

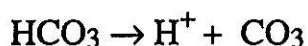
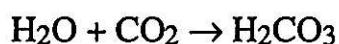
JAN GRESZTA

Wpływ kwaśnych deszczów na lasy górskie

Acid Rains and its Influence on Mountain Forest

Usuwanie z atmosfery produktów reakcji emitowanych składników następuje za pośrednictwem dwóch procesów — suchej i mokrej depozycji. Zjawisko to w potocznym języku zwane jest kwaśnym deszczem.

Pod pojęciem "kwaśny deszcz" rozumie się wzrost zawartości protonów w opadach atmosferycznych, spowodowany działalnością człowieka w stosunku do zawartości protonów w czystym powietrzu. W warunkach naturalnych wody opadowe mają odczyn alkaliczny (pH w granicach 7,2–8,2). W czystym powietrzu atmosferycznym zachodzą następujące reakcje:



W wyniku tych reakcji pH opadów atmosferycznych obniża się do około 5,6. Wartość tę przyjęto jako wskaźnik równowagi między zdejonizowaną wodą i 0,03% zawartości objętościowej CO_2 w atmosferze. Nowsze badania oparte na analizie deszczów na terenach nie pozostających pod wpływem emisji przemysłowej wskazują na tzw. "tło", w wyniku którego pH opadów kształtuje się pomiędzy 4,5–5,5 z wartością średnią 4,9. Wartość ta odnosi się do terenów kontynentalnych pokrytych szatą roślinną.

W ostatnich latach pojęcie "kwaśnych deszczów" niesłusznie rozszerzone zostało na wszystkie zanieczyszczenia powietrza, które potencjalnie mogą niekorzystnie wpływać na vegetację roślin. Toksyczność "kwaśnych deszczów" zależy od obecności utleniaczy w atmosferze (O_2 , H_2O_2 , rodników OH) przy czym latem utlenienie NO_x do bezwodników kwasu azotowego zachodzi praktycznie w ciągu jednego dnia. Dlatego opady NO_x latem są znacznie bliższe źródła emisji niż zimą. Stwierdzono, że stopień utleniania SO_2 do SO_3 jest uzależniony od dostępności utleniaczy, co powoduje, że opady SO_2 nie są wprost proporcjonalne do wielkości emisji.

Ponieważ H_2O_2 tworzy się przez fotolizę lotnych substancji organicznych, jego zawartość w powietrzu zależy od nasłonecznienia. Stąd też zawartość nadtlenu wodoru w atmosferze jest od 10 do 100 razy większa latem niż zimą. Stwierdzono, że H_2O_2 i O_3 są głównymi czynnikami odpowiedzialnymi za tworzenie się H_2SO_4 w chmurach. szacuje się, że latem 70–80% SO_2 jest utleniana przez nadtlenek wodoru. Zimą rola H_2O_2 jest nieznaczną. Pewne ilości H_2O_2 mogą być wtedy przenoszone na dalekie odległości.

W atmosferze kwaśne komponenty występują w formie: fazy gazowej, aerozoli i deszczu lub śniegu. Fazę gazową tworzą następujące składniki: kwaśne gazy, SO_2 , NO_x i inne oraz wolne mocne kwasy, np. HNO_3 , HCl , H_2F_2 . Komponenty wchodzące w skład aerozoli to przede wszystkim kationy: H^+ , NH_4^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ i inne oraz aniony: SO_4^- , NO_3^- , Cl^- , F_2^- i inne. Deszcz i śnieg zawierają zarówno kwaśne gazy jak też kationy i aniony (2). Z ogólnego szacunku emisji w Południowej Skandynawii i Europie Środkowej można określić, że zakwaszenie opadów składa się w 60% z siarczanu i w 30% z azotanów (22).

W ostatnich latach wzrasta systematycznie udział azotanów w emisji do powietrza atmosferycznego i w pojedynczych przypadkach osiąga wartość około 50% (15, 16). Stąd analizując powstawanie kwaśnych deszczów — większość autorów rozpatruje równocześnie zachodzące w powietrzu atmosferycznym przemiany SO_2 oraz NO_x .

