

WŁAŚCIWOŚCI FIZYKOCHEMICZNE I SKŁAD CHEMICZNY OPADU PODKORONOWEGO W DRZEWOSTANIE SOSNOWYM NA OBSZARZE MIEJSKIM (ZLEWNIA RÓŻANEGO STRUMIENIA, POZNAŃ)

Robert Kruszyk, Maciej Major

Kruszyk R., Major M., 2017: Właściwości fizykochemiczne i skład chemiczny opadu podkoronowego w drzewostanie sosnowym na obszarze miejskim (zlewnia Różanego Strumienia, Poznań) (*The physicochemical properties and chemical composition of throughfall in a pine stand in an urban area (Różany Strumień catchment, Poznań)*), *Monitoring Środowiska Przyrodniczego*, Vol. 19(1), s. 69-79.

Zarys treści: W Celem badań było określenie stopnia transformacji właściwości fizykochemicznych i składu chemicznego wód opadowych w ekosystemie leśnym położonym na terenie zurbanizowanej zlewni Różanego Strumienia (Aglomeracja Poznańska). Badania prowadzono w drzewostanie sosnowym w okresie roku hydrologicznego 2016. Zakres badań obejmował analizę właściwości fizykochemicznych i składu chemicznego opadu bezpośredniego i podkoronowego. Uzyskane wyniki potwierdziły, że w efekcie kontaktu wód opadowych z powierzchnią roślin następuje wzrost mineralizacji opadów. Jest to spowodowane przede wszystkim procesami wzbogacenia opadu podkoronowego w składniki wymywane z igieł i liści (K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}). Przeprowadzone badania modelowe w drzewostanie sosnowym wykazały, że w przypadku K^+ , Mg^{2+} i Ca^{2+} ładunek tych pierwiastków wymywanych z organów asymilacyjnych stanowił odpowiednio 62% ($12,36 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$), 57% ($2,38 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) i 31% ($12,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) depozycji całkowitej na dnie lasu. W przypadku drzewostanów iglastych najczęściej obserwowany jest proces zakwaszania wód opadowych. Uzyskane wyniki wskazują jednak na występowanie procesów neutralizacji związków zakwaszających. Średnie ważone roczne pH opadu bezpośredniego i podkoronowego wyniosło odpowiednio 5,86 i 5,96. Jest to przede wszystkim wynik obecności w opadach jonów Ca^{2+} , NH_4^+ oraz Mg^{2+} .

Słowa kluczowe: lasy miejskie, opad podkoronowy, depozycja atmosferyczna, sosna zwyczajna, neutralizacja

Key words: urban forest, throughfall, ion deposition, Scots Pine, neutralization

Robert Kruszyk, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Instytut Geoekologii i Geoinformacji, rlk@amu.edu.pl

Maciej Major, Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu, Instytut Geoekologii i Geoinformacji, maciej.major@amu.edu.pl

1. Wprowadzenie

W geosystemach leśnych wody opadowe w kontakcie z powierzchnią roślin zmieniają swoje właściwości chemiczne. Jest to efekt zarówno procesów splukiwania zanieczyszczeń pyłowych i gazowych osadzonych na powierzchni roślin, wymywania pierwiastków z igieł i liści, jak również ich pobierania z wód opadowych (Van der Mass, Pape 1991, Likens, Borman 1995, Grodziń-

ska i in. 1996, Polkowska i in. 2005, Małek i in. 2008, Kozłowski i in. 2012). Procesy wychwytywania zanieczyszczeń obecnych w atmosferze są szczególnie efektywne w drzewostanach iglastych, które w porównaniu z gatunkami liściastymi posiadają większą powierzchnię recepcyjną obecną w ciągu całego roku. W rezultacie w drzewostanach iglastych dochodzi do zwiększonego dopływu zanieczyszczeń usuwanych z atmosfery (Kowalska i in. 2016). W drzewostanach zlokalizowanych

na obszarach aglomeracji miejskich istotnym źródłem wpływającym na skład wód opadowych są niskie emisje ze źródeł punktowych z sektora komunalnego oraz emisja ze źródeł liniowych – szlaki komunikacyjne.

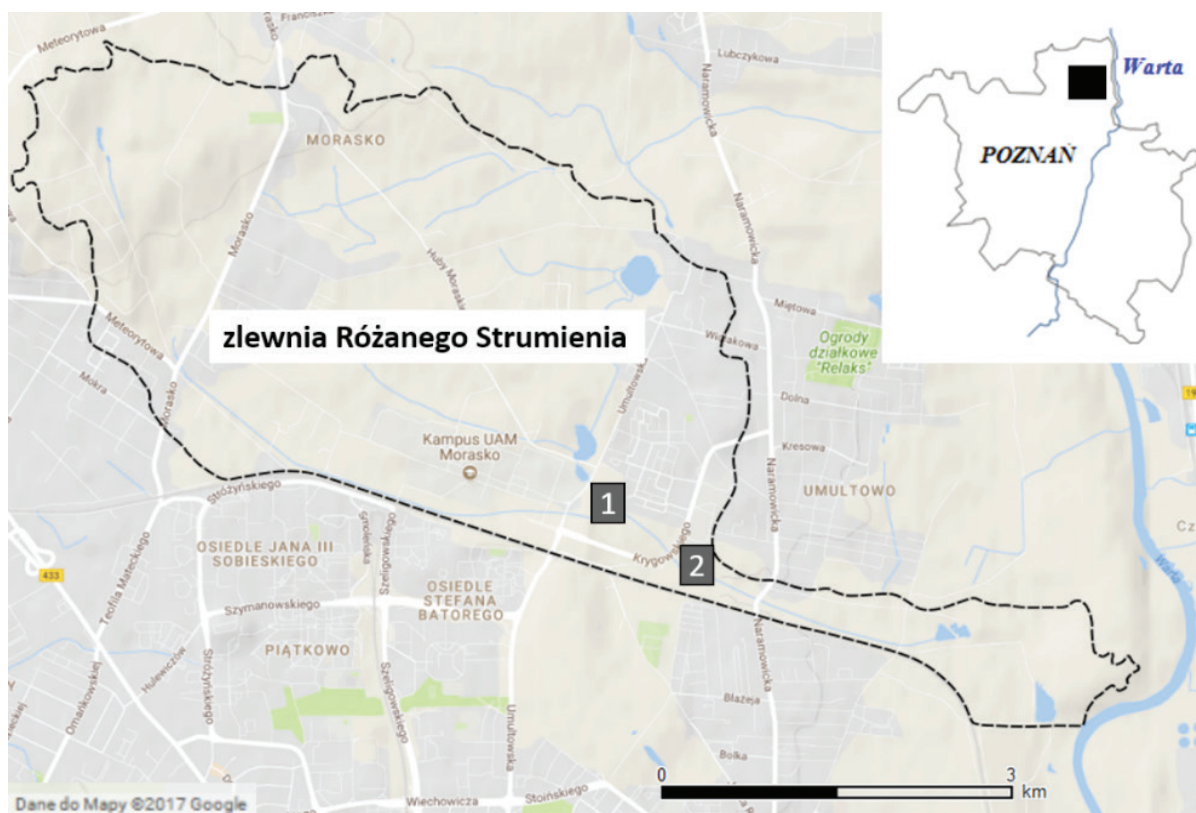
Głównym problemem Aglomeracji Poznańskiej, na terenie której położony jest badany drzewostan, w zakresie jakości powietrza są ponadnormatywne stężenia pyłu PM10 (WIOŚ 2017). Na podstawie prowadzonego monitoringu jakości powietrza miasto Poznań zaliczono pod kątem ochrony zdrowia do strefy C, ze względu na przekroczenia poziomu dopuszczalnego pyłu PM10, oraz strefy A w przypadku pozostałych zanieczyszczeń (WIOŚ 2017). Pyły występujące w miastach pochodzą głównie ze spalania węgla do celów energetycznych (wytworzenia energii i ciepła na potrzeby komunalne i technologiczne) (Majewski, Łykowski 2008, Degórska 2016). Istotnym źródłem pyłów, tlenków azotu i węgla oraz lotnych związków organicznych jest transport drogowy. Prowadzone w ramach programu Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) obserwacje na stacjach komunikacyjnych potwierdzają nieco wyższe stężenia pyłu niż na stacjach tła miejskiego, które nie znajdują się pod bezpośrednim wpływem emisji z transportu samochodowego (GIOŚ 2017). Obecne w pyle kationy zasadowe mogą przyczyniać się do al-

