

METODY OCENY STANÓW JAKOŚCI POWIETRZA ATMOSFERYCZNEGO I DEPOZYCJI SUBSTANCJI W MONITORINGU EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH

Alojzy Kowalkowski

Kowalkowski A., 2003: Metody oceny stanów jakości powietrza atmosferycznego i depozycji substancji w monitoringu ekosystemów leśnych (*Methods of atmospheric air quality and substances deposition states evaluation in the monitoring of forest ecosystems*), Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego nr 4, s. 31–55, Kieleckie Towarzystwo Naukowe, Kielce.

Zarys treści: W roku 1986 stworzony Europejski System Trwałych Powierzchni Obserwacyjnych Lasów poziom II w ramach ICP-Forests monitoringu UN/ECE UE inicjuje i realizuje krytyczną analizę dotąd stosowanych metod pomiarów i interpretacji wielostronnych, interdyscyplinarnych danych o funkcjonowaniu geoeosystemów leśnych, łąkowych, uprawnych i wodnych. Proponowane są nowatorskie zintegrowane metody wieloczynnikowego systemowego ewaluowania danych, których cechą ma być przydatność do wykorzystania w systemie jednostek zarządzania środowiskowego (EMU). Wykorzystując doświadczenie i zalecenia monitoringu leśnego w Niemczech przedstawiono podstawowe definicje i pojęcia stosowane w bilansowaniu przepływów substancji z powietrza atmosferycznego do gleb przez warstwę roślinności leśnej. Omówiono ogólnie dwie drogi bilansowania i następnie metody bilansowania depozycji w przestrzeni koronowej z charakterystyką modeli depozycji suchej, depozycji wilgotnej i depozycji całkowitej.

Alojzy Kowalkowski, Akademia Świętokrzyska, Stacja Monitoringu, ul. Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce

1. Wprowadzenie

Istniejący od roku 1986 europejski system stałych powierzchni obserwacyjnych lasów poziom II w ramach Międzynarodowego Programu Współpracy (ICP-Forests) stał się organizacją inicjującą i realizującą krytyczną analizę dotąd stosowanych metod pomiarów i interpretacji wielostronnych danych o funkcjonowaniu geoeosystemów. W ich wyniku powstały propozycje nowatorskich zintegrowanych metod wieloczynnikowego ewaluowania zbieranych w systemie ciągłym danych o stanach siedlisk i geoeosystemów. Ich celem jest dostarczanie praktyce leśnej oraz władzom zarządzającym niezbędnych danych do realizacji systemu zarządzania środowiskowego w tak zwanych jednostkach zarządzania ekosystemami EMU (*Environment Management Unit* – Walters, Holling 1990; David 1997).

Po opublikowaniu wskaźników ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie (Kowalkowski 2002) logiczna wydaje się potrzeba udostępnienia sprawdzonych i zalecanych w krajach Unii Europejskiej i w świecie metod oceny stanów jakości powietrza oraz dopływu z niego do ekosystemów leśnych ładunków substancji określanych *zanieczyszczeniem powietrza atmosferycznego* (Ulrich et al. 1979; Ulrich 1988; Bredemeier 1988; Draaijers, Erisman 1995; Draaijers et al. 1997, 1998, Erisman 1992; Spranger 1992; Becker et al. 2000; UBA 1996; Kozłowski 2001, 2002, 2003). Uwzględniając działanie w ekosystemie leśnym Ulrich (1983) dzieli zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego na cztery grupy:

- sole i składniki odżywcze – Na, Cl (pochodzące z oceanu), Mg^{2+} , Ca^{2+} , NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , inne makro- i mikroelementy odżywcze,

- wytwórcy kwasów – SO_2 , NO_x , Cl ,
- potencjalne toksyny – SO_2 , HF , metale ciężkie, związki organiczne,
- utleniacze – NO_x , SO_2 , związki organiczne.

Wszystkie zanieczyszczenia osadzane w ekosystemie leśnym reagują z każdym jego komponentem. Depozycja kwasów powoduje ich akumulację z rosnącą wielkością kwasowości w glebie. Ich sumaryczny wpływ na jakość sezonowego obiegu wody i na stan chemiczny gleb i na zbiorowiska roślinne jest niewątpliwy. Las według Paczoskiego (1925) stwarza, w porównaniu do innych skupień roślinnych, nie tylko ogromną powierzchnię wewnętrzną, ale i ogromne jej zróżnicowanie, co ma istotne i decydujące znaczenie w bilansach obiegu substancji.

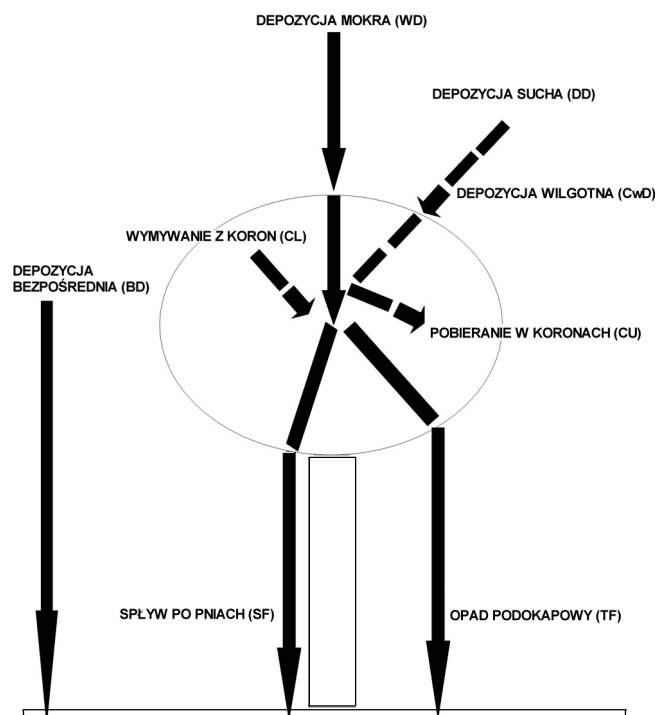
W opracowaniu naszym przedstawione zostaną proponowane i stosowane definicje i modele zintegrowanego wykorzystania danych pomiarowych depozycji i imisji w ekosystemach leśnych, w celu przybliżenia i obiektywizacji określania ich wpływu na obiegi substancji w geosystemach, witalności drzew i stanów biocenoz leśnych. Jego główną podstawą jest synteza Gehrmana i wsp. (2001) opracowana na podstawie wieloletnich danych z 22 stacji pomiarowych jakości powietrza na terenie Niemiec.

2. Podstawowe definicje i pojęcia

W środowisku przyrodniczym funkcjonują systemy kompleksowe. Ich kompleksowość zawiera gradienty cech wyznaczające kategorie cech posiadających określoną porządkową hierarchiczność. Wyróżnienie tych cech jest możliwe dzięki zdefiniowaniu ich zawartości i granic w stosunku do równej wagi grup cech sąsiadujących (Riedl 2000).

W ekosystemie ziemskim przepływ substancji z powietrza atmosferycznego do ekosystemów terestrycznych i akwaticznych nazywany jest *depozycją atmosferyczną* (D) (łac. *depositio* – opad, osad). Depozycja ta przebiega w ekosystemie leśnym w trzech ścieżkach (ryc. 1.), łącznie składających się na *depozycję całkowitą* (Total Deposition TD). Jej składnikami są *depozycja mokra* (Wet Deposition WD) za pośrednictwem opadu deszczu, śniegu itp. wprowadzająca do ekosystemu substancje różnego pochodzenia, *depozycja wilgotna* (Cloud water Deposition CwD) składająca się z zawierających substancje kropel mgły i chmur osadzanych na powierzchni roślin (sedymantacja i zderzenia inercyjne) oraz *depozycja sucha* (Dry Deposition DD). Depozycja wilgotna

i depozycja sucha nazywane są przez Ulricha *intercepcją* – z gazów, aerozoli, cząsteczek mineralnych i organicznych, osadzanych na zasadzie działania sił grawitacyjnych i adsorpcji na powierzchniach roślin i gleb nazywanych *akceptorami* (łac. *accepto* – przyjmować). Według Ulricha i wsp. (1979) wielkość depozycji suchej zależy od warunków powierzchni akceptora, do których należą:



Ryc. 1. Schematyczny układ ścieżek nadziemnych przepływów substancji w drzewostanie leśnym uzależnionych od depozycji atmosferycznej; dla zbilansowania całkowitej depozycji modeluje się depozycję suchą i/lub interakcje w przestrzeni koronowej (za Gehrmanem et al. 2001, uzupełnione)

Fig. 1. Schematic configuration of overground matter flow paths in the forest stand dependant on atmospheric deposition; for balancing of the total deposition a model of dry deposition and/or interactions in the tree crown space is prepared (after Gehrman et al. 2001, supplemented)

- tak zwana *długość szorstkości* (*Rauhigkeitslänge*) – będącą miarą w cm odchyłki jakiejkolwiek formy powierzchni w stosunku do powierzchni całkowicie gładkiej; największe długości szorstkości mają drzewostany leśne;
- *szybkość depozycji* – będąca wskaźnikiem przepływu substancji i gradientów jej stężenia w kierunku poziomym, jest tym większa im większa jest wielkość długości szorstkości powierzchni akceptora; szybkość depozycji gazów zależy także proporcjonalnie od wilgotności powierzchni akceptora oraz od wysokości nad powierzchnią gleb i od wielkości biomasy w warstwie roślinnej.

Wymienione trzy ścieżki powinny być poznane ilościowo i jakościowo na ich liniach przebiegu, aby określić depozycję całkowitą.

W Europie środkowej duże znaczenie ma depozycja sucha, szczególnie w obszarach z sumaryczną wysoką depozycją całkowitą (de Vries et al. 1999). Według Sprangera (1992) sucha depozycja w lasach jest czynnikiem znaczącej części dopływu substancji odżywczych i szkodotwórczych, również w obszarach odległych od źródeł emisji. Przyczynami tego, w przeciwieństwie do ekosystemów akwaticznych i innych terestrycznych są:

1. *Wskaźnik powierzchni liści (Leaf Area Index LAI)*, z reguły wysoki, będący ilorazem z faktycznej powierzchni i rzutu na powierzchnię gleby w drzewostanie. Jest to powierzchnia depozycji cząstek i gazów z powietrza, dodatkowo także częściowo dolne powierzchnie liści i przez szparki oddechowe. Wskaźnik LAI jest na powierzchni wodnej nieznacznie większy od 1, w środkowoeuropejskich lasach liściastych w okresie lata wynosi ~ 6.
2. *Niewielkie atmosferyczne opory nad drzewostanem leśnym*. Kompleksowa struktura dachu koron wytwarza turbulencję dopływających mas powietrza zawierających gazy i zawieszone cząsteczki, znacznie intensywniejsze i wyżej sięgające niż nad mniej szorstkimi powierzchniami. W efekcie domieszki powietrza szybciej docierają do powierzchni akceptora, bardziej w górnych niż w środkowych i dolnych częściach koron.
3. *Efekty brzegu lasu*. Brzeg lasu jest przeszkodą dla równoległych do powierzchni ziemi ruchów powietrza. Pochodne podwyższone szybkości wiatru i wymuszone zmiany kierunku powodują znacznie zwiększoną depozycję cząstek i gazów na skraju niż we wnętrzu lasu.

Na wielkość depozycji wilgotnej i suchej niewątpliwie wpływają specyficzne właściwości *akceptorów* tworzących w ekosystemach kompleksowe zbiorowiska i zespoły. W ekosystemach leśnych akceptorami są nadziemne organy wszystkich pięter zbiorowisk roślinnych, powierzchnia gleb oraz powierzchnie wód. Niezależna od akceptorów jest depozycja mokra.

Powierzchnie akceptorów podlegają zwrotnie sprzężonym różnicowanym w czasoprzestrzeni lasu biochemicznym reakcjom z powietrzem atmosferycznym. Ich sumaryczne wyniki są poznawane dzięki realizowanym pomiarom monitoringowym. Tu jednak pojawiają się problemy metodyczne, gdyż depozycja całkowita, która dokonała się w określonej jednostce

czasu i na określonej jednostce morfogenetycznej powierzchni ziemi, może być wyznaczana nie bezpośrednio, a przez zastosowanie kombinacji pomiarów i działań modelowych. W ogólnym zarysie działania te przedstawimy w dalszej części opracowania.

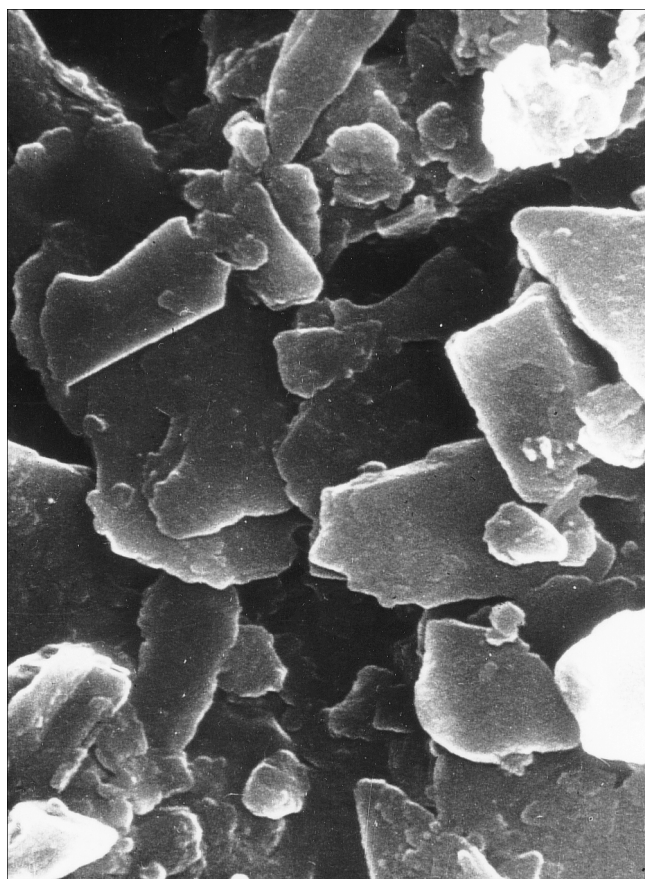
W depozycji mokrej następuje *wydeszczowanie (rainout)* z powietrza atmosferycznego substancji w nim zawieszonych, np. elementów śladowych wskutek ich kondensacji z kroplami pary wodnej lub deszczu oraz *wymywanie (washout)* z dolnej warstwy powietrza atmosferycznego podczas opadu. Wydeszczowanie dotyczy przede wszystkim amoniaku, siarczanów i azotanów występujących w powietrzu w stanie gazowym. Wykazuje ono niewielkie siedliskowe korelacje między stężeniami w deponacie a ich stężeniami w postaci gazowej lub cząsteczek aerozoli i zawiesiny grawitacyjnej w powietrzu atmosferycznym. Jeśli jednak bezpośrednio z nadsiedliskowej warstwy powietrza wymywane są cząsteczki dużych rozmiarów, np. pyłu pochodzącego z gleb albo z emisji przemysłowej, aerozoli pochodzących z zabiegów agrotechnicznych, wówczas istnieją wysokie korelacje między stężeniami Ca, Mg, K, Na, Cl w deponacie z ich stężeniami w powietrzu atmosferycznym.

W składzie *depozycji bezpośredniej (Bulk Deposition BD)* mierzonej poza drzewostanem, np. na sąsiadującej z lasem powierzchni uprawnej lub użytku zielonego, nazwanej przez Mayera i Ulricha (1978) *gołą glebą (Bare Soil)*, albo ponad koronami drzewostanu przy pomocy stale odkrytych chwytaczy, znajdują się depozycja mokra oraz nieznane części suchej i wilgotnej depozycji. Wielkości zmierzonej depozycji bezpośredniej w nieleśnych ekosystemach oscylują między wartościami depozycji mokrej i depozycji całkowitej. W przypadkach silnego zapylenia powietrza atmosferycznego depozycja mokra może być wyższa od depozycji całkowitej. Istnieją jednak znaczne sezonowe (lato, zima) wahania depozycji suchej i wilgotnej w drzewostanie leśnym (tab. 1) uzależnione od budowy korony i od obecności w niej organów asymilacyjnych drzew (Ulrich et al. 1978; Mayer, Ulrich 1978).