W praktyce zawartość kwasów w opadach atmosferycznych określona jest wyłącznie przez silne kwasy, takie jak H_2SO_4 i HNO_3 . Biorąc to wszystko pod uwagę w Austrii przyjęto następującą klasyfikację kwasowości opadów:

6,1–6,5	lekko podwyższone
5,1–6,1	kwasowość w normie
4,6–5,1	lekko zakwaszone
4,1–4,6	znacznie zakwaszone
<4,1	silnie zakwaszone

Ocena wpływu czynników antropogenicznych na skład chemiczny atmosfery możliwa jest w przypadku poznania biogeochemicznego obiegu atmosferycznych substancji śladowych. Pod pojęciem "obieg" rozumie się system, który oznacza emisje substancji do atmosfery oraz ich wydalanie z niej przez przemiany zachodzące na drodze reakcji chemicznych. Mokra depozycja obejmuje opady atmosferyczne w formie deszczu i śniegu. Uważana jest ona za dominującą drogę usuwania polutantów z atmosfery, zwłaszcza pochodzących z odległych źródeł emisji.

W większości przypadków kwas siarkowy i azotowy są rozpuszczalne w wodzie i za pośrednictwem opadów atmosferycznych przenoszone są do gruntu. Rozpuszczone kwasy składają się z jonów: siarczanowych (SO_4^{2-}), azotanowych (NO_3^-) oraz wodorowych (H^+). Te ostatnie są częściowo neutralizowane przez amoniak. Mokłą depozycję można charakteryzować za pośrednictwem dwu procesów: kondensacji i wymywania. Kondensacja ma miejsce, jeśli reakcje zachodzą między substancjami znajdującymi się w chmurach. Wymywanie — jeśli substancje są wymywane z atmosfery poprzez opady atmosferyczne. W procesie kondensacji cząsteczki SO_2 i NO_x są przeobrażane w formie siarczanów i azotanów.

Sucha depozycja jest bezpośrednim transportem zarówno gazowych, jak i cząsteczkowych polutantów z atmosfery na powierzchnię ziemi. Uzależniona jest przede wszystkim od mechanizmów sedymentacji (osadzania się), turbulencyjnej dyfuzji, dominującej w laminarnych wartościach granicznych dyfuzji molekularnej, intercepcji oraz od absorpcji na powierzchni akceptorów (roślinność, gleba, woda itp.) Proces ten dominuje przy deponowaniu cząsteczek średnicy ponad 1 μm . Stąd znaczenie sedymentacji wzrasta z rosnącym promieniem cząsteczki i rosnącą gęstością.

Suche deponowanie na roślinach określone jest w przeważającej mierze przez opór powierzchni, przy czym opory szparek oddechowych i nabłonków są najważniejszym czynnikiem zarówno dla SO_2 jak i dla NO_2 . Badania wykazały, że nad polem pszenicy w dziennym świetle 70% SO_2 zostało wchłonięte przez otworki szparkowe, a 30% przez nabłonek. Deponowanie przez będącą pod spodem glebę było tak niskie, że można jej wpływ pominąć. W zależności od wysokości roślin, prędkości wiatru, właściwości powierzchni, otwarcia lub zamknięcia szparek, powierzchni mokrej lub suchej, prędkości deponowania SO_2 wynoszą dla różnych typów roślin od 0,2 do 2,8 cm/sek.

Ze względu na przemieszczanie się opadów na duże odległości, w chwili obecnej trudno mówić o terenach, w których ma miejsce naturalny skład powietrza atmosferycznego. Z porównania zawartości składników w opadach atmosferycznych na terenach położonych stosunkowo daleko od dużych źródeł emisji i położonych w aglomeracjach miejsko-przemysłowych wynika, że w tych ostatnich występuje większa zawartość metali ciężkich (Fe, Zn, Al, Ca i inne), a więc zanieczyszczeń znajdujących się w pyłach. Na obszarach położonych natomiast w dużej odległości od źródeł emisji odnotowano większe stężenie: siarczanów, azotanów chlorków i in. Dotychczas nie ustalono, czy na terenach rolniczych dominuje rodzaj emisji związany z lokalnymi źródłami, czy też pochodzą one z dalekosiężnego transportu.