kalizacji wód opadowych. W efekcie w drzewostanach iglastych, które najczęściej zakwaszają opad, obserwowane pH może być wyższe w porównaniu z terenem otwartym (Kozłowski 2012).

Celem badań było poznanie stopnia transformacji właściwości fizykochemicznych i składu chemicznego wód opadowych w drzewostanie sosnowym położonym w zlewni Różanego Strumienia, która jest przykładem obszaru, gdzie intensywnie zachodzą procesy urbanizacji, związane z nasilonym rozwojem budownictwa mieszkalnego. Efektem tych procesów jest wzrost stężeń zanieczyszczeń w powietrzu związany z emisją z sektora komunalnego i źródeł liniowych (drogi).

2. Obszar badań

Badania prowadzono w zlewni Różanego Strumienia położonej w północnej części Aglomeracji Poznańskiej (ryc. 1). Według podziału fizycznogeograficznego Kondrackiego (2009) zlewnia Różanego Strumienia znajduje się w obrębie dwóch mezoregionów: Pojezierza Poznańskiego (315.51) i Poznańskiego Przełomu Warty (315.52). Głównym ciekim zlewni jest Różany Strumień, lewobrzeżny dopływ Warty, o długości 6,9 km. Powierzchnia zlewni wynosi 7,7 km² i jest nachylona



Ryc. 1. Lokalizacja obszaru badań: 1 – leśna powierzchnia badawcza, 2 – posterunek meteorologiczny
Fig. 1. Location of the research study areas: 1 – forest research area, 2 – meteorological station

w kierunku doliny Warty.

W strukturze użytkowania terenu dominują obszary rolnicze (użytki zielone – 30,9%; grunty orne – 19,9%); ponadto znaczący udział mają tereny zurbanizowane (zabudowa nieciągła – 10,3%, obszary przemysłowe lub handlowe – 3,3%; sieć komunikacyjna – 3,3%) (Zięba 2017). Przeważa zabudowa mieszkaniowa jednorodzinna wolnostojąca.

W granicach zlewni występują zwarte kompleksy leśne, śródpolne zadrzewienia i zakrzewienia oraz tereny porośnięte roślinnością ruderalną. Ogółem lasy stanowią 22,3% powierzchni zlewni, w tym lasy mieszane – 10,6%, iglaste – 9,9%, oraz liściaste – 1,8% (Zięba 2017).

Od południowego zachodu zlewnia sąsiaduje z kompleksem osiedli mieszkaniowych Jana III Sobieskiego i Stefana Batorego, gdzie dominuje zabudowa miejska zwarta (budynki wielokondygnacyjne), od północy graniczy z polygonem wojskowym w Biedrusku, natomiast od północnego wschodu z Parkiem Krajobrazowym Puszcza Zielonka. Wschodnią granicę zlewni stanowi południkowo przebiegająca dolina Warty oraz miejscowości Czerwonak i Owińska, gdzie dominuje zabudowa mieszkaniowa jednorodzinna wolnostojąca.

W sąsiedztwie zlewni i na jej obszarze przebiega szereg szlaków komunikacyjnych. Do najważniejszych należy ulica Naramowicka, wchodząca w skład DW 196, która łączy Poznań z Wągrowcem (ryc. 1). W pobliżu powierzchni badawczej przebiegają drogi łączące centrum Poznania z Kampusem Morasko, osiedlem Różany Potok i dalej z miejscowościami Biedrusko i Owińska (ulice: Umultowska, Krygowskiego). Są to szlaki komunikacyjne o znacznym natężeniu ruchu drogowego. Ulica Umultowska na odcinku położonym w bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni badawczej jest drogą o nawierzchni nieutwardzonej.

Powierzchnia badawcza (φ 52,465° N i λ 16,933° E) została zlokalizowana wewnątrz zwartego kompleksu leśnego na siedlisku boru mieszanego świeżego (BMśw) (Chmiel 2017). Piętrowa struktura drzewostanu jest typowa dla sztucznej sośniny założonej na gruntach porolnych (Chmiel 2017). Podstawowym elementem lasotwórczym jest sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) w wieku około 60 lat i zwarcie 50% (warstwa „a1”). W warstwie „a2” o zwarcie 10% występowała czeremcha amerykańska (*Padus serotina*), która również dominuje w piętrze podszytu leśnego (warstwa „b”). W składzie gatunkowym runa zauważalny jest duży udział siewek i nalotu czeremchy amerykańskiej, brakuje odnowień sosny zwyczajnej, co świadczy o braku możliwości odnawiania się gatunku w aktualnych warunkach (Chmiel 2017).

Badany drzewostan należy do systemu pomiarowego Stacji Bazowej Różany Strumień, należącej do sieci pomiarowej programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP), podsystemu PMŚ.