Depozycja mokra i wilgotna docierają do powierzchni gleb w postaci *opadu podkoronowego (Throughfall TF)* oraz *spływu po pniach (Stemflow SF)*. Przenikając przez korony drzew i spływając po pniach zmieniają swój skład wskutek *wymywania i zmywania z organów roślin w przestrzeni dachu koron (Canopy Leaching CL)* oraz *pobierania przez nadziemne organy roślin w przestrzeni dachu koron*

(*Canopy Uptake CU*) substancji mineralnych i organicznych. Opad suchy adsorbowany i osadzany grawitacyjnie na powierzchni organów nadziemnych roślin (fot. 1, 2) jest także chemicznie i mechanicznie zmywany z ich powierzchni. Często istotnie wzbogaca on depozyt mokry w zawiesiny lub w roztworzone i wymyte mineralne i organiczne związki, szczególnie w przypadku opadów kwaśnych (Draaijers, Erisman 1995; Kowalkowski et al. 2001, 2002a, 2002b).

Celem pomiaru depozycji bezpośredniej (*Bulk Deposition BD*) jest określenie wartości porównawczej substancji dochodzących do dachu koron z powietrza atmosferycznego dla kwantyfikacji suchej depozycji w drzewostanie leśnym jak również procesów zachodzących w przestrzeni koron (jest to tak zwana *różnica dachu koron – Kronendachdifferenz – KDD*). Pomiar opadu bezpośredniego wykonywany jest na terenach bezleśnych. Z zestawienia w tabeli 2 (Gehrmann et al. 2001) wynika, że ilości suchej depozycji niektórych elementów do otwartych chwytaczy w porównaniu z lasem są minimalne, co jednak nie dotyczy Mn, K, Ca, P, Fe, Al, i metali ciężkich. Dlatego kwantyfikacja depozycji wilgotnej i suchej jak również wymiana w przestrzeni koronowej wymaga zastosowania współczynnika korekcyjnego (Gauger et al. 1999).



Fot. 1. Mineralne cząsteczki pochodzące z gleb pyłowych pokrywające górną powierzchnię igły jodły w Świętokrzyskim Parku Narodowym (pow. 10 000x)

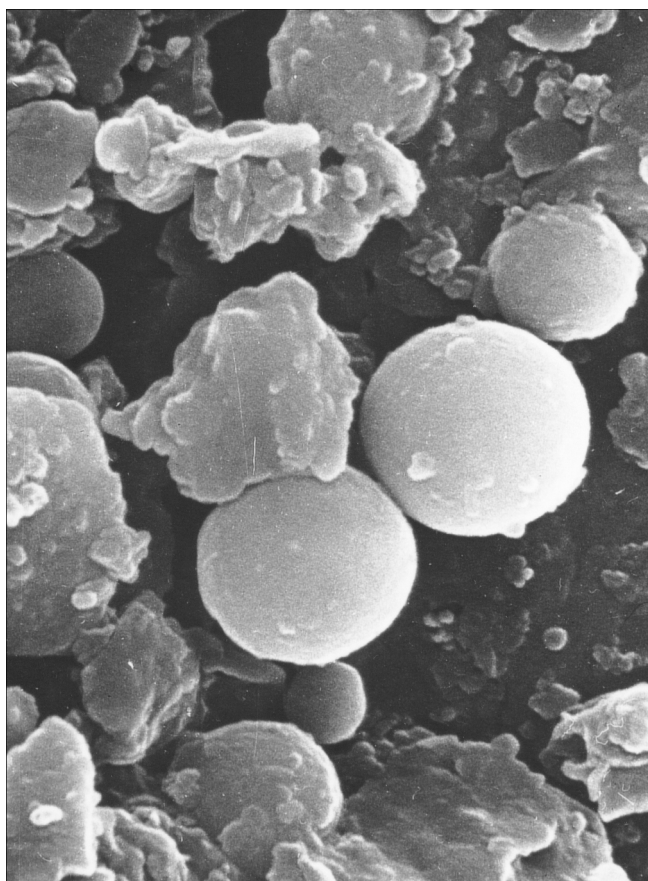
Phot. 1. Mineral particles from dusty soils covering the upper fir needle surface in the Świętokrzyski National Park (magnification – 10 000x)

Tab. 1. Sezonowa zmienność zawartości SO_4^{2-} w depozycie bezpośrednim (bez adsorpcji przez glebę), w depozycie podkoronowym w drzewostanie bukowym (TF+SF) i w świerkowym (TF) w kg S ha^{-1} oraz podkoronowy w l m^{-2} w lesie około 40 km NW od Getyngi (wg Mayera i Ulricha 1978)

Table 1. The seasonal variability of the SO_4^{2-} content in a direct deposit (BD without adsorption by the soil), in the throughfall deposit in a beech stand (TF+SF) and in a spruce stand (TF) in kg S ha^{-1} and the throughfall deposit in l m^{-2} in a forest about 40 km NW from Göttingen (according to Mayer and Ulrich 1978)

Rok i pora roku Year and year season	1969		1970		1971		1972		1973		1974	
	zima winter	lato summer	zima winter	lato summer	zima winter	lato summer	zima winter	lato summer	zima winter	lato summer	zima winter	lato summer
BD na terenie zalesionym on forested area	12,3	12,5	14,0	12,9	9,2	10,5	9,5	14,1	13,6	8,0	10,4	12,5
TF+SF w drzewostanie bukowym in Beech stand	39,2	33,8	27,6	25,0	18,1	16,9	24,7	22,5	21,9	21,0	21,8	32,2
TF w drzewostanie świerkowym in Spruce stand	66,5	41,2	46,7	41,3	34,0	29,6	42,4	34,4	55,6	29,5	44,1	53,1
Opad podkoronowy Throughfall	436	530	730	681	399	370	346	580	435	450	386	602

Zima = listopad – kwiecień, lato = maj – październik
Winter = November – April, Summer = May – October



Fot. 2. Mineralne aerosole i ich agregaty oraz sferyczne ziarna z emisji przemysłowej osadzone na górnej powierzchni igły jodły w Świątokrzyskim Parku Narodowym (pow. 10 000x)
 Phot.2. Mineral aerosols and their aggregates along with spherical grains from the industrial emissions deposited on the upper fir needle surface in the Świątokrzyski National Park (magnification - 10 000x)

Przestrzeń dachu koron jest uważana za *spichrz wodny* (*Wasserspeicher*, Spranger 1992), który w przypadku wystąpienia opadów mokrych i/lub wilgotnych w początkowej ich fazie napęlnia się i następnie w liniowej zależności z wysokością opadów generuje *opad drzewostanowy* (*Bestandesniederschlag*) składający się z przepływu koronowego + opad podkoronowy (TF) + spływ po pniach (SF). Jeśli powstaje spływ po pniach (np. u buka), wówczas wielkość spichrza wodnego w przestrzeni koron jest w stosunku do spływu po pniach większa niż w stosunku do opadu podkoronowego. Z tego faktu Spranger (1992) wskazuje na trzy klasy zjawiska opadów:

1. Za małe, ażeby spowodować opad drzewostanu (opad bezpośredni < od spichrza wodnego).
2. Powodujące powstawanie opadu podkoronowego bez spływu po pniach (spichrz wodny opadu podkoronowego < od opadu bezpośredniego i < od spichrza spływu po pniach).
3. Powodujące powstanie opadu podkoronowego i spływu po pniach w liniowej zależności od wielkości opadu bezpośredniego (TF lub $SF = a \cdot BD - b$; $b = \text{spichrz}$).

Wymienione realizacje w praktyce są na ogół wyrażane jedynie wówczas, gdy wykonywane są bieżące bezpośrednie pomiary każdego opadu. Liniowe regresje wykazały jednak, iż wielkość spichrza wodnego – będącego intercepcją przestrzeni korony, w przypadku opadu bezpośredniego większego od wielkości spichrza jest niezależna od wielkości opadu.

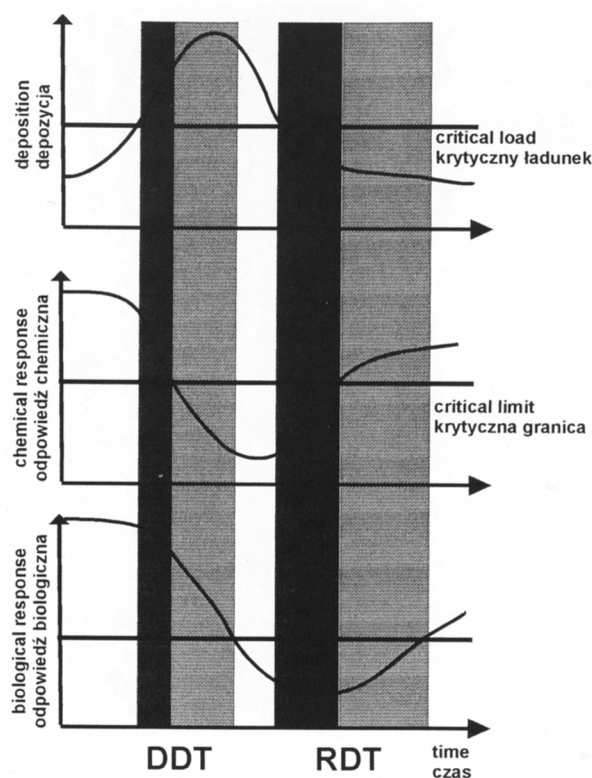
Ścieżki depozycji mokrej i wilgotnej mają większe znaczenie w terenach urzeźbionych i wzniesionych,

Tab. 2. Wartości średnie, minimalne, maksymalne i odchylenie standardowe stosunków depozycji suchej do depozycji całkowitej w ekosystemach (Gauger et al. 1999, za Gehrmanem et al. 2001)

Table 2. Mean values, minimal, maximal and standard deviation of dry deposition in relations to the total deposition in ecosystems (Gauger et al. 1999, after Gehrman et al. 2001)

Mierzone jony Measured ions	Mn	K	Ca	P-PO ₄	Fe	Al	Pb	Mg	Cd	Cu	N-NO ₃	Na	Cl	S-SO ₄	N-NH ₄	H
Liczba poziomów porównawczych Number of comparable horizons	11	26	26	6	8	8	11	25	12	8	27	26	26	27	26	15
Średnie Mean	0,57	0,60	0,63	0,63	0,67	0,70	0,71	0,72	0,73	0,82	0,83	0,86	0,87	0,89	0,89	1,92
Minimum Minimum	0,26	0,16	0,35	0,44	0,05	0,15	0,25	0,37	0,55	0,43	0,62	0,51	0,56	0,68	0,63	0,83
Maksimum Maximum	0,87	1,50	1,11	0,71	0,93	0,95	0,93	1,18	1,00	0,97	1,02	1,35	1,40	1,92	1,41	2,50
Odchylenie standardowe Standard deviation	0,16	0,27	0,20	0,09	0,25	0,24	0,20	0,21	0,14	0,16	0,11	0,20	0,17	0,17	0,17	0,46
Wariancja Variance	0,03	0,07	0,04	0,01	0,06	0,06	0,04	0,05	0,02	0,03	0,01	0,04	0,03	0,03	0,03	0,21

szczególnie w średniogórzach, gdzie depozyt ten może wynosić do 40% całkowitego depozytu (Becker et al. 2000; Kozłowski 2002). Depozycja sucha w drzewostanach leśnych w tych regionach odpowiada za znaczny input składników odżywczych i szkodliwych (Lindberg et al. 1986; Parker 1983) pochodzących także z emitatorów na obszarach odległych od akceptora (Toffel, Wolski 1996; Kowalkowski et al. 1990; Kowalkowski, Piskorz 1994; Kowalkowski, Jóźwiak 2000). W nadziemnych przepływach substancji w ekosystemach leśnych, przedstawionych na ryc. 1, zatem bezpośrednio mierzalne są depozycja mokra bezpośrednia, opad podkoronowy, spływ po pniach drzew, natomiast depozycja wilgotna i sucha, wymywanie z koron i pobieranie w koronach, określane są pośrednio przy pomocy modeli bilansowania. Depozycja całkowita (*Total Deposition TD*) równa się różnicy sum opadu podkoronowego i spływu po pniach mierzonych bezpośrednio oraz wymywania z przestrzeni koron i pobierania w przestrzeni koron, określanych za pomocą modeli.



Ryc. 2. Dynamiczny model następnych reakcji ekosystemu na zmieniającą się depozycję substancji z powietrza atmosferycznego (wg Beckera 2002, uzupełnione)

Fig. 2. A dynamic model of consequent ecosystem reactions to changing deposition of the substances from the atmospheric air (according to Becker 2002, supplemented)

W depozycji całkowitej znaczącą rolę może mieć roślinność dna lasu, nie uwzględniana w modelach bilansowania. Z jej na ogół niewielką biomasą, lecz o wysokich stężeniach elementów, przeważnie krótko- i średniookresowo związanych, ta warstwa roślinna funkcjonuje jako bardzo zmienna i znacząca pula składników, kompensująca wiązanie i wymywanie elementów w przestrzeni koron (Bolte et al. 2003). Na przykład zmagazynowane w roślinności dna lasu w Brandenburgii zasoby potasu, wynoszące w drzewostanie bukowym 51 kg ha^{-1} , w drzewostanie świerkowym 140 kg ha^{-1} , i w lesie sosnowym 123 kg ha^{-1} , mogą istotnie zmieniać bilans składu chemicznego opadów podkoronowych docierających do powierzchni gleby.

Zmniejszenie emisji kwasowych, szczególnie siarkowej, w mniejszym stopniu azotowej spowodowało pojawienie się aspektów następnych reakcji na ten fakt ekosystemów leśnych nazywanych często *regeneracją*. Pomocne stają się tu dynamiczne modele następnych zachowań ekosystemów na malejące depozycje, ich *chemicznej odpowiedzi* (*chemical response*) i następnie *biologicznej odpowiedzi* (*biological response*), przedstawionych schematycznie na ryc. 2. We wstępującej fazie depozycji, w co najmniej części ekosystemów następuje mniej lub dłużej trwająca kompensacja. Po przekroczeniu wartości *krytycznego ładunku* (*Critical Load*) pogarszają się z opóźnieniem w czasie w ekosystemie wskaźniki w stosunku do specyficznych dla ekosystemu krytycznych przedziałów, nazwane *czasem opóźnienia zagrożenia* (*Damage Delay Time DDT*). Następnie zmniejszenie depozycji poniżej *krytycznej granicy* (*Critical Limit*) z opóźnieniem czasowym powoduje *czas powracania ekosystemu do normalnego stanu* (*Recovery Delay Time RDT*). Prognozowanie i właściwe interpretowanie tych zależnych od czasu następnych reakcji ekosystemów, także w odniesieniu do modeli bilansowania depozytów w szerokim zakresie czasowym, umożliwia zastosowanie właściwych zabiegów przyspieszających regenerację funkcjonowania ekosystemów. Należy jednak uwzględnić znany fakt, że zmiany zachodzące w ekosystemach mają nieodwracalne skutki i osiągnięcie nowych stanów wyjściowych może być trudne do przewidzenia i nietrwałe.

3. Podstawowe metody bilansowania

Istnieją dwie różne drogi dochodzenia do określenia suchej i całkowitej depozycji w ekosystemach leśnych (Spranger 1992; Draaijers et al. 1998). Me-

tody te są wykonalne, co stwierdzono już wcześniej, przez zastosowanie kombinacji wyników pomiarów i modelowych procedur (ryc. 1).