Stwierdzono również, że nieco odmienny jest skład opadów atmosferycznych przy pH powyżej 5,0 i poniżej 5,0. Dotyczy to zarówno kationów, anionów, jak i pozostałych składników zanieczyszczeń powietrza. Poniżej pH 5,0 wśród kationów mają większy udział metale ciężkie, a zwłaszcza Al i Fe, wśród anionów odnotowano występowanie siarczanów, fosforanów, fluoru, boru i innych.

W ciągu roku skład jonowy opadów atmosferycznych ulega dużym wahaniom. Inaczej kształtuje się depozycja na terenach otwartych, a zupełnie inaczej pod drzewostanem. Decyduje o tym w znacznym stopniu intercepcja, która w lesie ma decydujący wpływ na obieg pierwiastków i na ich skład oraz rozprzestrzenienie pod drzewostanem. Nie bez znaczenia jest jakość siedliska i skład gatunkowy drzewostanu.

Kwaśne deszcze, podobnie jak ma to miejsce w warunkach naturalnych, oddziałują na glebę i rośliny. Przy nadmiarze kwasu jony zasadowe w glebie (Ca, Mg, K, Na) zostają zastąpione przez kwasy (protony H^+ i kwasy kationowe). Prowadzi to do spadku wysycenia zasadami. Zgodnie z szeregiem Hofmeistera, w reakcji tej najpierw są uwalniane kationy jednowartościowe (K, Na), następnie dwuwartościowe (Mg, Ca i in.), a w dalszej kolejności trójwartościowe, np. glin i in. (24). Uwolnione w trakcie dysocjacji kwasów protony prowadzą do zakwaszenia — o ile nie zostaną zbuforowane (23).

TABELA

Zawartość (mg/l) substancji w wodach opadowych na terenach rolniczych oraz przemysłowych (14)

Rodzaj terenu	Substancje w formie					
	zawiesiny			roztworu		
	ogółem	organiczne	nieorganiczne	ogółem	organiczne	nieorganiczne
Rolniczy	50,0	18,4	31,6	76,5	25,0	51,5
Przemysłowy	229,3	80,0	149,3	284,7	79,1	205,6

"Kwaśny deszcz" mobilizuje zarówno substancje odżywcze, jak i toksyczne, powodując ich wymywanie z gleby. Prowadzi to niekiedy do przeciwnych efektów. Przejawem tego jest stymulacja wzrostu sadzonek przy niskich stężeniach oraz załamanie się wzrostu roślin po spadku wartości pH poniżej 3,0.

Greszta i in. (8, 9, 10) stwierdzili obniżenie się pH górnych warstw gleb zbudowanych z różnych utworów litologicznych (piasek, materiał gliniasty i torf) oraz wzrost kwasowości wymiennej (dla piasku i torfu) wraz ze wzrostem kwasowości deszczów. Również badania Osswalda (1987) wskazują na zmianę pH gleb w przekroju pionowym do głębokości 0–35 cm o półtorej jednostki. Wcześniej do analogicznych wniosków doszedł Tamm (1989), który wykazał wzrost zakwaszenia gleb już po okresie dwóch lat zraszania ich "kwaśnymi deszczami". Tempo i głębokość tego procesu łączy się bezpośrednio ze składem chemicznym opadów atmosferycznych. Wyniki te zostały potwierdzone przez Prusinkiewicza i in. (19).

Wyniki lizymetrycznych badań Overreina i in. (1980) wykazały wzrost ługowania kationów metali przez "kwaśne deszcze". Stopień ługowania wzrastał znacznie wraz z obniżaniem się pH. Dotyczy to zwłaszcza wapnia. Odnośnie wymywania innych składników, to rezultaty eksperymentów są nieco wątpliwe. Autor ten wykazał, że większość siarki dodawanej jako H_2SO_4 przeniknęła w głąb profilu glebowego. Jej obecność stwierdzono w lizymetrach. W tym samym czasie wymywanie wapnia wzrosło o 25%. W wodach wzrosła znacznie zawartość składników rozpuszczalnych.

Gleby bogate w substancje ilaste i organiczne koloidy są bardziej odporne na ługowanie i zakwaszenie niż piaszczyste. Zmiany w zawartości K, Mg i Ca przy różnych wartościach pH wskazują, że wartości względne przy wymywaniu są tym większe im mniejsze jest nasycenie tych gleb oraz mniejsza pojemność wymienna kationów. W wielu badaniach odnotowano wzrost zawartości azotu w glebach poddanych silnej presji przemysłu (17, 18, 20, 21).