3. Metody badań

Prezentowane dane obejmują przedział roku hydrologicznego 2016 i dotyczą właściwości fizykochemicznych i składu chemicznego opadu bezpośredniego i podkoronowego. System pomiarowy obejmował 12 kolektorów opadu podkoronowego o pojemności 1 litra, ustawionych regularnie na planie siatki. Wlot każdego kolektora umieszczono na wysokości 100 cm n.p.t. Równolegle do pomiaru depozycji pod koronami drzew prowadzono obserwacje składu chemicznego opadów atmosferycznych na terenie otwartym (opad całkowity). Stanowisko do pomiaru opadów atmosferycznych było zlokalizowane na terenie ogródka meteorologicznego nieopodal budynku Wydziału Nauk Geograficznych UAM, w odległości 600 metrów od powierzchni leśnej. Kolektory opadu podkoronowego były eksponowane w terenie od listopada do kwietnia w okresach miesięcznych, natomiast w pozostałej części roku – w dwutygodniowych. Dla opadu atmosferycznego pomiar pH i przewodności elektrolitycznej właściwej (PEW_{25}) wykonywano po każdym opadzie, pozostałe składniki oznaczano w próbkach zlewanych z okresów miesięcznych. Oznaczenia pH i PEW_{25} wykonano potencjometrycznie. 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. Zawartość jonów amonowych oznaczano kolorymetrycznie metodą Nesslera przy użyciu spektrofotometru. Poza pomiarami pH, PEW_{25} oraz jonów amonowych, które wykonano w Laboratorium Geoekologicznym Stacji Bazowej Różany Strumień, pozostałe parametry oznaczano w laboratorium Stacji Bazowej Storkowo. Laboratoria obu stacji corocznie uczestniczą w międzylaboratoryjnych badaniach porównawczych metod oznaczania składników chemicznych w próbkach wody. Badania te mają na celu ocenę poprawności oznaczeń chemicznych w próbkach kontrolnych.

Wartości średnie ważone roczne PEW_{25} , pH oraz analizowanych jonów obliczono na podstawie danych miesięcznych, wykorzystując jako wagę wysokość

opadu bezpośredniego i podkoronowego.

W celu określenia stopnia transformacji opadów w lesie wykorzystano współczynnik wzbogacenia (ER), który jest ilorazem ładunku danego jonu w opadzie pod koronami drzew i ładunku tego jonu w opadzie bezpośrednim. Wartości większe od jedności wskazują na wzbogacenie opadu podkoronowego względem opadu na terenie otwartym, wartości mniejsze na zubożenie w dany pierwiastek. Dla badanych wód obliczono wskaźnik udziału czynników kwasowych (Kostrzewski i in. 2007) według następującego wzoru $\frac{NO_3}{SO_4}$, wskaźni-

ki neutralizacji $NFX_i = \frac{[SO_4] + [NO]_{(3)}}{X_i}$, gdzie X_i oznacza stężenie NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} (Singh i in. 2007) oraz

wskaźnik FA (ang. *Fractional Acidity*) $\frac{[SO_4] + [NO]_{(3)}}{H}$ (Cao i in. 2009). Wszystkie stężenia użyte w wyżej wymienionych wskaźnikach były wyrażone w $meq \cdot dm^{-3}$.

W opracowaniu uzyskanych wyników zastosowano model budżetowego sklepienia koron (Ulrich 1983, Van der Mass, Pape 1991). W modelu tym zakłada się, że korony drzew nie mają wpływu na ładunek sodu docierający do gleby wraz z opadem atmosferycznym, podkoronowym i spływającym po pniach oraz że cząstki zawierające jony Ca^{2+} , Mg^{2+} i K^+ mają taką samą masę jak cząsteczki zawierające sód. Dzięki tym założeniom można obliczyć ładunek jonów Ca^{2+} , Mg^{2+} i K^+ docierających do gleb, pochodzących z wymywania z roślin (CL – *canopy leaching*) oraz spłukiwania suchej depozycji (DD – *dry deposition*). Ładunek pochodzący ze spłukiwania suchej depozycji obliczono na podstawie równania $DD_i = BP_i \cdot DDF$, gdzie DD_i oznacza ładunek jonu i w opadzie bezpośrednim, DDF – współczynnik suchej depozycji. Współczynnik DDF obliczono na podstawie równania $\frac{TF_{Na} - BP_{Na}}{BP_{Na}}$, gdzie TF_{Na} to ładunek sodu w opadzie podkoronowym, natomiast BP_{Na} ładunek sodu w opadzie bezpośrednim. Wielkość wymywania poszczególnych jonów CL_i obliczono według formuły $CL_i = TF_i - BP_i - DD_i$, gdzie i oznacza potas, magnez, wapń.

4. Wyniki badań i dyskusja

W roku hydrologicznym 2016 średnia roczna temperatura powietrza mierzona na terenie otwartym wyniosła $10,2^\circ C$ (ogródek meteorologiczny przy budynku Wydziału Nauk Geograficznych i Geologicznych UAM) i była wyższa o $1,5^\circ C$ od wartości z wielolecia 1966–2015 podawanej dla Stacji IMGW PIB Poznań Ławica (Kolendowicz, Półrolniczak 2017). Roczna

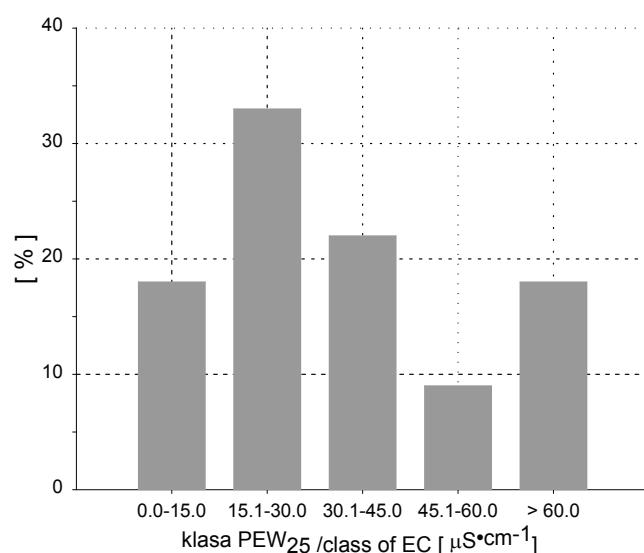
suma opadów w badanym roku kształtowała się na poziomie 652,5 mm, z maksymalnym opadem dobowym wynoszącym 73,6 mm (14 VII). Najwyższą sumę miesięczną odnotowano w lipcu 136,3 mm. Na tle wielolecia 1996–2015 (Poznań Ławica) suma roczna była wyższa od średniej o 26,3% (Kolendowicz, Półrolniczak 2017). Uwzględniając częstość kierunków wiatru, w podziale na 16 sektorów, w roku hydrologicznym dominowały kierunki: SW (8,9%), WSW (8,7%) oraz W (8,3%) (Kolendowicz, Półrolniczak 2017). Sektory te charakteryzowały się największym udziałem w okresie od XI do II, dla kierunku zachodniego drugie maksimum wystąpiło także w miesiącach lipiec i sierpień. Najmniejszym udziałem charakteryzowały się sektory: NNE i NE (2,5%), ENE (2,6%) oraz N (2,9%).