1. W przypadku zastosowania tak zwanej *metody opadu podkoronowego* (Gehrmann et al. 2001) porównuje się depozycję w drzewostanie będącą różnicą sum przepływów substancji w opadzie podkoronowym i spływu po pniach z depozycją moką mierzoną poza lasem. Tak zwaną *różnicę dachu koron* określają sumy depozycji suchej i wilgotnej ze *źródeł zewnętrznych* oraz z *wymiany wewnątrz koronowej* – będącej *źródłem wewnętrznym*. Rozróżnienie przepływów zewnętrznych i wewnętrznych dokonuje się przy zastosowaniu modelu bilansu przestrzeni koronowej:

$$TD = TF + SF - CL + CU$$

(kursywą podano modelowane przepływy częściowe)

Do oznaczenia całkowitej depozycji metali ciężkich i substancji organicznych niezbędne jest określenie przepływu substancji w opadzie organicznym (ściółce).

Ważniejszymi korzyściami stosowania tej metody są odniesione do konkretnego siedliska dane o przepływach substancji, nie konieczna znajomość kompleksowych procesów i uwzględnienie wilgotnej depozycji. Niekorzystne są rozpatrywanie różnicy dachu koron w podziale na depozycję suchą jako input oraz wymywanie netto nie jako input na podstawie niepełnych a niekiedy niewłaściwych założeń, niemożliwość interpretacji negatywnych różnic depozytu dachu koron oraz czysto empiryczna analiza procesowa nie umożliwiająca ekstrapolowania i prognozowania, a więc wyłącznie lokalne znaczenie tej metody.

2. Metoda *modelu suchej depozycji* bada natomiast wielkość transportu w powietrzu atmosferycznym

Tab. 3. Czynniki wpływające na wielkości suchej depozycji (wg Sehmela 1980)
Table 3. Factors influencing the value of the dry deposition (according to Sehmel 1980)

Zmienne mikrometeorologiczne <i>Micrometeorological variables</i>	Osadzany materiał <i>Deposited material</i>		Zmienne powierzchniowe <i>Surface variables</i>
	Cząsteczki <i>Particles</i>	Gazy <i>Gases</i>	
Szorstkość aerodynamiczna – transfer masowy a) cząsteczki b) gazy – ciepło – momentum atmosferyczna stabilność dyfuzja, efekt: – dachu koron – dobowej zmienności – pobierania Podział przepływu – ponad dachem koron – poniżej dachu koron Szybkość tarcia Warstwa inwersyjna Stężenie polutantów Względna wilgotność Zmienność ozonowa Radiacja słoneczna Ogrzewanie powierzchniowe Temperatura Teren: – wyrównany – nie wyrównany Turbulencja Szybkość wiatru Rozmieszczenie na płaszczyźnie zerowej – transfer masowy a) cząsteczki b) gazy	Aglomeracja Średnica Gęstość Dyfuzja – ruchy Browna – współczynnik Eddy dla: a) cząsteczek b) momentum c) ciepła Dyfuzjoforeza Efekty elektrostatyczne – przyciąganie – odpychanie Osadzanie grawitacyjne Higroskopijność Impakcja Intercepcja Momentum Fizyczne właściwości Koagulacja Kształt Wielkość Rozpuszczalność Termoforeza	Chemiczna aktywność Dyfuzja – ruchy Browna – Eddy Ciśnienie cząsteczkowe w równowadze z powierzchnią Rozpuszczalność	Przystosowanie: – wypocenie – woski – owłosienie Biotyczne powierzchnie Rozwój dachu koron – uśpienie – wzrost Starzenie Struktura dachu koron – wypełnienie przestrzeni – kora – gałęzie – liście – porowatość – struktura gatunkowa – gleby – pień – pokrój Elektrostatyczne właściwości Liście–vegetacja: – warstwa graniczna – zmiany przy silnych wiatrach – trzepotanie – rezystencja komórkowa Niebiotyczne powierzchnie Efekty pH: – odczyn – rozpuszczalność Penetracja i rozmieszczenie zanieczyszczeń (polutantów) w dachu koron Obciążenia depozycją Woda

ponad i wewnątrz drzewostanu leśnego. Do tego potrzebne są dane o stężeniach substancji w powietrzu atmosferycznym, dane meteorologiczne i dane dotyczące fizjologii roślin, częściowo pochodzące z obserwacji i pomiarów bezpośrednich (tab. 3) a częściowo z zastosowanych modeli (kursywa):

$$TD = DD + WD + CwD$$

W modelu tym całkowita depozycja równa się sumie depozycji suchej, mokrej i wilgotnej. Wyniki pomiarów powietrza atmosferycznego mogą być parametryzowane na procesowe w tak zwanych *modelach oporu* (*Widerstandsmodelle*), przy pomocy których można kalkulować dla dłuższych okresów czasu wielkości depozycji suchej i wilgotnej, również dla tych siedlisk, w których znane są stężenia substancji w powietrzu, warunki pogodowe i określone właściwości drzewostanu. Do korzystnych cech modelowania oporu należą: możliwość odrębnego traktowania procesów depozycji poszczególnych substancji, możliwość nawiązywania do modeli wielkoobszarowej emisji/transportu/imisji, umożliwiające analizy scenariuszowe i stosunkowo niski jego koszt. Niekorzystne jest stosunkowo duże zapotrzebowanie na dane przy niewielkiej znajomości o ich zakresie w odniesieniu do specyfiki siedliska oraz rozdzielne rozpatrywanie licznych i różnorodnych procesów,

włącznie z depozycją z chmur i mgieł dla poszczególnych substancji.

W skali międzynarodowej zaleca się wyprowadzanie dla niektórych substancji, szczególnie dla SO_x, Na, Ca, Mg, K, Cl, specyficznych dla siedliska wielkości depozycji suchej przy pomocy metody opadu podkoronowego. Dla związków azotowych natomiast lepsza jest metoda oporu (UBA 1996; Lövblad et al. 1993; Draaijers et al. 1986, 1998).

Jeśli w przypadku rozpatrywania bilansu kwasów w siedlisku główne znaczenie ma gospodarka azotem, wówczas dla oszacowania całkowitego potencjalnego inputu kwasów zaleca się modelowanie oporu. W każdym przypadku korzystne jest równoległe stosowanie obu metod.

Przedstawione podstawowe pojęcia i założenia modelowe zostały rozwinięte w modelach bilansowania depozycji w przestrzeni koronowej i depozycji suchej oraz przy określaniu dopływu kwasów w ekosystemie leśnym.

4. Bilansowanie przestrzeni koronowej

Specyfiką przestrzeni koronowej w lasach jest nakładanie się depozycji suchej i wilgotnej, wymycia i zmycia z powierzchni roślin oraz pobierania przez nie substancji, do których kwantyfikacji stosowane są modele bilansowania. Przedstawione w tabeli 4 przy-

kładowe wyniki krotności depozycji podokapowej w Niemczech i w regionie świętokrzyskim do opadu bezpośredniego wskazują, iż wielkości wzbogacania opadu bezpośredniego w substancje w zasięgu koron w lesie są uzależnione przede wszystkim od składu gatunkowego lasu, stanu korony oraz od regionu geograficznego i regionu gospodarczego.

Stan koron, określany stopniem ich prześwietlenia, żółknięcia igieł i liści oraz strukturą rozgałęzienia i obecności martwych gałęzi jest reakcją na zagrożenia działające z powietrza atmosferycznego, a także zależy od warunków edaficznych ekosystemu. Według Damanna i wsp. (2003) są to, obok innych, indykatory wizualnie stwierdzalne, kwantyfikujące parametry *oceny vitalności drzewostanów leśnych*. Oprócz tych cech, w bilanso-

Tab. 4. Porównanie wskaźników wzbogacenia opadu bezpośredniego w przestrzeni koron lasu w substancje w przypadku różnych gatunków drzew w Niemczech (Gehrmann et al. 2001) oraz na Stacji Monitoringu Święty Krzyż (Kowalkowski et al. 2002, Kozłowski 2003)

Table 4. Comparison of enrichment coefficients of the direct fall in the tree-crown space on the example of different tree species composition in Germany (Gehrmann et al. 2001) and in the Monitoring Station in the Święty Krzyż (Kowalkowski et al. 2002, Kozłowski 2003)

Obszar porównawczy Comparative area	Niemcy Germany				Góry Świętokrzyskie Świętokrzyskie Mountains			
Rodzaj drzew Tree species	Buk Beech	Dąb Oak	Świerk Spruce	Sosna Pine	Buk Beech	Grab* Hornbeam*	Jodła Fir	Sosna* Pine*
Substancje Substances								
H ⁺	0,7	1,6	1,7	1,3	1,4	0,02	4,9	0,7
Na ⁺	1,7	1,3	1,7	1,4	1,7	2,8	3,5	3,0
K ⁺	10,3	12,5	10,5	5,1	20,2	7,8	22,4	7,2
Ca ²⁺	2,0	2,0	2,8	1,7	1,7	1,3	3,6	2,3
Mg ²⁺	2,4	4,0	3,2	2,2	1,9	1,2	2,2	1,1
Mn ⁺	7,9	9,7	15,8	12,4	7,4	2,0	13,5	1,8
N-NH ₄ ⁻	1,8	1,8	2,0	1,2	3,2	2,9	4,5	2,7
N-NO ₃ ⁻	1,8	1,4	2,3	1,6	2,7	1,9	3,4	2,4
S-SO ₄ ²⁻	1,8	1,7	2,6	1,5	1,9	1,2	3,5	1,8
Cl ⁻	1,9	1,6	2,3	1,6	3,0	2,3	5,0	2,4
Norg	2,6	3,6	2,5	2,6				

*) w obszarze pod wpływem imisji przemysłu cementowego

*) in area under influence of cement industry immission

waniu przestrzeni koronowej powinny być uwzględnione dalsze kryteria, jak: struktura gatunkowa i wiekowa drzewostanu, owocowanie, gradacje owadów, opanowanie grzybami, stanowisko socjologiczne, konkurencja międzykoronowa i inne cechy, które mogą mieć wpływ na stan wykształcenia koron. Przestrzenna i czasowa różnorodność parametrów czynników stresowych określają szeroki zakres zmienności stanów koron i czynią koniecznym tworzenie dużej bazy danych, przydatnych do obiektywizacji bilansowania obiegu substancji w przestrzeni koron biogrup drzew w drzewostanie.

Modele bilansowania koronowego różnicują wzbogacanie substancji w opadzie drzewostanowym w stosunku do opadu mokrego między źródłami wewnętrznymi – pobranie minus wymycie oraz zewnętrznymi – depozycja sucha włącznie z depozycją wilgotną. Przepływ substancji w opadzie podkoronowym i spływie po pniach w opadzie drzewostanowym jest szczególnie w przypadku K i kwasów organicznych, w mniejszym stopniu Mg i Ca wielkością większą od wielkości depozycji bezpośredniej, czego źródłem jest wymywanie (*leaching*). Dla bilansu N, protonów, metali ciężkich oraz lipofilnych substancji organicznych duże znaczenie ma odwrotny przepływ substancji – pobranie przez nadziemne organy roślin.

Wielkość wymycia jest zależna od biochemicznych zachowań specyficznych dla poszczególnych substancji, wielkości wejścia innych substancji – szczególnie protonów i NH_3 , stężenia substancji uczestniczących w roztworze zwilżającym, długości trwania zwilżania i stanu materii roślinnej (rodzaj rośliny, wiek organów asymilacyjnych, stan odżywienia i uszkodzenia drzew). Zbuforowanie w przestrzeni koronowej zdeponowanych kwasów warunkuje w opadzie podkoronowym i spływie po pniach takie wartości pH, które są wyższe w okresie wegetacyjnym pomimo wyższej depozycji w tym okresie od tych w opadzie całkowitym na przestrzeni wolnej. Można ją odnieść do wymiany kationów zasadowych – Mb na protony (wymiana podłoże roślinne → roztwór zwilżający), oraz do protonowania zdysocjowanych kwasów organicznych w przestrzeni korony (wymiana roztwór zwilżający → podłoże roślinne). Wyróżnienie tych dwu procesów jest ważne w bilansowaniu i znajduje odzwierciedlenie w modelu bilansowania koron Draaijersa i Erismana (1995).

Również stężenia związków N w wodach opadowych mogą maleć przy przenikaniu opadu przez przestrzeń koronową, co ma szczególne znaczenie w okre-

sie wegetacyjnym i w ekosystemach ubogich w azot (Lindberg et al. 1987; Nihlgard 1985; de Vries et al. 1999). Przyczyną tego jest pobieranie N przez organy asymilacyjne i inne organy roślin, jak również przez florę żyjącą na powierzchni roślin, glony bakterie, porosty itp. Podobnie, jak rośliny w rolnictwie również drzewa leśne, przy niewystarczającym zaopatrzeniu w N, pokrywają dużą część ich zapotrzebowania poprzez pobieranie z powietrza atmosferycznego w przestrzeni korony. Skutkiem pobierania w koronie NH_4^+ jest wymywanie z niej kationów zasadowych Mb (Roelofs et al. 1985; Nihlgard 1985). Wielokrotny wzrost stężenia Mn, K, Ca i P w opadzie podkoronowym (tab. 4.) świadczy o znaczącym wymywaniu tych elementów z koron (Lorz 2002; Kozłowski 2003). Jeśli jednak w wodzie opadowej znajdują się nadmiarowe ilości wolnego Ca, wówczas wymywanie z koron jest słabe. Wielkość pobierania N zależy od stanu odżywienia roślin w ekosystemie w stosunku do N i innych substancji odżywczych, od zaopatrzenia z depozycji, od nawożenia dokoronowego i doglebowego oraz od stanu glebowego środowiska rozwoju korzeni roślin.

Również SO_2 pobierane z powietrza przez szparki oddechowe organów asymilacyjnych może częściowo pokrywać zapotrzebowanie roślin na siarkę. Prawdopodobnie pobranie SO_2 w ciągu roku równa się wymywaniu siarczanów – szczególnie w okresie jesiennym i emisji organicznych związków S. W związku z tym roczna wymiana S netto w przestrzeni korony może zbliżać się do zera. W długich okresach również interakcje z Na i Cl w przestrzeni koron są niewielkie (Parker 1983; Lindberg et al. 1990). Sezonowe zmiany stężeń imisji i właściwości przestrzeni korony mogą być eliminowane przez zastosowanie sum rocznych w bilansach przestrzeni korony. Z wyjątkiem S, Na i Cl przepływ substancji mierzony w opadzie podkoronowym nie jest zatem identyczny z depozycją bezpośrednią (tab. 5, 6). W zasadzie prawie wszystkie substancje przytransportowane z wodami opadowymi wykazują tendencyjne zależności z rocznymi sumami opadów. Najsilniejsze związki wykazują kwasotwórcze aniony NO_3^- i SO_4^{2-} , a średnie – kationy Mn^{2+} , NH_4^+ , H^+ i organiczny N. Dalece niezależne od opadów są zasadowe kationy Ca^{2+} , Mg^{2+} i K^+ . W przypadku innych substancji ich depozycja jest uzależniona od stężeń w powietrzu atmosferycznym aerozoli i od sedimentacji pyłów różnego pochodzenia. Wcześniej już podkreślono, iż cząsteczki Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ i Cl^- ulegają wymyciu z powietrza przez opadające

Tab. 5. Wartości składu chemicznego wód depozycji bezpośrednich w okresie od listopada 1999 do października 2002 na Stacji Monitoringu Święty Krzyż (za Kozłowskim 2003)

Table 5. Values of chemical composition of water from direct deposition in the period from November 1999 to October 2002 in the Święty Krzyż Monitoring Station (after Kozłowski 2003)

Zawartość jonów Ion content $\mu\text{eq dm}^{-3}$	PO_4^{3-}	Pb^{2+}	Al^{3+}	Mn^{2+}	Fe^{2+}	K^{+}	H^{+}	Na^{+}	Cl^{-}	Ca^{2+}	NH_4^{-}	NO_3^{-}	Mg^{2+}	SO_4^{2-}
Liczba pomiarów Surveying number	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35	35
Mediana Median	2,1	2,3	5,2	5,4	6,0	19,3	19,8	29,0	92,3	102,4	108,9	151,2	161,5	255,0
Minimalna Minimum	0,0	0,2	0,0	0,0	0,7	2,6	1,6	8,7	2,6	0,0	3,9	0,0	17,3	0,0
Maksymalna Maximum	14,5	31,9	106,9	16,1	28,1	63,9	115,5	95,7	366,7	269,9	721,1	1278,0	466,6	1043,0
Odchylenie standardowe Standard deviation	2,9	5,3	18,5	4,0	6,3	13,3	24,2	19,9	75,5	90,0	121,8	212,4	104,2	291,2
Wariancja Variancy	138,5	229,6	233,0	73,1	103,4	69,1	122,3	68,6	81,8	88,0	111,9	140,5	64,5	114,2

krople deszczu. Te elementy jednak, przy stosunkowo wysokich stężeniach w powietrzu atmosferycznym, mogą także tworzyć znaczącą depozycję suchą i wilgotną, co wynika z porównawczej analizy zestawień dla regionu świętokrzyskiego na tabelach 5 i 6. Uwagę zwraca wysoka depozycja bezpośrednia i podkoronowa Cl^{-} , która może być związana z nadciąganiem większych mas wilgotnego powietrza znad Atlantyku, a także, podobnie jak w obszarach Gór Turyńskich i Saksonii (Gehrmann et al. 2001), może być związana ze spalaniem węgla brunatnego.

