpień; poprawiono: październik 2016 r.]

RAFAŁ KOZŁOWSKI, MAREK JÓZWIAK

THE TRANSFORMATION OF PRECIPITATION IN THE TREE CANOPY  
IN SELECTED FOREST ECOSYSTEMS OF POLAND'S  
ŚWIĘTOKRZYSKIE MOUNTAINS

Atmospheric deposition is regarded as an element determining the circulation of matter in forest ecosystems. As a result of contact with the surfaces of plants, rainwater is subject to transformations whose magnitudes depend on both species composition (above all coniferous v broadleaved) and levels of air pollution. Such pollution acts directly to modify atmospheric precipitation, while also operating indirectly at the surface of trees, by way of the deposition of substances. As a result of the washing of elements depositing on the surface, rainwater changes its physical and chemical properties, as well as its chemical composition. The aim of the work described here was thus to

analyse the conditions underpinning transformations of atmospheric precipitations in selected forest ecosystems of Poland's Świętokrzyskie Mountains, on the basis of studies conducted there in the years 2011-2015. Field research was conducted in research areas located in the central and south-western parts of the above Mountains, and was concerned with rainwater in vertical section: bulk precipitation – through fall – stem flow. The data collected were processed statistically using Statistica 10.0 software. The results of measurements made in the Świętokrzyskie Mountains reflect overlapping continental, regional and local emissions, as well as changes taking place as regards emissions of primary pollutants and their products transformed photochemically and chemically under particular meteorological conditions in the course of transport with masses of air over shorter or longer distances. Emissions from natural and anthropogenic sources were found to act on component elements of ecosystems directly from atmospheric air and indirectly through products of their transformation in the form of direct deposition and deposition via crowns. Forest ecosystems have numerous spatially determined paths and areas of flow of substances originating from tree-crown deposition. Along these paths, the delivery of substances from emissions in wet, moist and especially dry deposition is significant ecologically, as are paths for their offtake in throughfall and stem fall. Immissions flowing through the hydrosphere have featured changed actively, while at the same time being subject to movement and various biogenic transformations due to the washing out of crowns and washing, as well as crown intake. Quantitative and qualitative features of crown deposition determine the quality and intensity of processes of transformation of rainwater in the areas of the forest stand and during the flow through a layer of plants of the forest floor and to the surface of the soil.