Suma roczna opadu na dnie lasu 410,7 mm stanowiła 63% wartości notowanej na terenie otwartym, wartość ta jest określana mianem przepuszczalności drzewostanu. W poszczególnych miesiącach wielkość ta mieściła się w przedziale od 43% (grudzień) do 75% (sierpień). Uwzględniając poszczególne stanowiska pomiarowe, średnia roczna przepuszczalność wahała się od 55,8 do 80,5%, w przeliczeniu na sumę roczną opadów wartości te wyniosły odpowiednio: 364,1 i 554,6 mm. Wysokość opadu podkoronowego jest zależna od wysokości opadu na terenie otwartym. Najlepsze dopasowanie uzyskano wykorzystując model liniowy. Obliczony współczynnik korelacji Pearsona wyniósł 0,970, $n = 11$, $p = 0,000$, natomiast równanie regresji liniowej miało postać: $TF = 0,74 \cdot BP - 4,95$, gdzie TF oznacza wysokość opadu podkoronowego, BP – wysokość opadu bezpośredniego.

O jakości powietrza na terenie zlewni Różanego Strumienia decyduje jej położenie na obszarze Aglomeracji Poznańskiej. Główny źródłem zanieczyszczeń są emisje liniowe, związane z przebiegiem szlaków komunikacyjnych oraz punktowe sektora komunalno-bytowego. W okresie badawczym na terenie zlewni prowadzono monitoring stężeń dwutlenku siarki i azotu na podstawie wykorzystania metody pasywnej (Major, Majewski 2017). Średnie stężenie SO_2 w roku kalendarzowym, z uwzględnieniem odchylenia standardowego, wyniosło $12,3 \pm 6,8 \mu g \cdot m^{-3}$. W przypadku NO_2 średnia roczna wyniosła $24,3 \pm 15,5 \mu g \cdot m^{-3}$. W przypadku dwutlenku siarki uzyskane stężenia znacząco przekraczają wartości podawane przez WIOŚ w Poznaniu. Dla stacji Poznań-Polanka, położonej w odległości 8 km, średnie roczne stężenie SO_2 było równe $2,0 \mu g \cdot m^{-3}$ (pomiaru automatyczne). W przypadku NO_2 wartości były zbliżone do podawanych przez WIOŚ ($23,0 \mu g \cdot m^{-3}$, pomiaru automatyczne) (WIOŚ 2017). Uwzględniając klasyfikację stref pod kątem

ochrony zdrowia, Aglomeracja Poznańska w roku 2016 została zaliczona do klasy A dla stężeń: SO_2 , NO_2 , CO , pyłu $\text{PM}_{2,5}$, ozonu oraz klasy C w przypadku zawartości pyłu PM_{10} i benzo(a)pirenu (WIOŚ 2017). W roku 2016 dla stacji Poznań-Polanka średnie roczne stężenie pyłu PM_{10} wyniosło $33 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, natomiast frakcji $\text{PM}_{2,5}$ $24 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (WIOŚ 2017). Główny problem w zakresie jakości powietrza stanowią ponadnormatywne stężenia pyłu PM_{10} , występujące przede wszystkim w okresie grzewczym (WIOŚ 2017).

Średnia roczna przewodność elektrolityczna właściwa opadu bezpośredniego w zlewni Różanego Strumienia kształtowała się na poziomie $30,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ i można ją zaliczyć do klasy wartości znacznie podwyższonych ($30,1 - 45,0 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) według niemieckiej klasyfikacji opadów (Jansen in. 1988). Biorąc pod uwagę próbki dobowe opadu, dominowała klasa o przewodnościach nieznacznych (33%) i lekko podwyższonych (22%) (ryc. 2). Na podstawie wyników monitoringu jakości opadów prowadzonego przez WIOŚ dla dwóch położonych najbliższej obszaru badawczego posterunków opadowych: Suchy Las (4 km) i Koziegłowy (5 km) średnia roczna przewodność w roku 2013 wyniosła $56,7$ i $50,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (WIOŚ 2014). W przypadku opadu podkoronowego wartość PEW_{25} była niemal dwukrotnie większa ($55,6 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) i w poszczególnych miesiącach mieściła się w zakresie od $38,8 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (lipiec) do $86,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (maj) (tab. 1). Uwzględniając rozkład na dni lasu, w okresie badawczym skrajne wartości PEW_{25} kształtowały się w przedziale od $18,1$ do $130,9 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, natomiast średnie ważone roczne dla poszczegól-



Ryc. 2. Udział opadów na terenie otwartym o określonej przewodności elektrolitycznej właściwej – próbki dobowe
Fig. 2. Precipitation frequency at a defined electrolytic conductivity – based on daily samples

gólnych kolektorów od $39,9$ do $71,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Analiza składu chemicznego potwierdziła, że dominującym jonem zarówno w opadzie bezpośrednim i podkoronowym były jony wapniowe. W obu przypadkach opady reprezentują typ wód pięciodonowych według klasyfikacji Szczukariewa. Szczegółowo skład wód opadowych w roku 2016 wyrażony w $\mu\text{eq}\cdot\text{dm}^{-3}$ na podstawie wartości średnich ważonych stężeń składników jonowych przedstawiają szeregi:

dla opadu bezpośredniego

aniony: SO_4^{2-} (37) > NO_3^- (33) > Cl^- (28)

kationy: Ca^{2+} (52) > Na^+ (27) > NH_4^+ (24) > K^+ (15) > Mg^{2+} (10) > H^+ (1)

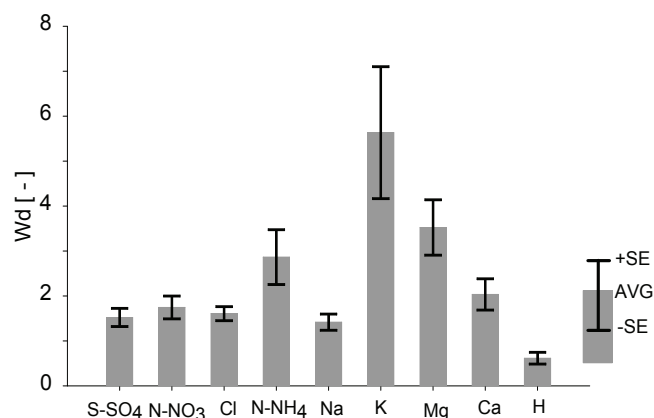
dla opadu podkoronowego

aniony: SO_4^{2-} (87) > NO_3^- (83) > Cl^- (65)

kationy: Ca^{2+} (148) > NH_4^+ (87) > K^+ (77) > Na^+ (53) > Mg^{2+} (47) > H^+ (1)

Łączny ładunek wniesiony z opadem podkoronowym w roku 2016 wyniósł $56,8 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ i był niemal dwukrotnie razy większy od notowanego na terenie otwartym ($31,1 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$). Dla większości jonów uzyskano statystycznie istotne różnice pomiędzy depozycją na terenie otwartym i pod koronami drzew (tab. 2). Tylko w przypadku jonów wodorowych, sodu oraz wapnia różnice okazały się statystycznie nieistotne.