Skierowane do powierzchni gleby pozaroślinne, nadziemne pule przepływających substancji w drzewostanach leśnych są z reguły większe od wielkości dopływających do ekosystemów akwaticznych i innych terestrycznych, charakteryzujących się mniejszą biomasa i wysokością, mniejszymi wskaźnikami organów asymilacyjnych i mniejszymi wskaźnikami szorstkości. Przyczyną tego są – po pierwsze – zwiększone pule suchej depozycji w drzewostanach leśnych. Po drugie – wymiana substancji pomiędzy wnętrzem roślin a roztworami zwilżającymi ich powierzchnię powoduje dla większości substancji wzbogacenie w opadzie drzewostanowym (zmywanie i/lub wymywanie). Przeciwnym procesem jest pobieranie przez rośliny ze zwilżających ich powierzchnię roztworów, wiodące do zmniejszenia w opadzie stężeń protonów, azotu i innych elementów. Różnice

między wymyciem i pobraniem określa się *efektem koronowym netto* (Net Canopy Effect NCE).

Pomimo, że suchą depozycję, wymycie i pobranie przez rośliny bardzo trudno jest rozróżnić, istnieje elementarna potrzeba ich określenia do bliższego sprecyzowania:

- faktycznego całkowitego depozytu w ekosystemach leśnych,
- ich wpływu na gospodarkę substancjami w ekosystemie leśnym, oraz
- zmian w ich strukturach wzajemnych i w funkcjach ich komponentów.

Bilanse przestrzeni koronowej są niezbędne, gdyż nie przepływ substancji do gleb a całkowita depozycja potrzebna jest do określenia gospodarki substancjami w ekosystemie i jako wielkość porównawcza dla obliczenia krytycznych ładunków. Wymywanie lub pobieranie w przestrzeni korony mogą znacznie wpływać czasowo i przestrzennie na przepływy substancji w glebach i na podwyższenie kwasowości w ryzosferze.

W Niemczech przyjął się model depozycji suchej Ulricha (1983) i jego dalsze rozwinięcia (Ulrich 1994; Bredemeier 1988; Draaijers, Erisman 1995; Draaijers et al. 1998). Model ten przyjmuje, iż w przestrzeni koron wymycie Na, Cl i S równoważy się z pobraniem tych elementów:

$$\text{CL}_{\text{Na,Cl,S}} - \text{CU}_{\text{Na,Cl,S}} = 0$$

$$\text{DD}_{\text{Na,Cl,S}} = \text{TF}_{\text{Na,Cl,S}} + \text{SF}_{\text{Na,Cl,S}} - \text{WD}_{\text{Na,Cl,S}}$$

Stosunek depozycji suchej Na z depozycją moką do depozycji całkowitej Na stosowany jest jako indy­kator odpowiednich stosunków dla innych elementów (Bredemeier 1988; Spranger 1992; Draaijers et al. 1998). Jest on również określany jako *czynnik suchego opadu* (*Dry Deposition Factor DDF*):

$$DDF = (TF_{Na} - BD_{Na}) / BD_{Na}$$

za pomocą którego depozycja sucha Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Cl^- i PO_4^{3-} może być wyliczona z iloczynu z całkowitą depozycją danego jonu.

Stosunek ten niestety tylko dla niektórych substancji jest podobny, jak w przypadku wskaźnikowego Na. Różne elementy i związki są bowiem zasocjowane z różnych wielkości cząsteczkami i dlatego wykazują uzależnione od tego silne zróżnicowanie szyb­kości i wielkości depozycji suchej. Z tego wynikający błąd jest dla Mg, Ca i Cl co najmniej na wysokości poziomu morza przeważnie niski, dla K – umiarkowany, dla cząsteczek zawierających siarczany, azotany i amoniak – bardzo duży. Szybkość osadzania cząsteczek z ca 10 µm średnicą, co jest typowe dla cząsteczek zawierających Na, jest co najmniej o jeden rząd wielkości średnicy większa od istniejącej dla cząsteczek od 0,1 do 1,0 µm typowych dla cząsteczek siarczanu amonu i azotanu amonu. Zastosowanie stałego czynnika wzbogacenia, niezależnego od substancji (Ulrich 1983, 1994), wykazuje w wynikach znacznie przeszacowane depozycje suche cząsteczek zawierających S i N.

Wszystkie metody wykorzystujące jako element wskaźnikowy Na nie uwzględniają faktu, że efektyw-

Tab. 6. Wartości składu chemicznego wód depozycji podkoronowej w drzewostanie jodłowo-bukowym i w drzewostanie bukowym w okresie od listopada 1999 do października 2002 na Stacji Monitoringu Święty Krzyż (za Kozłowski 2003)

Table 6. Values of chemical composition of waters from throughfall deposition in the fir-beech stand and beech stand in the period from November 1999 to October 2002 in the Święty Krzyż Monitoring Station (after Kozłowski 2003)

Drzewostan jodłowo-bukowy *The fir-beech stand*

Zawartość jonów <i>Ion content</i> µeq dm ⁻³	Fe ²⁺	Pb ²⁺	PO ₄ ³⁻	Mn ²⁺	Al ³⁺	Na ⁺	H ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Ca ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻
Liczba pomiarów <i>Surveying number</i>	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
Mediana <i>Median</i>	8,7	11,4	14,2	29,9	33,2	122,8	133,4	359,7	377,3	390,5	542,6	581,2	419,4	757,0
Minimalna <i>Minimum</i>	0,8	0,0	0,0	6,5	0,0	21,8	4,7	40,9	46,9	35,7	35,7	0,0	35,0	139,9
Maksymalna <i>Maximum</i>	40,0	91,7	101,7	118,3	177,9	435,0	832,5	2800,7	1416,2	803,2	3070,0	2031,0	2123,9	2748,2
Odchylenie Standardowe <i>Standard deviation</i>	8,5	16,6	19,5	24,7	42,0	96,4	198,9	466,3	255,2	216,0	590,1	549,4	399,0	659,7
Wariancja <i>Variancy</i>	97,6	145,6	136,8	82,7	129,5	78,5	149,1	129,7	67,6	55,3	108,8	94,5	95,1	87,2

Drzewostan bukowy *The beech stand*

Zawartość jonów <i>Ion content</i> µeq dm ⁻³	Pb ²⁺	Fe ²⁺	Al ³⁺	Mn ²⁺	PO ₄ ³⁻	Na ⁺	H ⁺	K ⁺	Cl ⁻	Ca ²⁺	NO ₃ ⁻	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻
Liczba pomiarów <i>Surveying number</i>	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36	36
Mediana <i>Median</i>	4,2	4,6	7,6	11,8	13,3	52,3	56,0	200,8	212,1	229,0	241,2	243,3	256,2	331,5
Minimalna <i>Minimum</i>	0,0	0,0	0,0	2,0	0,0	12,2	1,9	15,4	16,9	0,0	42,8	41,1	10,0	40,6
Maksymalna <i>Maximum</i>	23,2	28,1	35,9	38,6	53,2	139,2	371,0	1104,9	620,5	788,5	1213,7	689,6	703,2	1422,0
Odchylenie Standardowe <i>Standard deviation</i>	5,6	6,0	8,6	9,7	12,5	34,1	97,7	226,5	170,7	192,4	229,7	154,6	148,2	289,8
Wariancja <i>Variancy</i>	132,2	131,2	112,4	82,4	94,0	65,2	163,7	112,8	80,5	84,0	95,3	63,5	57,9	87,4

ność wydzielania ziaren różnych wielkości w stosunku do kondensujących (*rainout*) i opadających (*washout*) kropli deszczu jest inna niż w stosunku do powierzchni roślin. Dlatego względny skład chemiczny aerosoli inkorporowanych do kropli deszczu prawdopodobnie jest inny niż aerosoli sucho zdeponowanych w przestrzeni korony. Pomimo tego zaleca się zastosowanie wzoru *Ulricha* (1983, 1984) w stosunku do K, Mg, Ca, Cl i Mn, ponieważ elementy te:

- 1) są deponowane wyłącznie cząsteczkowo sucho i
- 2) mają przedziały wielkości cząsteczek areozoli podobne do Na (Erisman et al. 1994).

Sucha i wilgotna depozycja zatem, także obejmujące wymycie Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ i Mn^{2+} , są obliczane następująco:

$$DD_X = (TF_{Na} + SF_{Na} - WD_{Na}) / WD_{Na} * WD_X$$

$$CL_X = TF_X + SF_X - DD_X$$

gdzie $x = Mg^{2+}$, Ca^{2+} , K^+ , Mn^{2+}

Depozycja gazowa HCl jest pochodną z różnicy między całkowitą depozycją suchą Cl i z oszacowanej przy pomocy czynnika Na jego cząsteczkowej depozycji suchej:

$$DD_{HCl} = DD_{Cl} - DD_{Cl \text{ (cząsteczkowy)}}$$

Pomimo wskazanych uprzednio różnic we właściwościach depozycyjnych cząsteczek siarki i cząsteczek zawierających azot w porównaniu z cząsteczkami zawierającymi Na *Ulrich* (1994) przenosi ten stosunek również na te substancje:

$$DD_y = (TF_{Na} + SF_{Na} - WD_{Na}) / WD_{Na} * WD_y$$

gdzie $y = SO_4^{2-}$, NO_3^- , NH_4^+ , H^+

Depozycję gazowych związków siarki i azotu *Ulrich* (1994) oblicza jako wielkość resztową następująco:

$$DD_{SO_2} = TD_{SO_4} - DD_{SO_4 \text{ cząstk.}}$$

$$DD_{NO_2 + HNO_3 + HNO_2} = TD_{NO_3} - DD_{NO_3 \text{ cząstk.}}$$

$$DD_{NH_3} = TD_{NH_4} - DD_{NH_4 \text{ cząstk.}}$$

Związana z gazową depozycją aktualna depozycja kwasów jest zatem:

$$DD_{Hgaz} = DD_{SO_2} + DD_{NO_2 + HNO_3 + HNO_2} - DD_{NH_3}$$

Obliczanie gazowej depozycji przez *Ulricha* (1983, 1984) jest więc pochodną obliczania depozycji cząsteczkowej. W ten sposób przeszacowana depozycja sucha cząsteczek S, N i NH_3 skutkuje często wylicze-

niem negatywnych wielkości depozycji dla gazów zawierających S i N. Z tej przyczyny metoda *Ulricha* nie powinna być używana do szacowania całkowitej depozycji związków N, jak też kwasów (*Bredemeier* 1988; *Spranger* 1992; *Draaijers et al.* 1998).

Początkowo również *Ulrich* (1983) widział swój model w zastosowaniu wyłącznie do bilansowania w przestrzeni koronowej SO_2 i metali alkalicznych, a nie do związków N. Prócz tego założył, że różnica dachu koron głównie zależy od depozycji kropli z chmur i z mgły, a nie od gazów i cząsteczek. Faktycznie jednak w większości siedlisk należy liczyć się z dominującą rolą depozycji cząsteczek suchych i gazów, co wykazują modele składu masy nie uwzględniające wilgotnej depozycji. Podobne zachowanie cząsteczek wzbogacanych w S i N w porównaniu z cząsteczkami Na, w świetle uprzednio podanych danych, byłoby przypadkowe.

Rozwiązanie tego problemu dla S polega na tym, że albo rezygnuje się ze zróżnicowania suchej depozycji na depozycję SO_2 gazowego i depozycję cząsteczek siarczanowych, albo że całkowita sucha depozycja gazowa i cząsteczkowa odpowiada różnicy dachu koronowego SO_4^{2-} . Skutkiem tego jest niemożliwość bilansowania kwasów w przestrzeni koronowej metodą *Ulricha* (1994), gdyż w wyniku depozycji SO_2 powstają w przestrzeni koronowej protony, co nie następuje w przypadku depozycji siarczanów. Powstaje więc potrzeba w stosunku do *Ulricha* (1994) zrewidowania pojęcia „wnoszenia kwasów” wyprowadzonego z „konceptji mobilnych anionów” (*Reuss, Johnson* 1985) odniesionej do całego ekosystemu. Jest ona w skali międzynarodowej wykorzystywana między innymi w ramach metodyki obliczania krytycznych ładunków (*UBA* 1996). W przypadku potrzeby takiego zróżnicowania do oznaczenia depozycji SO_2 w formie gazowej wykorzystuje się sprawdzone metody inferencyjne, oparte głównie na siedliskowych danych dotyczących stężeń imisji i warunków meteorologicznych.

Znacznie trudniejsze jest oznaczanie depozycji całkowitej związków azotowych przy pomocy metody opadu podkoronowego. Różnica dachu koron dla NH_4^+ , NO_3^- i całkowitego N wskutek pobrania w przestrzeni koron jest szacunkiem minimum depozycji całkowitej. Pobranie w przestrzeni korony amoniaku i wolnych protonów z fazy roztworu, wskutek wymiany kationowej na wymywany potas, wapń, magnez i mangan oraz wymycia z kwasami organicznymi, może być obliczane przy pomocy modelu *Draaijersa*

i *Erismana* (1995) na podstawie danych pomiarowych depozycji w drzewostanie.

Najpierw ocenia się, czy wymywanie kationów Mb (CL_{Bc}) jest uwarunkowane wymianą kationową (CU_{NH_4+H}), czy też następuje w łączności z kwasami organicznymi. Przyjmuje się tu, że całkowita depozycja słabych kwasów organicznych odpowiada podwójnej mierzalnej mokrej depozycji. Zatem pobranie netto (CU_{NH_4+H}) wynosi:

$$(CU_{NH_4+H}) = CL_{Bc} - CL_{wa} = CL_{Bc} - (TF_{wa} - 2 * WD_{wa})$$

Przepływy słabych kwasów w depozycji mokrej i drzewostanowej szacowane są z różnic kationowo-anionowych:

$$TF_{wa} = TF_{kationy-aniony}$$

$$WD_{wa} = WD_{kationy-aniony}$$

Współcześnie ulepszony szacunek przepływów słabych kwasów dokonuje się za pomocą pomiarów DOC. Buforowanie w przestrzeni koronowej wolnych protonów oblicza się następująco:

$$CU_H = CU_{NH_4+H} / (1 + (1/6 * (TF_{NH_4} / TF_H)))$$

Wzór ten jest oparty na eksperymentach, które, w warunkach podobnych stężeń w roztworach zwilżania, wykazały sześciokrotnie silniejszą wymianę kationową protonów w stosunku do jonów amonowych.