W celu określenia roli procesów zachodzących w strefie koron drzew w przemianach składu chemicznego wód opadowych wykorzystano budżetowy model sklepienia koron (Ulrich 1983, Van der Mass, Pape 1991, Draaijers i in. 1995). Obliczony wskaźnik depozycji suchej DDF dla badanego drzewostanu wyniósł $0,25$. Łączny roczny ładunek potasu na dni lasu był



Ryc. 3. Średnie wartości współczynników wzbogacenia (W_d) z błędem standardowym
AVG – średnia, SE – błąd standardowy
Fig. 3. Average values of enrichment factors (W_d) with a standard error
AVG – average, SE – standard error

Tabela 1. Właściwości fizykochemiczne i skład chemiczny opadu bezpośredniego (BP) i podkoronowego (TF) – podstawowe statystyki

Table 1. The physicochemical parameters and chemical composition of bulk precipitation (BP) and throughfall (TF) – basic statistics

Statystyka Statistics	pH	PEW ₂₅	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	H ⁺
	–	μS•cm	mg•dm ³								μg•dm ³
opad na terenie otwartym (BP)/bulk precipitation (BP)											
Min	5,43	19,2	1,20	1,34	0,45	0,11	0,27	0,18	0,08	0,63	0,3
Q ₁	5,86	22,4	1,49	1,73	0,75	0,19	0,56	0,37	0,10	0,75	0,9
Mediana Median	5,97	26,4	1,67	1,86	1,16	0,35	0,65	0,53	0,12	0,95	1,1
Średnia ważona Weighed mean	5,86	30,6	1,76	2,08	1,01	0,33	0,61	0,58	0,13	1,04	1,4
Q ₃	6,08	37,7	2,22	2,97	1,45	0,54	0,83	0,96	0,18	1,24	1,4
Max	6,56	55,9	3,24	3,40	1,96	1,23	1,23	1,40	0,25	2,19	3,7
SD	0,31	13,6	0,69	0,76	0,53	0,38	0,25	0,41	0,06	0,51	0,9
Skośność Skewness	0,27	0,8	0,84	0,42	0,26	0,90	0,34	0,55	0,63	0,92	1,5
Kurioza Kurtosis	-0,58	-1,1	-0,79	-1,67	-1,46	-0,78	-0,50	-1,32	-1,31	-0,75	2,0
n	12	12	12	11	12	12	12	12	12	12	12
opad podkoronowy (TF)/throughfall (TF)											
Min	5,71	38,8	1,76	1,71	1,15	1,35	0,27	0,19	0,08	0,60	0,2
Q ₁	5,91	53,6	3,18	4,94	1,66	1,43	1,00	1,30	0,42	1,84	0,8
Mediana Median	5,99	61,5	5,37	6,08	2,28	1,60	1,06	1,77	0,51	2,71	1,0
Q ₃	6,08	71,4	6,31	6,88	4,03	1,72	1,91	2,54	0,61	3,17	1,2
Średnia ważona Weighed mean	5,96	55,6	4,18	5,13	2,29	1,57	1,21	3,01	0,58	2,96	1,1
Max	6,75	86,5	9,19	8,57	4,58	2,12	2,49	9,75	1,14	5,95	2,0
SD	0,27	13,9	2,38	1,82	1,31	0,24	0,66	2,63	0,27	1,46	0,5
Skośność Skewness	1,38	0,1	0,22	-0,72	0,31	0,65	0,27	1,71	0,62	0,66	0,14
Kurioza Kurtosis	1,42	-1,1	-1,35	0,06	-1,79	-0,77	-1,25	1,95	0,29	-0,09	-0,47
n	11	11	11	11	11	10	11	11	11	11	11

Q – kwartył, SD – odchylenie standardowe, n – liczebność próby

Q – quartile, SD – standard deviation, n – sample size

równy 12,36 kg•ha⁻¹, z czego 62% pochodziło z procesów wymywania, 31% z dopływu z opadem atmosferycznym oraz 7% ze splukiwania suchej depozycji z powierzchni roślin (tab. 3). W przypadku pozostałych pierwiastków udział wymywania z roślin był mniejszy i wynosił odpowiednio 57% w przypadku magnezu oraz 31% wapnia. W grupie analizowanych pierwiast-

ków tylko w przypadku wapnia dopływ atmosferyczny (opad + splukiwanie zanieczyszczeń) przeważał nad dopływem związanym z wymywaniem z roślin.

Średnie ważone pH opadu na terenie otwartym obliczone na podstawie danych miesięcznych w okresie badawczym wyniosło 5,86. W poszczególnych miesiącach wartości mieściły się w zakresie od 5,43 (listopad)

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

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

Parametr Parameter	BP	TF	Istotność różnic między BP i TF** Significance of differences between BP and TF**
	kg•ha ⁻¹ •rok ⁻¹ / kg•ha ⁻¹ •a ⁻¹		[-]
Cl	6,58	9,42	0,03
S-SO ₄	3,84	5,74	0,02
N-NO ₃	3,06	4,76	0,01
N-NH ₄	2,16	5,01	0,00
Na	3,99	4,95	0,47
K	3,81	12,36	0,05
Mg	0,83	2,38	0,03
Ca	6,81	12,16	0,32
H*	9,2	4,5	0,30

* w g•ha⁻¹•rok⁻¹, ** test Manna – Whitneya

* in g•ha⁻¹•a⁻¹, ** Mann – Whitney test

do 6,56 (marzec). Uwzględniając próbki dobowe, 1,3% stanowiły opady o pH silnie i znacznie obniżonym (pH ≤ 4,5), 11,2% lekko obniżonym (4,6 – 5,0), 48,0% normalnym (5,1 – 6,0), 20,4% lekko podwyższonym (6,1 – 6,5) i 19,1% podwyższonym (> 6,5) zgodnie z klasyfikacją kwasowości opadów Jansena i in. (1988). Tylko

w przypadku 33% dobowych próbek opadu pH było ≤ od 5,6 i pozwoliło je zaliczyć do deszczy kwaśnych (ryc. 4). Uzyskane wartości pH są porównywalne z wartościami podawanymi przez WIOŚ. W roku 2016 najczęściej w Poznaniu notowano opady o pH lekko podwyższonym (6,1 – 6,5) (WIOŚ 2017). Dla posturków opadowych Koziegłowy i Suchy Las w roku 2013 średnie roczne pH opadów wyniosło odpowiednio: 6,80 i 7,00 (WIOŚ 2014).

Średnie ważone roczne pH opadu podkoronowego było wyższe od notowanego na terenie otwartym o 0,11 jednostek i wyniosło 5,96. Dla poszczególnych miesięcy pH opadu podkoronowego oscylowało w przedziale od 5,71 (kwiecień) do 6,75 (sierpień). Analizując rozkład pH opadu na dzień lasu, średnie roczne wartości pH dla poszczególnych stanowisk wahały się od 5,71 do 6,14, przy wartościach skrajnych wynoszących 5,25 i 7,26. W skali całego roku najniższe wartości pH opadu bezpośredniego i podkoronowego notowano w okresie od listopada do stycznia (ryc. 5). Od maja do października pH opadu podkoronowego było wyższe od wartości obserwowanych w opadzie bezpośrednim. W pozostałej części roku wartości pH były zbliżone.