Wiadomo, że na co najmniej połowie powierzchni obserwacyjnych w lasach Niemiec w przestrzeni koron następuje efektywne zbuforowanie kwasów. Jak wynika z zestawienia na tab. 7 średnie wartości CU_{H+} znajdują się pomiędzy 200–300 $mol_c ha^{-1} a^{-1}$. Jednak różnice pomiędzy poszczególnymi powierzchniami są bardzo duże. Właściwość tego założenia bada się obecnie w ramach bilansów input–output. Tym samym pobranie netto amoniaku jest różnicą między sumą pobrania netto amoniaku i protonów a pobranie netto protonów:

$$CU_{NH_4+} = CU_{NH_4+H} - CU_{H+}$$

Z tego wzoru wyprowadza się suchą depozycję amoniaku i protonów:

$$DD_{NH_4} = TF_{NH_4} - WD_{NH_4} + CU_{NH_4}$$

$$DD_H = TF_{H+} - WD_{H+} + CU_{H+}$$

Tab. 7. Wskaźniki buforowania kwasów – CU_{H+} w dachu koron według Ulricha (1983) i Draaijersa (1998), za Gehrmannem et al. (2001)

Table 7. Indices of acids buffering – CU_{H+} in tree canopy according to Ulrich (1983) and Draaijers (1998), after Gehrmann et al. (2001)

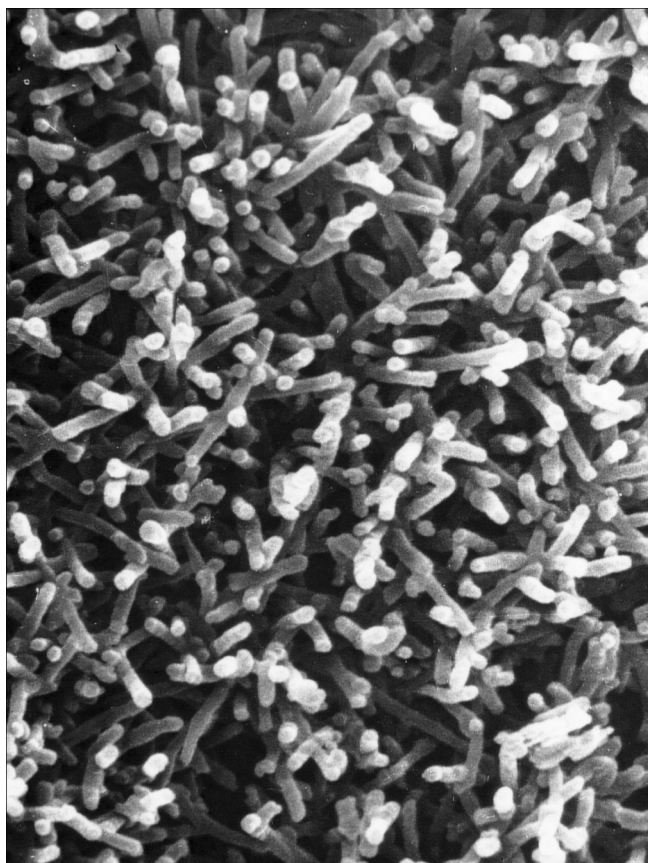
Obliczona wartość w $mol ha^{-1} a^{-1}$ Calculation value in $mol ha^{-1} a^{-1}$	CU_{H+} (U 83)	$CU_{H+}(U83)+Cl$	$CU_{H+}(Dra98)$
Średni <i>Mean</i>	238	299	261
Min	0	0	0
P10	0	44	32
P25	100	146	89
Mediana <i>Median</i>	209	260	200
P75	317	405	364
P90	573	662	644
Max	767	945	1102

Model ten nie kwantyfikuje całkowitego pobrania w przestrzeni koron a tylko tę jej część, która powstaje wskutek wymiany kationowej przez kutikulę. Depozycja gazów – np. NH_3 do szparek oddechowych, niezależnie od ich stanu (fot. 3, 4), jak również pobranie NO_y pozostają nie uwzględnione i w założeniu są określane jako zero. Założenie to wydaje się słuszne, gdyż nie ma szybkiej i taniej metody określania aktualnej aktywności szparek oddechowych w organach asymilacyjnych, która zależy od stanu ich powierzchni. Zatem i te dane z reguły są niedoszacowaniami faktycznej całkowitej depozycji.

Prócz tej metody bilansowania istnieją empiryczne szacunki, we wszystkich metodach niepewnie określające pobieranie N w przestrzeni koron. Ich objaśnienia i udokumentowania dokonali Draaijers i wsp. (1998). W związku ze zmiennymi warunkami chemicznymi powietrza, meteorologicznymi i stanami fizjologii roślin ich rzeczowość jest niepewna.

Jedynie wysokie wskaźniki pobierania N w przestrzeni koronowej tłumaczą fakt, iż w wielu regionach Europy przepływy azotu w opadzie drzewostanowym są niższe od depozycji na wolnej przestrzeni. Analiza danych ze 144 europejskich punktów pomiarowych poziomu II wykazuje przeciętne ilorazy depozycji w drzewostanie do depozycji na wolnej przestrzeni dla całkowitego N wynoszące 0,90, 0,81 dla NH_4^+ i 0,94 dla NO_3^- , lecz dla SO_4^{2-} – 1,37 (de Vries et al. 1999). Z tych różnic ilorazów można wnioskować o wysokim wskaźniku pobierania N w przestrzeni korony w stosunku do depozycji całkowitej. W przypadkach wysokiego obciążenia depozycją względny udział pobrania w przestrzeni koron w stosunku do

depozycji całkowitej jest mniejszy, występuje więc zjawisko wysycenia. To założenie zostało oparte na pomiarach poziomu pobrania N we względnie wysoko obciążonych lasach świerkowych Sollingu za pomocą oznaczenia ^{15}N , wynoszącego $600 \text{ mol}_\text{c}/\text{ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$ co odpowiada zaledwie 20% depozycji N. W programie europejskim poziom II dla interpretacji danych przyjęto dla lasów świerkowych i jodłowych wskaźnik pobrania od 100 do $800 \text{ mol}_\text{c}/\text{ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$, dla innych ekosystemów leśnych od 100 do $400 \text{ mol}_\text{c}/\text{ha}^{-1}/\text{a}^{-1}$ (de Vries et al. 1999).

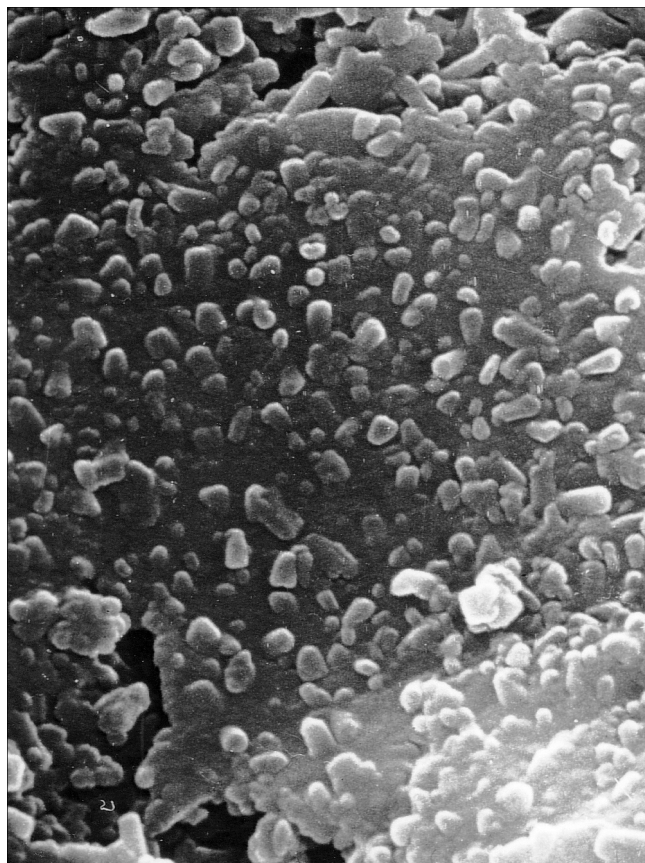


Fot. 3. Normalny stan epikutylarnej warstwy igiełek wosku krystalicznego osłaniającej szparkę oddechową na dolnej powierzchni 1,5-letniej igły jodły w Świętokrzyskim Parku Narodowym (pow.10000x)

Phot. 3. A normal state of the epicuticular layer of crystal wax needles surrounding the trachea on the bottom surface of the 1,5-year-old fir needle in the Świętokrzyski National Park (magnification - 10000x)

Badania w północnej Belgii (De Schrijver et al. 2003) wykazały zależność wielkości depozycji NH_4^+ i NO_3^- przede wszystkim od składu gatunkowego drzewostanów (tab. 8.). Bilans wymycia i pobrania przez organy asymilacyjne NH_4^+ był negatywny, natomiast NO_3^- wynosił zero. Istotną rolę w obiegu

azotu miała depozycja sucha. W badanych dwóch drzewostanach dopływ N z opadu ściółki był mniejszy od ładunku depozycji w opadzie podokapowym. W warunkach lasów niezagrożonych przez emisje atmosferyczne dominującym źródłem azotu jest opad ściółki. Obieg N w badanych drzewostanach jest zatem w wysokim stopniu zakłócony przez imisję.



Fot. 4. Zaskorupiona, z dużymi porami, zapadnięta warstwa wosku przykrywająca szparkę oddechową, uniemożliwiająca jej funkcjonowanie, na dolnej powierzchni 3-letniej igły jodły w Świętokrzyskim Parku Narodowym (pow.10000x)

Phot. 4. Encrusted and collapsed layer of wax, with large pores, covering the trachea, which obstructs their functioning, on the bottom surface of the 3-year-old fir needle in the Świętokrzyski National Park (magnification - 10000x)

W związku ze znacznymi niepewnościami określenie siedliskowej depozycji N powinno być dokonywane za pomocą modeli bilansu przestrzeni koronowej oraz depozytu suchego (UBA 1996). Obliczenie całkowitego dopływu kwasów do ekosystemów leśnych zostanie wyprowadzone i objaśnione dla przykładowych siedlisk w następnych rozdziałach.

Tab. 8. Bilans dwu form N w drzewostanie *Betula pendula* Roth i *Pinus nigra* w warunkach Północnej Belgii w okresie wrzesień 1998 – sierpień 1999 w $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (De Schrijver et al. 2003)
 Table 8. The balance of two forms of N in the *Betula pendula* Roth and *Pinus nigra* stands in Northern Belgium in the period from September 1998 to August 1999, given in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ (De Schrijver et al. 2003)

Badany drzewostan i związki Examined forest stand and compounds	Depozycja Deposition		Wymycie – i pobieranie + Washing-out – and uptake +	Depozycja podkoronowa Throughfall	Opad ściółki Litter fall	Całkowity input Total input
	bezpośrednia Direct	sucha Dry				
Brzozowy						
NH_4^+	12,6	15,6	-6,6	21,6		
NO_3^-	4,0	1,9	0,0	6,3		
Razem	17,0	17,5	-6,6	27,9	24,9	52,8*
Sosnowy						
NH_4^+	12,6	75,6	-2,1	81,3		
NO_3^-	4,4	10,8	0,0	15,2		
Razem	17,0	86,4	-2,1	96,5	31,9	128,4*

* suma azotu mineralnego w opadzie podkoronowym + całkowita zawartość azotu w opadzie ściółki

* sum of mineral nitrogen in throughfall + total nitrogen content in litter fall

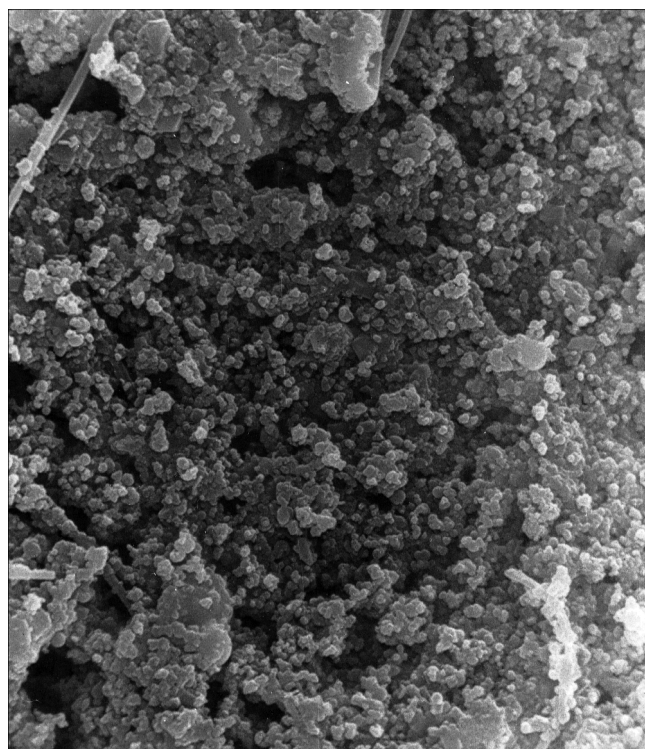
5. Modele inferencyjne depozycji suchej

Znaczące niepewności w określaniu całkowitej depozycji, szczególnie związków azotowych oraz potencjalnych kwasów, wymagają przeprowadzenia sprawdzianów wyników metody opadu podkoronowego przy pomocy niezależnej metody alternatywnej (Hicks et al. 1993, Gehrmann et al. 2001). Jak już poprzednio opisano, do tego nadają się tak zwane *metody oporu* lub *inferencyjne* (łac. *infero* – wnoszę, wnioskuję), które na podstawie pomiarów mikrometeorologicznych i fizjologii roślin umożliwiają sparowanie procesów określających depozycję, szczególnie cząsteczek aerozoli.

Wiadomo, że bardzo małe cząsteczki aerozoli o kształcie zbliżającym się do sferycznego lub kuli (fot. 5, 6) przemieszczające się ruchem Browna ulegają koagulacji do agregatów wielocząsteczkowych i następnie pod wpływem sił grawitacji opadają. Główna część tych zawieszonych cząsteczek dostaje się w pobliże powierzchni ziemi wskutek turbulentnego transportu i jest osadzana w cienkiej warstwie mniej ruchomego powietrza w postaci depozytu głównie suchego lub wilgotnego. Prócz tego czą-

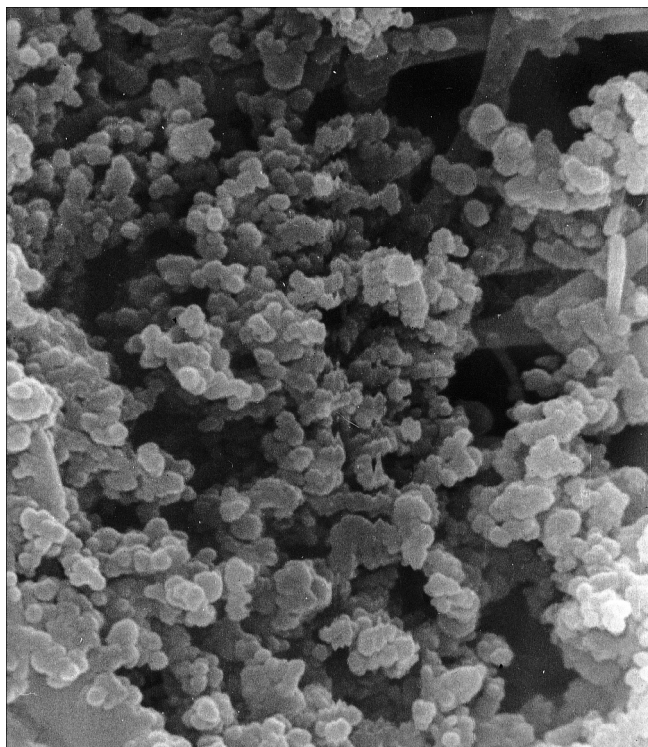
steczki i agregaty aerozoli mogą dostawać się do kropeł wody. Ten proces jest szczególnie efektywny dla cząsteczek o średnicy mniejszej od $0,005 \mu\text{m}$. Cząsteczki tej wielkości prawie całkowicie są pochłaniane przez cząsteczki pary wodnej w chmurach. Składające się z siarczanu amonu i chlorku sodu cząsteczki działają jako jądra kondensacji pary wodnej. W ten sposób cząsteczki te, po włączeniu do powstających kropeł w chmurach opadają z deszczem w postaci depozytu mokrego lub z mgły w postaci depozytu wilgotnego.

Duże cząsteczki z średnicami w przedziale $0,1\text{--}1,0 \mu\text{m}$ pochodzenia atmosferycznego powstają stosunkowo szybko wskutek procesów kondensacji i koagulacji. Ich dyfuzja jest nieskończenie mała, dzięki czemu działają one na otoczenie jako receptory mniejszych cząsteczek. Główna część wielkich cząsteczek składa się z krzemianów, węglanów wapnia, chlorków sodu lub siarczanów amonu. Dwie ostatnie substancje w tym typie cząsteczek powstają najprawdopodobniej w procesie odparowywania wody z kropeł. Niezależnie od pochodzenia cząsteczki te posiadają wysoką zdolność osiadania, do kilku cm na godzinę.



Fot. 5. Wielocząsteczkowe agregaty aerozoli z powietrza na wysokości 3 metrów nad powierzchnią gleby, na bibule filtracyjnej pyłomierza EAG-62 na Stacji Monitoringu Święty Krzyż (pow. 2000x)

Phot. 5. Multisegment aerosol aggregates from the air, sampled at the height of 3 metres above the soil surface, on the filtering paper of the dust counter EAG-62 in the Święty Krzyż Monitoring Station (magnification – 2000x)



Fot. 6. Kuliste cząsteczki aerozoli mineralnych tworzące agregaty różnego kształtu i średnicy (fragm. fot. 5 pow. 10 000x)
 Phot. 6. Spherical particles of mineral aerosols forming aggregates of different shapes and diameters (part of the photograph 5, magnification – 10 000x)

Tery- i kosmogeniczne duże cząsteczki aerozoli o średnicach $>1,0 \mu\text{m}$ mają kształt zbliżający się do sferoidalnego, często płytek z ostrymi krawędziami (fot. 6). W krążącym powietrzu atmosferycznym szybko opadają one w postaci depozytu suchego i/lub wilgotnego są wymywane z przypowierzchniowej warstwy powietrza przez krople deszczu.

Wszystkie areozole znajdujące się w stanie zawieszenia w powietrzu atmosferycznym i/lub na powierzchni receptorów podlegają procesom powierzchniowym, które zmieniają i wzbogacają ich skład chemiczny ilościowo i jakościowo, zależnie od wielkości ich powierzchni i higroskopijności oraz od składu chemicznego ich najbliższego otoczenia (Brimblecombe 1986).

Istnieją liczne tego rodzaju modele inferencyjne depozycji suchej, spośród których pokrótce scharakteryzowany zostanie *holenderski model EDACS* (Erisman 1992; Erisman et al. 2002).

Przepływ depozycji suchej gazów i cząsteczek do określonego receptora jest determinowany przez:

- 1) stężenia w powietrzu,
- 2) turbulencyjne procesy transportu w atmosferycznej warstwie granicznej,

- 3) fizykochemiczne cechy deponowanej substancji,
- 4) efektywności powierzchni podczas ad- i absorpcji gazów i cząsteczek.

Przepływ gazów śladowych obliczany jest ze wzoru:

$$F = V_d(z) \cdot c(z)$$

gdzie:

$c(z)$ = stężenie na wysokości z ,

$V_d(z)$ = szybkość depozycji na wysokości z ,

z = wysokość referencyjna nad powierzchnią (50 m).

W przypadku pokrycia powierzchni ziemi roślinnością określa się wysokość wypierania d :

$$z = z - d$$

Parametryzacja szybkości procesów depozycji V_d opiera się na opisie procesów depozycji suchej z analogią oporu (*Big Leaf Model*). Model oporu parametryzuje najważniejsze ścieżki depozycji, którymi transportowana jest dana substancja i w końcu przejęta na powierzchni.

V_d = wartość odwrotna sumy trzech oporów:

$$V_d = (R_a + R_b + R_c)^{-1}$$

Wymienione trzy opory reprezentują trzy stopnie transportu substancji do powierzchni ziemi lub rośliny:

- *opór aerodynamiczny* R_a – parametryzuje opór przeciw kierunkowi transportu turbulencyjnego w bliskości powierzchni,
- *opór quasilaminarny* R_b – transport molekularny przez warstwę graniczną bezpośrednio przy powierzchni i opór powierzchniowy,
- *opór powierzchniowy* R_c – absorpcja na powierzchni.

Opór powierzchniowy składa się z różnych oporów częściowych odzwierciedlających różne procesy absorpcji na powierzchni (Erisman et al. 1998). Użyty w EDACS schemat wyprowadzania oporów powierzchniowych dla gazów i cząsteczek był kilkakrotnie ulepszany. Aktualna dokumentacja znajduje się w przygotowaniu (Erisman et al. 2002). Zmiennymi wejściowymi są stężenia gazów i cząsteczek, właściwości substancji, właściwości użytkowania ziemi oraz zmienne meteorologiczne i kategorie pór roku (Spranger 1992). Uwzględnia się także wpływ klimatu emisji na kodepozycję NH_x i SO_x .

Opór powierzchniowy R_c systemu według Wesely'ego (1988, 1989) składa się z licznych oporów częściowych:

$$R_c = \left(\frac{1}{R_s + R_m} + \frac{1}{R_{lu}} + \frac{1}{R_{dc} + R_{cl}} + \frac{1}{R_{ac} + R_{gs}} \right)^{-1}$$

gdzie:

R_c = całkowity opór powierzchniowy,

R_s = opór szparkowy,

R_m = opór mezofilowy,

R_{lu} = opory zewnętrznych powierzchni w górnej części korony,

R_{dc} = opory spowodowane transportem konwekcyjnym w dachu koron,

R_{cl} = opory zewnętrznych powierzchni w zasięgu pnia i dolnej części koron (liście, pędy, kora),

R_{ac} = opory transportu uzależnione od wysokości korony i od jej gęstości,

R_{gs} = opory na powierzchni glebowej i wodnej.

Wielkości oporów częściowych wyprowadza się z tabeli zawierającej empiryczne ich wartości dla 11 typów powierzchni ziemi (*landuse types*) oraz dla 5 kategorii fenologicznych pór roku (*seasonal category*). Na podstawie zdjęć satelitarnych Wesely (1998) wyróżnia następujące typy powierzchni ziemi:

1. Powierzchnie osiedli (przeważnie miejskich, zazwyczaj bez roślinności).
2. Ziemie uprawne.
3. Ziemie zielone (łąki i pastwiska).
4. Lasy liściaste.
5. Lasy iglaste.
6. Lasy mieszane z terenami wilgotnymi.
7. Powierzchnie wód słodkich i słonych.
8. Nieużytki, także pustynie.
9. Nie zalesione tereny wilgotne.
10. Zmieszane tereny uprawne i pastwiskowe.
11. Powierzchnie skalne z niską pokrywą krzaczastą.

Dla kategorii pór roku w modelu określone są przy pomocy wskaźników stosunki procentowe aktualnego wskaźnika powierzchni liści do jego wielkości maksymalnej (LAI_{akt}/LAI_{max} %):

1. Pełne lato z bujną roślinnością > 90%.
2. (Wczesna) jesień przed żniwami 25–90%.
3. Późna jesień po pierwszym mrozie, bez śniegu < 25%.

4. Zima z pokrywą śnieżną i zamarzniętą glebą < 25%.
5. Wiosna z częściowo zielonymi młodymi roślinami jednorocznymi 25–90%.

Do tego podziału Wesely (1988, 1989) nie daje wskazówek, czy kategorie te dotyczą wszystkich użytków w tym samym czasie, czy też w zależności od formy użytkowania ziemi. Istnieje wiele dalszych nieznanymi parametrów wpływających na wielkości oporów, które powinny być każdorazowo określone.

Jak wcześniej wskazano zewnętrzne wilgotne powierzchnie wywierają duży wpływ na wielkość depozycji – szczególnie rozpuszczalnych gazów. Dlatego w modelu Wesely'ego (1988) sformułowano następujące modyfikacje procesu:

1. Zmniejszenie zdolności przewodnictwa szparkowego wskutek częściowego przykrycia szparek przez krople wody podczas i po zdarzeniach opadu rosy i deszczu
2. Zwiększenie zdolności adsorpcyjnej na powierzchni roślin podczas powstawania rosy i
3. Zmiana zdolności adsorpcyjnej na powierzchniach podczas zwilżania przez wody deszczowe.

Według obserwacji Wesely'ego po zjawisku deszczu lub rosy przeciętnie około dwu trzecich szparek oddechowych jest przykrytych kroplami wody. Przepływy gazów w tej sytuacji nie są możliwe, konieczne jest przemnożenie wskaźnika R_s przez 3. Podczas powstawania rosy opory translokacyjne na zewnętrznych powierzchniach są bardzo małe. Dlatego w modelu R_{lu} opór powierzchniowy określa się wskaźnikiem 200 s/m. Zdolność sorpcyjna SO_2 w kroplach wody jest limitowana wysokimi stężeniami $S_{(IV)}$. Dlatego opory R_{lu} przy zwilżaniu powierzchni przez wody deszczowe są większe:

$$R_{lu \text{ wilgotny}} = \left(\frac{1}{5000} + \frac{1}{3R_{lu}} \right)^{-1}$$

Informacje o zwilżeniu powierzchni zewnętrznej nie mogą być generowane w modelu. Stąd konieczne jest sformułowanie komplementarnego modelu mikrometeorologicznego wykorzystującego dane pomiarów temperatur, opadów i wilgotności powietrza. W przypadku Bornhöved (Spranger 1992) przyjęto założenie, że deszczem jest opad mokry trwający co najmniej jedną godzinę. Kryteriami wyróżnienia rosy są powierzchnie wilgotne nie zwilżone deszczem, wilgotność powietrza > 95% oraz pora dnia od 2 w nocy do 2 godzin po wschodzie słońca. Długość trwania

Tab. 9. Średnie roczne i w porach roku oporu powierzchniowego w lasach liściastych i iglastych z odchyłkami standardowymi (wg Sprangera 1992)
Table 9. Yearly and seasonal means of the surface resistance in deciduous and coniferous forests with standard deviations (according to Spranger 1992)

Pora roku <i>Season of the year</i>	Okres trwania <i>Duration period</i>	Opory powierzchniowe w s*m ⁻¹ <i>Surface resistance in s*m⁻¹</i>				
		Długość trwania w dniach <i>Duration in days</i>	Las liściasty <i>Deciduous forest</i>		Las iglasty <i>Coniferous forest</i>	
			$\bar{x}$	S	$\bar{x}$	S
1	1.7 – 6.9.1989 7.5 – 30.6.1990	123	518,5	141,3	568,6	141,3
2	7.9 – 3.11.1989	58	1150,5	210,7	879,9	223,0
3, 4	4.11-1989 – 24.4.1990	172	992,3	226,9	1024,4	262,0
5	25.4 – 6.5.1990	12	550,2	145,3	565,7	141,9
Okres badań <i>Investigation period</i>	1.7.1989 – 30.6.1990	365	843,2	320,3	832,8	301,9

zwilżenia po opadzie: w miesiącach czerwcu-wrześniu podczas dnia 1 godzina, w nocy – 2 godziny; w miesiącach październik-luty 3 godziny podczas dnia i do 3 godzin po wschodzie słońca; w miesiącach marzec-maj 2 godziny podczas dnia i nocą do 2 godzin po wschodzie słońca. W świetle badań Kozłowskiego (2003) długości czasu zwilżenia powierzchni w każdym modelowanym geosystemie powinny być ustalane indywidualnie.

Opór powierzchniowy R_c wykazuje znaczne zróżnicowanie, przykładowo dla dwóch ekosystemów leśnych na obszarze projektu Bornhöved (Spranger 1992) przedstawiono na tab. 9. O przebiegach rocznych jego wielkości decyduje zmienność oporów na ścieżce szparek oddechowych organów asymilacyjnych i górnego zasięgu przestrzeni koron drzew. Jego wartości jesienią i późną wiosną są większe niż w pozostałych porach roku w lesie liściastym niż w iglastym. A oto najważniejsze aspekty zmienności:

1. Wiosną i latem (pory roku 5 i 1) podczas dni suchych decyduje *stopień otwarcia szparek oddechowych* z minimami dziennymi i maksimami nocnymi. Amplituda oporu w ekosystemach leśnych jest większa niż w ekosystemach uprawnych i użytków zielonych. Wpływ promieniowania jest większy od temperatur.
2. W przypadku występowania rosy minimum dzienne nie występuje w godzinach południowych, a we wczesnych godzinach rannych. Wartość R_c

w takim przypadku jest we wszystkich ekosystemach podobna. Oporo powierzchniowe w ekosystemach z wysokim LAI powinny być znacznie mniejsze niż w ekosystemach z niskim LAI.

3. Przy powstawaniu rosy maleją wyraźnie opory glebowe, czego nie uwzględniają modele oporowe. W porach roku bez okrywy roślinnej w efekcie w modelach nie podaje się zmian oporów powierzchniowych.

4. Przy zwilżeniu powierzchni przez deszcz w różnych ekosystemach powstają zbliżone opory powierzchniowe.

5. Oporo powierzchniowe wzrastają wyraźnie przy temperaturach powietrza poniżej $-1^{\circ}C$.

6. Oporo powierzchniowe w ekosystemach leśnych są wyraźnie większe niż w ekosystemach uprawnych, w tych samych porach roku. Przyczyną tego są wyższe wartości dla niezależnych od promieniowania oporów transportu w przestrzeni koron, opory szparkowe, opory glebowe spowodowane przez ściółkę.

Stężenia komponentów S i N mogą być wyznaczone przy pomocy regionalnych modeli, np. EMEP lub częściowo przy pomocy pomiarów siedliskowych. Stężenia kationów zasadowych Mb szacuje się na podstawie stężenia ich w opadach i empirycznego czynnika Skavenginga, opisujących efektywność wymywania substancji śladowych z atmosfery przez opady (Draaijers et al. 1996). Czynniki Scavenginga, będące stosunkami stężeń substancji w fazie roztworu do ich stężeń w cząsteczkach, oblicza się z wyników symultanicznych pomiarów zasadowych kationów w opadzie i w nadglebowym powietrzu, przy zastosowaniu modelu procesowego wykorzystującego wysoką korelację między stężeniami w opadach i w nadglebowym powietrzu (Eder, Dennis 1990). Niezawodność wyników modelu zwiększa zastosowanie siedliskowych danych pomiarowych odnośnie stężeń i meteorologii. Zakresy wielkości stężeń zawierających azot gazowy i cząsteczkowy wykazuje tabela 10 wg Ibroma i wsp. (1993).

Tab. 10. Typowe poziomy stężeń odpowiednich dla depozycji atmosferycznych komponentów azotowych w świecie i w trzech niemieckich siedliskach leśnych (AG Deposition der Ökosystemforschungszentren 1995)

Table 10. Respective levels of typical horizontal concentration for suitable depositions of atmospheric nitric components in the world and in three German forest habitats (AG Deposition der Ökosystemforschungszentren 1995)

Składniki azotowe Nitric components	Siedliska Habitats				
	„obciążone” „loaded”	nie obciążone unloaded	Bornhöved	Solling	Fichtelgebirge
	µg/m ³				
NO	30-560	NO _x <0,3	1,8 (4,5)*	0,6 (0,7)*	0,6
NO ₂	18-120	4,3	4,3 (2,4)	4,5 (2,4)	6-10
HNO ₃	30	<0,6	<0,3	0,6 (0,4)	0,7
NH ₃	12	0,8	3,2 (2,7)	1,2 (0,9)	2,2
Cząsteczki Particles	2-20	0,04-0,13	.	1,0 (1,2)	0,5
NO ₃ ⁻					
Cząsteczki Particles	8-23	0,8	.	1,9 (0,8)	1,7
NH ₄ ⁺					

* Wartości w nawiasach: standardowe odchyłki średnich miesięcznych

* Values in brackets: standard deviations of monthly means

6. Oznaczenia dopływu kwasów

Określenia dopływu kwasów są niepewne z dwu przyczyn, zupełnie niezależnych od siebie:

- 1) oznaczenia przepływu, szczególnie związków azotowych są bardzo niepewne (patrz wyżej),
- 2) oddziaływania kwasowe dopływających substancji są zależne od dalszych reakcji w ekosystemie i od ich zdefiniowania.