Obliczony średni roczny współczynnik wzbogacenia ± odchylenie standardowe dla jonów wodorowych wyniósł w okresie badawczym 0,6 ± 0,4; wartości skrajne mieściły się w przedziale od 0,1 (sierpień) do 1,4 (marzec, kwiecień).

Stosunek azotanów do siarczanów (wskaźnik udziału czynników kwasogennych) dla opadu bezpośredniego wyniósł 0,96 ± 0,21; natomiast opadu podkoronowego 1,03 ± 0,41. Zarówno w opadzie bezpośrednim, jak i podkoronowym głównym składnikiem neutralizującym kwasogenne związki azotu i siarki był wapń, w mniejszym stopniu jony amonowe oraz magnez. Dla opadu bezpośredniego wskaźnik NFCa wyniósł 0,74 ±

Tabela 3. Udział opadu bezpośredniego (BP), splukiwania suchej depozycji (DD), wymywania z roślin (CL) w całkowitej depozycji (TD) wybranych jonów na dzień lasu

Table 3. The share of bulk precipitation (BP), dry deposition (DD), canopy leaching (CL) in the total deposition (TD) of selected ions on the forest floor

Pierwiastek Element	Opad bezpośredni / bulk precipitation (BP)	Sucha depozycja/ dry deposition (DD)*	Wymywanie z roślin/ canopy leaching (CL)*	Całkowita depozycja/ total deposition (TD)
	Ładunki w kg•ha ⁻¹ •rok ⁻¹ /Loads in kg•ha ⁻¹ •a ⁻¹			
Potas/Potassium	3,81 (31%)	0,92 (7%)	7,64 (62%)	12,36 (100%)
Wapń/Calcium	6,81 (56%)	1,64 (13%)	3,71 (31%)	12,16 (100%)
Magnez/Magnesium	0,83 (35%)	0,20 (8%)	1,35 (57%)	2,38 (100%)

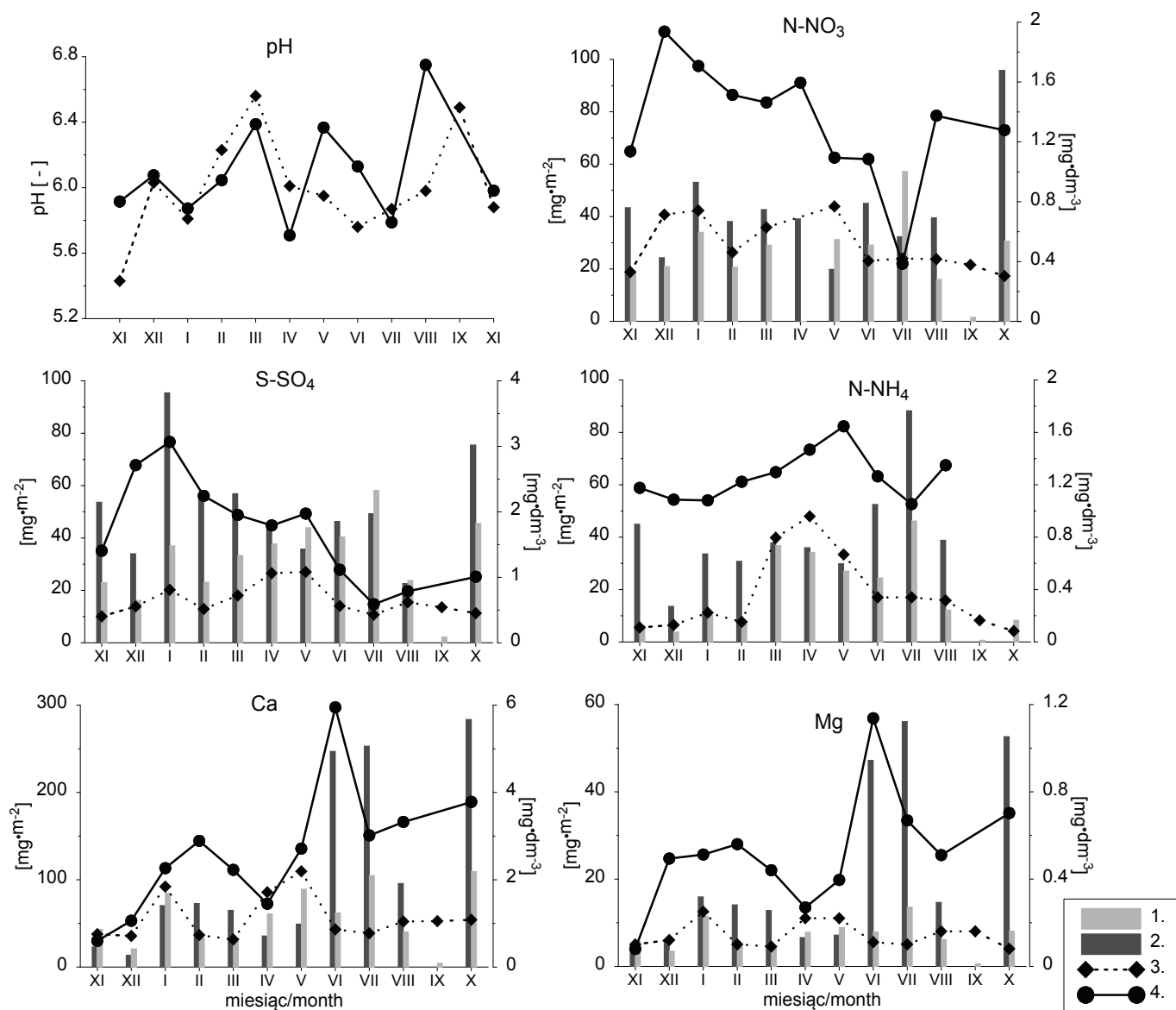
* Obliczone na podstawie modelu budżetu sklepienia koron (Ulrich 1983)

* Calculated on the canopy budget model (Ulrich 1983)

0,22, natomiast dla opadu podkoronowego $1,16 \pm 0,71$. Udział jonów amonowych i magnezu w procesie neutralizacji był zdecydowanie mniejszy. Dla opadu bezpośredniego obliczone wskaźniki NF_{NH_4} i NF_{Mg} wyniosły odpowiednio $0,30 \pm 0,17$ i $0,14 \pm 0,04$, natomiast dla opadu podkoronowego $0,65 \pm 0,27$ i $0,38 \pm 0,25$. Wskaźnik FA, będący stosunkiem stężeń jonów H^+ do sumy stężeń SO_4^{2-} i NO_3^- zarówno dla opadu bezpośredniego, jak i podkoronowego przyjmuje wartości mniejsze od jedności, wskazując tym samym na procesy neutralizacji związków kwasogennych (Balasubra-

manian i in. 2001, Cao i in. 2009). W opadzie bezpośrednim i podkoronowym średni roczny wskaźnik FA wyniósł odpowiednio: 0,02 i 0,01; potwierdzając, że 98 i 99% kwaśnych związków jest neutralizowane przez składniki alkaliczne obecne w opadzie.