Ocena dopływu, szczególnie amoniaku względnie jonów amonowych, w związku z ich kwasowym działaniem w ekosystemie leśnym jest możliwa dopiero w wyniku pełnego, całkowitego zbilansowania istotnych dla bilansu kwasy/zasady przepływów substancji w ekosystemie. Ta ocena dla różnych celów i związanych z nimi skal czasowych może dać wogóle bardzo różne wyniki. Konieczna jest jednoznaczna definicja czy zależna od czasu efektywność kwasowa jest podporządkowana wskaźnikom wejścia, czy też wewnątrz ekosystemowym procesom, np. nitrifikacji, eksportowi azotanów itp. (Ulrich 1985, 1994).

Jeśli depozycja NH₄⁺-N wywołuje w ekosystemie ekwiwalentną produkcję kwasu wówczas definiuje się depozycję kwasów w ekosystemie następująco (Spranger 1992):

$$\begin{aligned}
 TD_{AC}(1) &= TD_{NH_4} + TD_H + TD_{Ma} \\
 &= TD_{SO_x} + TD_{NO_y} + TD_{Cl} - TD_{BC} \\
 &= {}^2)TD_{SO_x} + TD_{NO_y} + TD_{Cl} - TD_{BC} \\
 &= {}^3)DD_{SO_x} + DD_{NO_y} + DD_{Cl} - DD_{BC} + WD_H + \\
 &\quad + WD_{NH_4}
 \end{aligned}$$

gdzie:

TD_{NH₄} = całkowita depozycja NH₄,

²⁾ siarczany, chlorki i BC skorygowane w stosunku do soli morskiej przy założeniu, że jest ona solą obojętną,

³⁾ w przyjęciu, że 1. GD_{Ma} i 2. depozycja kwasów organicznych jest tak mała, że nie musi być uwzględniona (1.= realistyczne, 2.= ?),

TD_{H⁺} = całkowita depozycja protonów H⁺,

TD_{Ma} = całkowita depozycja kwasów kationowych, oprócz NH₄⁺,

TD_{SO_x} = całkowita depozycja SO_x,

TD_{NO_y} = całkowita depozycja NO_y,

TD_{Cl} = całkowita depozycja chlorków,

TD_{BC} = całkowita depozycja kationów

Mb=Ca, Mg, K, Na,

DD_{SO_x} = sucha depozycja SO_x,

DD_{NO_y} = sucha depozycja NO_y,

DD_{Cl} = sucha depozycja chlorków,

DD_{BC} = sucha depozycja kationów

Mb=Ca, Mg, K, Na,

WD_{NH₄} = mokra depozycja NH₄⁺,

WD_{H⁺} = mokra depozycja H⁺.

Wyżej podane definicje implikują, że NO₃⁻ i SO₄²⁻ nie przyczyniają się do zakwaszenia całego systemu wówczas, jeśli towarzyszą im zasadowe kationy Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, gdy Na (ekw) > Cl(ekw). Odpowiednio działa sucha depozycja SO_x i NO_y tylko wówczas zakwaszająco, gdy deponowane są albo gazy lub cząsteczki (H⁺, NH₄⁺)₂(SO₄²⁻, 2NO₃⁻). Depozycja jednego mola SO₂ lub (H, NH₄)₂SO₄ wytwarza 2 mole H⁺, więc jeden mol siarczany odpowiada dwóm ekwiwalentom kwasu. W przypadku depozycji w postaci NHO₃, NO_x, HNO₂, lub (H, NH₄)NO₃ jeden mol NO_y odpowiada jednemu ekwiwalentowi kwasu.

W bilansach jonowych nie uwzględnione zostają organiczne aniony i węglany. Przyjmuje się, że depozycja amoniaku wiedzie do ekwiwalentnej produkcji kwasów w ekosystemie. Fakt ten należy traktować z dużą ostrożnością, ponieważ po każdorazowym pobraniu N i przemianach jego w glebie możliwe jest wytworzenie 0,1 do 2 ekwiwalentów kwasu na mol NH₄⁺-N a procesy te mogą być uruchamiane w czasie i w przestrzeni (Reuss, Johnson 1985; Ulrich 1985).

Tab. 11. Porównanie bilansów kwasów w przestrzeni korony na wybranych 13 powierzchniach monitoringu poziomu II w Niemczech według metody Ulricha (1983) oraz według Draaijersa i Erismana (1995) (za Gehrmanem et al. 2001)

Table 11. Comparison of acid balances in the tree crown space in chosen 13 monitoring Level II areas in Germany, according to the Ulrich's method (1983) and according to Draaijers and Erisman (1995) (after Gehrman et al. 2001)

Badany wskaźnik <i>Examined indicator</i>	Powierzchnie monitoringu <i>Monitoring areas</i>												
	101	305	501	504	606	808	909	918	1201	1206	1402	1405	1605
TF _{NH4} (Ulrich)	0,87	1,42	1,35	1,87	0,65	1,46	1,08	0,43	0,27	0,22	1,47	0,70	1,42
DDgaz, SO ₂	0,02	0,65	0,12	0,60	-0,08	0,36	0,61	-0,02	-0,08	0,04	1,68	1,15	0,59
DDgaz, HCl	0,08	0,14	0,06	0,25	0,09	0,14	0,07	0,01	0,01	0,02	0,11	0,03	0,07
DDcząstk, H ⁺	0,06	0,19	0,01	0,10	0,23	0,09	0,39	0,03	0,26	0,09	0,16	0,01	0,23
BD _{H⁺}	0,05	0,18	0,03	0,11	0,15	0,12	0,37	0,11	0,40	0,45	0,72	0,51	0,17
(Draaijers, Erisman)													
CU _H	0,07	0,30	0,00	0,10	0,22	0,02	0,49	0,13	0,31	0,56	0,96	0,64	0,26
CU _{NH4}	0,32	0,18	0,10	0,26	0,20	0,15	0,10	0,04	0,04	-1,60	0,11	0,10	0,14
TF _{NH4}	0,87	1,42	1,35	1,87	0,65	1,46	1,08	0,43	0,27	0,22	1,47	0,70	1,42
TF _H	0,03	0,40	0,01	0,12	0,12	0,03	0,85	0,21	0,37	0,42	2,21	0,59	0,43

Definicja ta jest implikowana przez bilanse przestrzeni koronowej Ulricha (1984, 1994), a zastosowana przez Draaijersa i Erismana (1995). Jest ona prawidłowa wówczas gdy do gleby dopływa NH₃ który w wyniku nitrifikacji i eksportu NO₃ generuje proton lub gdy dopływający NH₄⁺ jest wiązany do organicznego azotu R-NH₂ i długotrwale magazynowany w ekosystemie, lub ulega wymyciu w postaci organicznie związanego azotu. Prawidłowość tej definicji zatem może być oceniana na podstawie formy wiązania w trakcie depozycji i przy wymywaniu z systemu.

Alternatywna metoda bilansowania potencjalnego dopływu kwasów przyjmuje, że dopływający NH₄⁺:

- 1) ulega całkowitej nitrifikacji,
- 2) zostaje wymyty z gleby w postaci NO₃⁻.

W wyniku tego na dopływający 1 mol NH₄⁺ powstaje obciążenie systemu 2 protonami i 1 protonem – na mol NH₃. Jest to maksymalnie możliwe do przyjęcia długotrwale działanie kwasowe w warunkach pełnego nasycenia ekosystemu. Wówczas całkowita depozycja kwasów jest następująca: (różnice w porównaniu z definicją (1) są wytłuszczone):

$$\begin{aligned}
 TD_{AC}(2) &= 2TD_{NH_4} + DD_{NH_3}^{5)} + TD_H + TD_{ma} \\
 &= TD_{SO_x} + TD_{NO_y} + TD_{Cl} + TD_{ND_x} - TD_{BC} \\
 &= {}^6)TD_{SO_x} + TD_{NO_y} + TD_{Cl} + TD_{NH_x} - TD_{BC_x} \\
 &= {}^7)DD_{SO_x} + DD_{NO_y} + DD_{Cl} + DD_{NH_3} - DD_{BC} \\
 &\quad + WD_{H^+} + WD_{NH_4} + TD_{NH_4}
 \end{aligned}$$

gdzie:

⁵⁾– NH₃ jest deponowany wyłącznie w stanie suchym, dlatego DD zamiast TD,

⁶⁾– siarczany, chlorki i BC skorygowane w stosunku do soli morskiej z przyjęciem, że sól morska jest solą obojętną,

⁷⁾– przy przyjęciu, że 1= GD_{Ma}, 2= depozycja kwasów organicznych jest tak mała, że może być nie uwzględniona, (1.=realne; 2.=?).

Przedstawiona druga definicja wnoszenia kwasów do systemu jest użytkowana w skali międzynarodowej, również w ramach koncepcji krytycznych ładunków (UBA 1996, Becker et al. 2000). W przypadku rozpatrywania procesów w siedliskach i jeśli wartości depozycji H⁺ są odrębnie określone, wówczas należy rozróżnić dopływ NH₄⁺ (max 2 ekw H⁺ na mol) i NH₃ (max 1 ekw H⁺ na mol). To samo dotyczy SO₂ (2 ekw H⁺ na mol) lub SO₄²⁻ (0 ekw H⁺ na mol). W innej skali, np. z punktu widzenia modelu emisja-transport-depozycja to zróżnicowanie nie jest konieczne, ponieważ emisja i następcza depozycja 1 mola SO₂ lub 2 moli NH₃ powoduje te same potencjalne dopływy kwasu jak depozycja 1 mola produktu reakcji (NH₄)₂SO₄, a mianowicie 4 ekw (UBA 1996).

Z porównania bilansów dopływu kwasów w trzynastu badanych siedliskach do przestrzeni koronowej na tabeli 11 wynika, że wahał się on przy zastosowaniu metody Ulricha (1994) od 0,6 do 4,2 kmol_c ha⁻¹a⁻¹ z średnią 1,93 kmol_c ha⁻¹a⁻¹. Obliczone metodą Draaijersa i Erismana (1995) wynosiły średnio 1,80 kmol_c ha⁻¹a⁻¹, z uwzględnieniem neutralizujących ładunków kationów Mb.

Przy obliczaniu przekraczania krytycznych ładunków dla potencjalnego osadzania kwasów odpowiednio do definicji nie uwzględnia się udziału w depozycji pochodzących z morza Na, Cl, Mg, Ca, K i siarczanów (UBA 1996, Gauger et al. 1999). Dla większej

części obszaru Niemiec można przyjąć, że Na zaledwie lub bardzo lokalnie pochodzi z antropogenicznych źródeł i dlatego co najmniej w obszarach przymorskich w 100% jest morskiego pochodzenia. Udział innych elementów nie morskiego pochodzenia w depozycie można wyliczyć z wartości korekturowych, w których podstawą jest stosunek stężenia poszczególnych elementów Cl, S, Ca, K i Mg do Na w wodzie morskiej:

$$X_{\text{dep}}^* = X_{\text{dep}} - Na_{\text{dep}} \cdot (X_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}) [\text{ekw/ha}^{-1}\text{a}^{-1}]$$

$X = \text{Cl, S, Ca, K, Mg}$

$X_{\text{dep}}^* = \text{całkowita depozycja } X$

$Na_{\text{dep}} = \text{całkowita depozycja Na}$

$X_{\text{dep}} = \text{depozycja skorygowana o dopływy pochodzenia morskiego}$

$X_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}} = \text{stosunek stężenia } X \text{ do Na w wodzie morskiej}$

Stosunki stężeń (ekw/ekw) elementów składowych wody morskiej są następujące:

$Ca_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}$	$Mg_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}$	$K_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}$	$S_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}$	$Cl_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}$
0,044	0,277	0,221	0,120	1,164

Ilości dopływających elementów, podobnie jak w przypadku krytycznych ładunków, są podawane w ekwiwalentach jonowych na jednostkę powierzchni – ha^{-1} i na rok – a^{-1} . Obliczenie w oparciu o jonoekwiwalenty umożliwia bezpośrednie porównanie elementów i oszacowanie ich znaczenia w bilansie kwasowym.

Na podstawie przeprowadzonych syntez danych monitoringu poziomu II stwierdzono, że depozycja kwasów obliczona przedstawionymi dwiema metodami jest podobna wówczas, gdy w danych siedliskach depozycja siarki jest wysoka. Dominującą rolę w depozycji kwasów w większości siedlisk odgrywają dopływy amoniaku. Gospodarka azotu zatem jest nie tylko decydująca w gospodarce składników odżywczych w ekosystemach leśnych, lecz również w ich gospodarce kwasowej. Uważa się, że jednym z pośrednich wskaźników bilansu azotowego w ekosystemach leśnych mogą być stosunki C/N w poziomach organicznych Ofh (tab. 12). Należy przyjąć, że faktyczna depozycja azotu i kwasów wskutek pobierania w dachu koron jest niedoszacowana. Otrzymywane z obliczeń dane dotyczące pobierania w koronie, o ile nie zostały one odpowiednio zweryfikowane, wykazują jedynie tendencyjne wielkości pobierania, względnie też depozycji całkowitej.

Tab. 12. Akumulacja i straty N (średnie, minimalne i maksymalne) w 297 drzewostanach świerkowych (wg Augustin i Wolff 2003)
Table 12. Accumulation and losses of N (mean, minimal and maximal) in 297 spruce stands (according to Augustin and Wolff 2003)

Straty azotu <i>Losses of nitrogen</i> kg/ha	Liczba powtórzeń <i>Number of repetitions</i>	C/N Ofh	Zawartość w igłach <i>Content in needles</i>		Liczba drzew w klasach uszkodzeń <i>Number of trees in damaging classes</i> 2–4	Straty N obliczone <i>Calculated losses on N</i>	Przychód N <i>Income of N</i> ($\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$)		Krytyczny ładunek N w 1993 r. <i>Critical load of N in 1993</i>	Przekroczenie krytycznego ładunku N w 1993 r. <i>Exceeding of the critical load of N in 1993</i>	Akumulacja azotu <i>Nitrogen accumulation</i> kg/ha
			N mg/g	S mg/g			1993	1989			
<5	61	26,7	13,7	1,15	15	2,6	27,5	32,0	13,0	14,5	11,9
		21,6–30,0	10,8–17,0	0,91–2,09	0–92	–7,2–5,0	20,6–36,7	23,1–44,8	7,7–24,3	7,6–24,3	
5–10	94	24,1	14,6	1,22	17	7,6	30,2	35,5	13,3	16,9	9,3
		18,5–27,1	10,5–18,7	0,86–2,25	0–85	5,1–10,0	21,5–41,2	24,3–58,1	7,5–27,0	8,4–29,5	
10–15	95	23,0	14,4	1,20	20	12,2	31,7	36,6	12,6	19,5	7,3
		18,1–24,7	11,3–18,7	0,87–2,90	0–100	10,1–15,0	19,7–44,6	22,7–59,0	8,8–15,9	6,8–33,2	
15–20	36	20,9	14,6	1,26	23	16,8	30,6	34,9	11,9	19,8	3,1
		18,9–23,2	11,8–17,4	0,92–2,73	0–88	15,0–19,9	19,6–46,9	22,5–57,8	9,2–14,6	7,3–33,1	
>20	12	18,8	14,7	1,81	30	21,0	29,5	38,1	12,0	16,4	-4,6
		18,3–20,9	12,4–19,2	1,07–2,81	0–100	20,0–23,6	21,4–40,1	25,0–55,1	9,9–15,1	10,3–29,4	

7. Podsumowanie

Zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego, szczególnie długookresowe oddziaływania ich depozycji w ekosystemach, wpływają następnie na obiegi substancji, witalność i bioróżnorodność organizmów, na stany gleb i wód. Możliwie dokładna kwantyfikacja całkowitej depozycji ma dla gospodarki w ekosystemach duże znaczenie praktyczne, a w chwili obecnej jest priorytetowym zadaniem monitoringu leśnego.