W literaturze dominuje pogląd, że drzewostany iglaste przyczyniają się do wzrostu kwasowości wód opadowych (Pajuste i in. 2006, Žaltauskaitė, Juknys 2007, 2011, Kozłowski in. 2012, Kowalska i in. 2016). Badania prowadzone przez Kozłowskiego (2012) na obszarze Białego Zagłębia wskazują na proces odwrot-



Ryc. 5. Rozkład miesięczny pH oraz stężeń i ładunków wybranych jonów w opadzie bezpośrednim i podkoronowym 1. opad bezpośredni – ładunek, 2. opad podkoronowy – ładunek, 3. opad bezpośredni – pH, stężenie, 4. opad podkoronowy – pH, stężenie

Fig. 5. Monthly distribution of pH, concentrations and loads of selected ions in bulk precipitation and throughfall 1. Bulk precipitation – load, 2. Throughfall – load, 3. Bulk precipitation – pH, concentration, 4. Throughfall – pH, concentration

ny – wzrostu pH, który jest efektem splukiwania pyłów alkalicznych pochodzących z funkcjonujących na tym terenie zakładów cementowo-wapienniczych.

Jednym z istotnych substancji, które są odpowiedzialne za proces neutralizacji opadów i osadów atmosferycznych na terenach miejskich są obecne w atmosferze zanieczyszczenia pyłowe i zawarte w nich pierwiastki alkaliczne (Topcu i in. 2002, Polkowska i in. 2008, Beysens i in. 2017).

Na podstawie badań składu chemicznego pyłu we frakcjach PM_{2,5} i PM₁₀ na stacjach tła miejskiego (Gdańsk, Katowice), komunikacyjnego (Katowice) oraz regionalnego (Puszcza Borecka) stwierdzono, że największe stężenia pyłu przypadają na okres zimowy (GIOŚ 2011). Niezależnie od lokalizacji punktu pomiarowego (stacja tła miejskiego czy tła regionalnego) udział materii mineralnej w PM_{2,5} wynosił ok. 13% w sezonie letnim, 5% w sezonie zimowym i ok. 8% średnio w ciągu roku 2010 objętego badaniami. Na stacji komunikacyjnej stwierdzono znaczący udział krzemionki w materii mineralnej w sezonie zimowym, co można wiązać z zimowym utrzymaniem dróg (GIOŚ 2011). Obecność wapnia w opadach i osadach atmosferycznych na obszarach miejskich wiązana jest ze ścieraniem nawierzchni ulic i chodników, wietrzeniem tynków oraz działalnością budowlaną (Polkowska i in. 2008). Na badanym obszarze jest to najważniejszy składnik neutralizujący kwaśne związki obecne w opadach. Zarówno w opadzie bezpośrednim i podkoronowym największe ładunki Ca²⁺ obserwowano od kwietnia do października (ryc. 5). Obecność NH₄⁺ w opadach jest głównie wiązana z działalnością rolniczą (Topcu i in. 2002). W badaniach prowadzonych przez Lekoucha i zespół (2010) w Zadarze (Chorwacja) udział w procesie neutralizacji związków kwaśnych jonów amonowych był najmniejszy, największe znaczenie miał wapń oraz magnez. Wysokie stężenia NH₄⁺ na obszarze badawczym przypuszczalnie można wiązać z położonym w Suchym Lesie, na północny zachód od zlewni, w odległości 5 km składowiskiem odpadów komunalnych miasta Poznania. Istotnym elementem, który może mieć wpływ na proces neutralizacji związków zakwaszających w badanym drzewostanie jest występująca w warstwie „a2” i „b” czeremcha amerykańska. Na podstawie dostępnych obserwacji przyjmuje się, że gatunki liściaste przyczyniają się do wzrostu pH wód opadowych w strefie koron drzew (Walna i in. 2003, Kowalska i in. 2016). Występowania wysokich wartości pH w opadzie podkoronowym w okresie zimy, porównywalnych do opadu na terenie otwartym, przemawia za dominacją w procesie neutralizacji związków zakwaszających składników pochodzących ze źródeł

antropogenicznych położonych na terenie Poznania.

5. Podsumowanie

- Właściwości fizykochemiczne opadu podkoronowego w badanym drzewostanie różniły się od cech opadu na terenie otwartym. Zarówno w opadzie bezpośrednim, jak i podkoronowym w grupie kationów dominował wapń, przy wzrastającym udziale jonów amonowych i potasu w opadzie podkoronowym. Wśród anionów dominowały siarczany oraz azotany.

- Roczna depozycja na dnie lasu prawie dwukrotnie przewyższała wartości notowane na terenie otwartym. Największe wartości współczynnika wzbogacenia (*enrichment factor*) odnotowano dla potasu, magnezu oraz jonów amonowych. Tylko w przypadku jonów wodorowych współczynnik wzbogacenia był mniejszy od jedności. Niewielkie wzbogacenie wód opadowych w strefie koron drzew uzyskano również dla sodu oraz chlorków.

- Istotnym procesem zmieniającym skład chemiczny wód opadowych w zbiorowiskach leśnych są procesy wymywania (*canopy leaching*). Na podstawie zastosowanego modelu sklepienia koron drzew (Ulrich 1984) udział tych procesów w całkowitej depozycji na dnie lasu wyniósł odpowiednio dla potasu 62% (12,36 kg•ha⁻¹•rok⁻¹), magnezu 57% (2,38 kg•ha⁻¹•rok⁻¹) i wapnia 31% (12,6 kg•ha⁻¹•rok⁻¹).

- Na badanym obszarze udział opadów kwaśnych (o pH < 5,6) w roku wyniósł 33% (próbki dobowe). W skali roku dominowały opady atmosferyczne o pH normalnym lub lekko podwyższonym. W przypadku opadu podkoronowego pH było zbliżone do poziomu notowanego na terenie otwartym. Występowanie opadów o odczynie obojętnym należy wiązać z występowaniem jonów wapnia, amonowych, magnezu oraz potasu, w przypadku opadu podkoronowego, odpowiedzialnych za procesy neutralizacji związków siarki i azotu. Dominację w składzie chemicznym opadu bezpośredniego i podkoronowego jonów wapnia należy łączyć z występowaniem zanieczyszczeń pyłowych na obszarze miasta Poznania.

6. Literatura

- Balasubramanian, R., Victor T., Chun, N., 2001:** Chemical and statistical analysis of precipitation in Singapore. *Water Air Soil Pollut.* 130, 451–456.
- Beysens D., Mongruel, Acker K., 2017:** Urban dew and rain in Paris, France: Occurrence and physico-chemical characteristics. *Atmospheric Research* 189, 152–161.

- Cao Y., Wang S., Zhang G., Luo J., Shaoyou L., 2009:** Chemical characteristics of wet precipitation at an urban site of Guangzhou, South China. *Atmospheric Research* 94, 462–469
- Chmiel J., 2017:** Struktura i dynamika szaty roślinnej, [w:] M. Major (red.), Raport Stacji Bazowej ZMŚP Różany Strumień za rok 2016, maszynopis
- Degórska A., 2016:** Stężenia składników pyłu zawieszonego, wybrane kationy i aniony [w:] Pyły drobne w atmosferze, Kompendium wiedzy o zanieczyszczeniu powietrza pyłem zawieszonym w Polsce. Katarzyna Judy-Rezler, Barbara Toczko (red.), Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 213–219.
- Draaijers G. P. J., Erisman J. W., 1995:** A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements, *Water Air Soil Pollution*, 85, 2253–2258.
- GIOŚ, 2011:** Analiza stanu zanieczyszczenia powietrza pyłem PM10 i PM2,5 z uwzględnieniem składu chemicznego pyłu oraz wpływu źródeł naturalnych. Raport końcowy. Kierownik pracy Klejnowski K., praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska przez konsorcjum składające się z Instytutu Podstaw Inżynierii Środowiska PAN, Instytutu Ekologii Terenów Przemysłowych, Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego i Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego, Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Zabrze.
- GIOŚ 2017:** Stan środowiska w Polsce. Sygnały 2016. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa
- 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., 2005:** The chemical composition of throughfall beneath oak, birch and pine canopies in Northwest Germany, *Plant Ecology*, 184, 273–285.
- Jansen W., Block A., Knaack J., 1988:** Acid rain. History, generation, results. *Aura* 4: 18–19.
- Kolendowicz L., Pórolniczak M., 2017:** Meteorologia, [w:] M. Major (red.), Raport Stacji Bazowej ZMŚP Różany Strumień za rok 2016, maszynopis
- Kondracki J., 2009:** Geografia regionalna Polski. Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Kostrzewski A., Szpikowski J., Szpikowska G., Domańska M., Kruszyk R., Tylkowski J., 2007:** Ocena stanu środowiska geograficznego zlewni górnej Parsety na podstawie badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w latach 1994–2006. [w:] A. Kostrzewski, A. Andrzejewska (red.), Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego a zadania ochrony obszarów Natura 2000. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 161–174.
- 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, s. 63–70.
- 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.
- 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*, z. 143, Instytut Geog. i Gospodarki Przestrzennej, Kraków, 85–102.
- Lekouch I., Mileta M., Muselli M., Milimouk-Melnytchouk I., Šojat V., Kabbachi B., Beysens D. 2010:** Comparative chemical analysis of dew and rain water. *Atmospheric Research* 95, 224–234.
- 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
- Majewski G., Łykowski B., 2008:** Skład Chemiczny Pyłu Zawieszonego PM10 w aglomeracji warszawskiej. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus* 7 (1) 2008, 81–96.
- Major M., Majewski M., 2017:** Zanieczyszczenie powietrza, [w:] M. Major (red.), Raport Stacji Bazowej ZMŚP Różany Strumień za rok 2016, maszynopis
- Major M., Olejarczyk M., 2017:** Chemizm opadów atmosferycznych, [w:] M. Major (red.), Raport Stacji Bazowej ZMŚP Różany Strumień za rok 2016, maszynopis
- Malek S., Astel A., 2008:** Throughfall chemistry in spruce chronosequence in southern Poland, *Environmental Pollution*, 155, 517–527
- 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
- Polkowska Ż., Błaś M., Klimaszewska K., Sobik M., Małek S., Namieśnik J., 2008:** Chemical Characterization of Dew Water Collected in Different Geographic Regions of Poland. Sensors 8(6), 4006–4032; doi:10.3390/s8064006
- Singh K. P., Singh V. K., Malik A., Sharma N., Murthy R. C., Kumar R., 2007:** Hydrochemistry of Wet Atmospheric Precipitation Over an Urban Area in Northern Indo-Gangetic Plains. Environ Monit Assess, 131, 237–254. DOI 10.1007/s10661-006-9472-6
- WIOŚ 2014:** Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2013, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu. Bibliotek Monitoringu Środowiska, Poznań, 138
- WIOŚ 2017:** Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2016, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Poznaniu. Bibliotek Monitoringu Środowiska, Poznań, 130
- Ulrich B., 1983:** A concept of forest ecosystem stability and of acid deposition as driving force for destabilization, [w:] Ulrich B., Pankrath J. (red.), Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, D. Reidel Publ. Co. Dordrecht Holland.
- Topçu S., Incecik S., Atimatay A. T., 2002:** Chemical composition of rainwater at EMEP station in Ankara, Turkey. Atmospheric Research 65, 77–92
- Van der Mass M. P., Pape Th., 1991:** Hydrochemistry of two Douglas fir stands in the Netherlands, Internal publication. Department of Science and Geology. Agricultural University of Wageningen.
- Walna B., Polkowska Ż., Małek S., Mędrzycka K., Namieśnik J., Siepak J., 2003:** Tendencies of change in the chemistry of precipitation at three monitoring stations 1996–1999. Pol. J. Environ. Stud. 12 (4), 467–472.
- Zięba M., 2017:** Pokrycie terenu i użytkowanie ziemi, z uwzględnieniem zmian pokrycia leśnego w zlewni Różanego Strumienia w latach 1929–2016, maszynopis.
- Žaltauskaitė J., Juknys R., 2007:** Atmospheric deposition and canopy interactions in urban Scots pine forest. Baltic Forestry, 13(1): 68–73
- Žaltauskaitė J., Juknys R., 2011:** Comparison of Principal Ion Fluxes and Their Modifications in the Forest Stands of different Tree Species. Baltic Forestry 17(2): 179–188.

THE PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES AND CHEMICAL COMPOSITION OF THROUGHFALL IN A PINE STAND IN AN URBAN AREA (RÓŻANY STRUMIEŃ CATCHMENT, POZNAŃ)

Summary

The aim of the research was to determine the degree of transformation of physicochemical properties and chemical composition of rainwater in the forest ecosystem located within the urbanized catchment of Różany Strumień (Poznań Agglomeration). The research was carried out in a pine stand during the hydrological year 2016. The obtained results confirm that after precipitation has had contact with plant surfaces there is an increase in its mineralisation. This is due to the process of enrichment of throughfall with elements leached out of needles and leaves (K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}). The research, based on the canopy budget model, indicates that in the case of K^+ , Mg^{2+} i Ca^{2+} their load leached out of needles and leaves accounted for 62% ($12,36 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), 57% ($2,38 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$) i 31% ($12,6 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$), respectively, of their total deposition on the forest floor. In the case of coniferous stands frequently observed is the process of acidification of rainwater. The obtained results, however, indicate the occurrence of neutralization processes of acidifying compounds. The weighted average annual pH of bulk precipitation and throughfall was 5.86 and 5.96 respectively. This is primarily a result of the presence in the rainwater of Ca^{2+} , Mg^{2+} and NH_4^+ .