W opracowaniu przedstawiono stosowane obecnie pojęcia i definicje określające zasadnicze procesy i ścieżki wprowadzania substancji do ekosystemów leśnych oraz dwie podstawowe metody bilansowania depozycji całkowitej. Poznane zależności i związki poparte danymi długookresowego monitoringu w lasach Niemiec wykazały niedostateczność w bilansowaniu wyników wyłącznie depozytów mierzalnych do określenia atmosferycznej całkowitej depozycji. Pomierzone wielkości depozycji cząstkowych powinny być uzupełnione modelami bilansowania całkowitej depozycji w przestrzeni koronowej lub modelami oporów, uwzględniającymi wszystkie nadziemne składniki lasu. Czasoprzestrzenna zmienność różnorodności ekosystemów leśnych przy, niepełnej znajomości czynników różnicujących depozycję w ekosystemie, warunkuje traktowanie otrzymywanych wyników jako obiektów przybliżonych. Wiadomo, iż między obszarami leśnymi, a także nawet między biogrupami w drzewostanie istnieją znaczące zróżnicowania obciążeń depozycjami. Stale zmieniające się warunki środowiskowe, i związane z ich dynamiką zmieniające się następnie składy depozycji z powietrza zmuszają do kontynuacji i do dalszego rozwijania monitoringu leśnego. Przedstawione elementy współczesnej wiedzy o metodach bilansowania depozycji w lasach mogą być pomocne do przyspieszenia postępów w omawianym zakresie badań.

8. Literatura

- Augustin S., Wolff B., 2003:** *Zur Beziehungen zwischen Critical Loads - Überschreitungen und Daten des forstlichen Umweltmonitorings am Beispiel des Stickstoffhaushalts von Fichtenwäldern.* Bericht über den Workshop Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II) vom 24 - 26. Februar 2003 in Bonn - Röttgen. BMVEL Bonn :73–76.
- Becker R., Block J., Schimming C.G., Spranger T., Wellbrock N., 2000:** *Critical loads für Waldökosysteme - Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II - Programms.* Bericht des Arbeitskreises A.BML, Bonn.
- Becker R., 2003:** *Critical loads und dynamische Modellierung.* Bericht über den Workshop Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II) vom 24. - 25. Februar 2003 in Bonn-Röttgen. BMFEL Bonn :70–72.
- Bredemeier M., 1988:** *Forest canopy transformation of atmospheric deposition.* Water, Air and Soil Pollution 40 :121–138.
- Bolte A., Lambertz B., Granke O., Steinmeyer A., Kallweit R., Meesenburg H., 2003:** *Beitrag der Bodenvegetation zum Stoffhaushalt von Wäldern: Fallbeispiele von Level II -Flächen in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Brandenburg.* Bericht über den Workshop Integrierte Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level II) vom 24 - 26 Februar 2003 in Bonn - Röttgen. BMVEL Bonn :133–141.
- Brimblecombe P., 1986:** *Air composition and chemistry.* Cambridge University Press. Cambridge, New York, New Rochelle, Melbourne, Sydney.
- Damann I., Helbig M., Mayer J., Paar U., Schröck H.W., Ziegler C., 2003:** *Ausgewählte Auswertungen zu regionalen Entwicklungen des Kronenzustands - Ergebnisse und Hypothesen zu Ursachen und Wirkungen.* Bericht über den Workshop Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II) von 24 - 26 Februar 2003 in Bonn - Röttgen. BMVEL Bonn :133–141.
- David C.A., 1997:** *Managing the invisible: Ecosystem management and macronutrient cycling.* In: M.S. Boyce, A. Haney (Eds.), *Ecosystem Management.* Yale University Press, New Haven, London :94–129.
- De Schrijver A., Nachtergale L., Staelens J., Luyssaert S., De Keersmaecker L., Lust N., 2003:** *Nitrogen saturated forest ecosystems: Forest conversion as an effective measure to counteract soil acidification and nitrate leaching.* Bericht über den Workshop Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II) vom 24. - 26. Februar in Bonn-Röttgen. BMVEL Bonn: 33–36.
- De Vries W., Reinds G.J., Deelstra H. D., Klap J.M., Vel E. M., 1999:** *Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. 1999 Tech. Rep.* EC, UNECE, Brussels, Geneva :160.
- Draaijers G.P.J., Erisman J. W., van Leuven E. P., de Jong P.G.H., 1986:** *Deposition of base cations in Europe and its role in acid neutralization and forest nutrition.* RIVM Report. 722108077.
- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., Van Leuven N.F.M., Römer F.G., TE Vinkel 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, No :387-397.
- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., 1995:** *A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurement.* *Water, Air and Soil Pollution* 85: 2253–2258.
- Draaijers G.P.J., Erisman J.W., Lövblad G., Spranger T., Vel E., 1998:** *Quality and uncertainty aspects of forest deposition using throughfall, stemflow and precipitation measurements. TNO-report. TNO - MEP - R98/093.*
- Eder B.K., Dennis R.L., 1990:** *On the use of scavenging ratios for the interference of surface level concentrations and subsequent dry deposition of Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{2+} and Na^{+} .* *Water, Air and Soil Pollut.* 52 :197–215.
- Erisman J.W., 1992:** *Atmospheric deposition of acidifying compounds in the Netherlands.* Diss., Univ. Utrecht, NL.
- Erisman J. W., Draaijers G.P.J., Steingröver E., Van Dijk H., Boxman A., De Vries W., 1998:** *Assessment of the exposure and loads of acidifying and eutrophying pollutants and ozone, as well as their harmful influence on the vitality of the trees and the spouder ecosystem as a whole.* *Water, Air and Soil Pollution* 105 :539–571.
- Erisman J.W., et al. 2002:** *UBA-F+E - Vorhaben Nr 2994210. Abschlussbericht.*
- Gauger T., Köble R., Anshelm F., 1999:** *Kritische Luftschadstoff-Konzentration und Eintragsraten sowie ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Teil 2: Kartierung von Critical Levels.* Endber. zum Forschungsvorh. FE - Nr 297 85 079. Inst. für Navigation, Universität Stuttgart: ss. 65.
- Gehrmann J., Andreae H., Fischer U., Lux W., Spranger T., 2001:** *Lufteträge und atmosphärische Stoffeinträge an Level II – Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland, Arbeitskreis B der Bund/Länder Arbeitsgruppe Level II, BMVEL Bonn :1-97.*
- Hicks B., McMillen R., Turner R. S., Holdren G.R. jr., Strickland T.C., 1993:** *A national critical loads framework for atmospheric deposition effects assessment: III Deposition characterization.* *Environmental Management* Vol. 17. No 3 :343–353.
- Ibrom A., 1993:** *Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling.* Ph. D. Thesis. Göttingen.
- Kowalkowski A., Brogowski Z., Kocoń J., 1990:** *Stan odżywienia a zdrowotność jodły (Abies Alba Mill) w Świętokrzyskim Parku Narodowym. Rocznik Świętokrzyski XVII, PWN, Warszawa-Kraków :11–27.*
- Kowalkowski A., 2002:** *Wskaźniki ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie. Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego 3/02, Kielce :31–44.*
- Kowalkowski A., Piskorz S., 1994:** *Koncepcja monitoringu środowiska przyrodniczego Regionu Świętokrzyskiego. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Święty Krzyż. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa :7–32.*
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2000:** *Wpływ warunków środowiska na zdrowotność jodły.* W: S. Cieśliński, A. Kowalkowski (red.), *Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego.* Bodzentyn-Kraków :455–469.
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R., 2001:** *Pe-dogeniczne czynniki procesów zakwaszania wód w ekosystemie leśnym Świętokrzyskiego Parku Narodowego.* W: M. Józwiak, A. Kowalkowski (red.), *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce :253–270.*
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R., 2002a:** *Metoda badania wpływu wód opadowych na właściwości gleb leśnych.* W: M. Józwiak, A. Kowalkowski (red.), *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego 3/02. KTN, Kielce :45–52.*
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R., 2002b:** *Zmiany jakości wód w ekosystemie leśnym w Świętokrzyskim Parku Narodowym.* W: B. Osuch (red.), *Czasopismo Techniczne, Las i woda, Inżynieria Środowiska Z.5 - 5/2002 :97–110.*
- Kozłowski R., 2001:** *Dopływ składników mineralnych z opadem atmosferycznym do dna lasu na Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Święty Krzyż (Góry Świętokrzyskie),* W: M. Józwiak, A. Kowalkowski (red.), *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce :207–218.*
- Kozłowski R., 2002:** *Zróżnicowanie wielkości i jakości wód spływających po pniach drzew w wybranych ekosystemach leśnych w Górach Świętokrzyskich.* *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego. 3/02. KTN, Kielce :95–102.*
- Kozłowski R., 2003:** *Uwarunkowania i zmienność chemiczna opadów atmosferycznych i ich skutki w wybranych ekosystemach Gór Świętokrzyskich.* *Rozpr. doktorska, mps, Akademia Świętokrzyska, Kielce :1–212.*
- Lindberg S. E., Lovett G.M., Richter D.O., Johnson D.W., 1986:** *Atmospheric deposition and canopy interaction of maior ions in a forest.* *Science* 231 :93–102.
- Lindberg S.E., Lovett G.M., Meiwes K.J., 1987:** *Deposition and forest canopy interactions of airborne nitrate.*

- In: NATO ISI Series, Vol. G 16. Effects of atmospheric pollutants on forests, wetlands and agricultural ecosystems :117–130.
- Lindberg S.E., Bredemeier M., Schaefer D.A., Qi L., 1990:** *Atmospheric concentrations and deposition of nitrogen and major ions in conifer forests in the United States and the Federal Republic of Germany*, Atmospheric Environment, 24A :2207–2220
- Lorz C., 1999:** *Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge*. UF2 - Ber. Nr 14. Dissertation Leipzig :1–154.
- Lorz C., 2002:** *Gewässerversauerung, ein Thema von gestern? Zur Notwendigkeit von Langzeit-Monitoring, ereignisbezogenen Monitoring und Modellierung für ein Mittelgebirgseinzugsgebiet*, W: M. Jóźwiak, A. Kowalkowski (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Kielce :225–237.
- Lövblad G., Erismann J. W., Fowler D., 1993:** *Models and methods for the quantification of atmospheric input to ecosystems*. Rep. No Nord 1993: 573, Göteborg, Schweden, 3 - 7 November 1992. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.
- Mayer R., Ulrich B., 1978:** *Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems*. Atmospheric Environment 12 :375–377.
- Nihlgård B., 1985:** *The ammonium hypothesis – an additional explanation of the forest dieback in Europe*. Ambio 14 :2–8.
- Paczoski J., 1925:** *Istota asocjacji roślinnej*. W: Dzieła wybrane. PWRiL, Warszawa :3–28.
- Parker G.G., 1983:** *Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle* In: A. McFayden, E.D. Ford (Eds.), Advances in Ecological Research 13 :57–134.
- Reuss J.O., Johnson D.W., 1985:** *Acid deposition and the acidification of soil and waters*. Ecological Studies Vol 59., Springer Verlag.
- Riedl R., 2000:** *Strukturen der Komplexität. Eine Morphologie des Erkennens und Erklärens*. Springer. Berlin ect :1–367.
- Roeloffs J.G.M., Kempers A.J., Hondijk A.L.F.M., Jansen J., 1985:** *The effect of airborne ammonium sulphate on Pinus nigra var. maritima in the Netherlands*. Plant and Soil 84 :45–56.
- Spranger T., 1992:** *Erfassung und ökosystemare Bewertung der atmosphärischen Deposition und anderer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette*. EcoSys, Beiträge zur Ökosystemforschung. Suppl. Bd. 4 :1–153.
- Toffel A., Wolski K., 1996:** *Migracje zanieczyszczeń przemysłowych nad Kielecczyną*. Aura 6 :10–12.
- Ulrich B., Mayer R., Khanna P.K., 1979:** *Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Wald-ökosystemen im Solling*. Schr. aus der Forstl. Fak. der Universität Göttingen und der Niedersächs. Forstl. Versuchsanst. Bd. 58. Frankfurt a. Main.
- Ulrich B., 1983:** *An ecosystem oriented hypothesis on the effect of air pollution on forest ecosystems*. Ecological Effects of Acid Deposition. NSEPB - Rep. PM 1636 :221–231.
- Ulrich B., 1983:** *Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride*. In: B. Ulrich, J. Pankrath (Eds.), Effects of air pollutants in forest ecosystems. Reidel Publ. CO., Dordrecht, the Netherlands :33–45.
- Ulrich B., 1984:** *Nutrient and base budget of central European forest ecosystems*. In: A. Hüttermann, D.L. Godbold (Eds.), Effects of acid rain on forest processes. Wiley, New York, :1–50
- Ulrich B., 1985:** *Natürliche und anthropogene Komponente der Bodenversauerung*. Mitt. der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 43/I, :159–187
- Ulrich B., 1988:** *Ökochemische Kennwerte des Bodens*. Z. Pflanzenern. Bodenkunde 157 :171–176.
- Ulrich B., 1994:** *Nutrient and acid-base budget of central European forest ecosystems. Effects of acid rain on forest processes*. Wiley-Liss, Inc :1–50.
- UBA., 1996:** *Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and areas where there are exceeded*. In: B. Werner, T. Spranger (Eds.), Texte 71/96, Umweltbundesamt, Berlin.
- Walters C. J., Holling C. S., 1990:** *Large-scale management experiments and learning by doing*. Ecology 71 :2060–2068.
- Wesely M. L., 1988:** *Improved parametrizations for surface resistance to gaseous dry deposition in regional-scale, numerical models*. USEPA Projekt Rep. EPA/600/3-88/025.
- Wesely M. L., 1989:** *Parametrizations of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models*. Atmospheric Environment 23 :1293–1304.
- Wolff B., 2003:** *Zum Konzept des forstlichen Umweltmonitoring*. Bericht über den Workshop Integrierende Auswertung der Daten des Forstlichen Umweltmonitoring (Level I/II) von 24 - 26. Februar 2003 in Bonn - Röttgen. BMELF Bonn :3–10.

METHODS OF THE ATMOSPHERIC AIR QUALITY AND SUBSTANCES DEPOSITION STATES EVALUATION IN THE MONITORING OF FOREST ECOSYSTEMS

Summary

The atmospheric air pollution, especially a long-term influence of its deposition in ecosystems, influences consequently the substances circulation, vitality and biodiversity of organisms and the state of soils and waters. The possible exact quantification of entire deposition has a large practical meaning for the ecosystem management. Moreover, it is a priority task within the forest monitoring.

In the paper there were presented presently used notions and definitions describing basic processes and paths of various substances load into forest ecosystems. Additionally, two basic methods of balancing the total deposition were described. Interdependences and relationships recognized on the basis of data obtained from a long term monitoring in German forests

revealed the insufficiency in balancing of results of only measurable deposits to estimate the total atmospheric deposition. Measured sizes of partial depositions should be supplemented with models of balancing of the total deposition in the tree crown space or with resistance models that will take into account all over-ground forest elements. The spatiotemporal variability of the forest ecosystem diversity, with incomplete knowledge of factors differentiating deposition in the ecosystem, conditions the way of handling the received results as objectiveised approximations. It is known, that between forest areas, and also even between bio-groups within the forest stand, there exist significant differentiations in loads of depositions. Constantly changing environmental conditions, and connected with their dynamics depositions from the air that change sequently, urge us to continue and develop the forest monitoring. Presented elements of the contemporary knowledge on methods of balancing deposits in forests can be helpful to accelerate progresses in the described research area.