Dla metali ciężkich znaczenie kwaśnych opadów sprowadza się m.in. do tego, że stają się one bardziej mobilne i łatwiej dostępne dla innych organizmów, szczególnie dla roślin.

Wiele prac poświęconych jest ruchliwości manganu przy wzroście zakwaszenia opadów atmosferycznych. Zapasy tlenku manganu są zazwyczaj małe, stąd przy obciążeniu kwasem może dojść do ich wymycia z górnych warstw profilu glebowego w stosunkowo krótkim

czasie (od kilku do kilkudziesięciu lat). Przy spadku kwasowości opadów poniżej pH 4,2, mangan zostaje wyparty przez jon i ewentualnie żelazo z kompleksu sorpcyjnego. Tym tłumaczyć można w wielu przypadkach mniejszą zawartość manganu w glebach (11).

Do rozkładu poziomego mikro- i makropierwiastków w glebach należy podchodzić z dużą ostrożnością. Mają one duże zdolności buforujące i dopóki bufory spełniają swą funkcję, nie należy się liczyć z większymi przemieszczeniami kationów w obrębie profilu. Pośrednio wskazuje na to koncentracja jonów H^+ , która na glebach piaszczystych i torfowych uległa zwiększeniu o około 80%, podczas gdy na utworach pyłowo-gliniastych zwiększyła się zaledwie o 30% w porównaniu do gleb nie zakwaszonych. W procesie tym obok stężenia kwaśnej depozycji czynnikiem pierwszoplanowym jest czas.

Wzrost zakwaszenia kwaśnych deszczów powodował równocześnie podniesienie się poziomu azotu i węgla w wierzchniej warstwie gleby. Zarejestrowano również wartości przeciwnie. Natomiast jednoznaczna jest opinia odnośnie zmniejszania się liczby poszczególnych grup mikroorganizmów ze wzrostem kwasowości. Alexander (1980) stwierdził niewielkie ilości NO_3 w przesączu z gleb piaszczysto-gliniastych. Autor podkreśla, że zarówno mineralizacja jak i wypłukiwanie jest bardzo nieznaczne zarówno w głębszych częściach profilu glebowego, jak i w górnych jego warstwach. Wymienione procesy są ograniczone w glebach kwaśnych. W obecności glinu i metali ciężkich wypłukiwanie ulega jeszcze większemu ograniczeniu (23). Evans (4, 5) zwraca uwagę, że mineralizacja azotu i dostępność NH_4^+N w glebach o wysokiej zawartości azotu są małe.

Prusinkiewicz i inni (19) w badaniach nad wpływem symulowanych kwaśnych deszczów, sporządzonych na bazie mieszaniny kwasów siarkowego i azotowego na różne typy gleb stwierdzili, że ogólna liczebność bakterii, promieniowców i grzybów była w glebie traktowanej kwasami wyraźnie mniejsza niż w wariantach kontrolnych. Zauważono też wyraźny i utrzymujący się ujemny wpływ symulowanych kwaśnych deszczów na liczebność uczestniczących w cyklu azotowym bakterii amonifikacyjnych i denitryfikacyjnych.

Badania na podłożu piaszczystym, gliniastym i torfie wykazały więcej grzybów w glebie piaszczystej niż w pozostałych utworach. W podłożu gliniastym nie stwierdzono ilościowych różnic między glebami poddanymi kwaśnej depozycji a podłożem kontrolnym. Wynik ten wydaje się potwierdzać dużą skuteczność buforu węglanowego (8, 9, 10).

Eksperymentalnie wykazano mniejszą liczebność populacji bakterii siarkowych na glebach piaszczystych, większą na pylasto-gliniastych, a największą na torfach. Jest to zgodne z rozkładem siarki ogólnej w glebach rejonów przemysłowych, gdzie w utworach luźnych siarka jest wymywana w głąb profilu glebowego. W utworach zwięzłych i organicznych natomiast następuje jej zatrzymanie w warstwach wierzchnich (Greszta 1975). Liczebność bakterii fosforowych ulega zmniejszeniu ze wzrostem zakwaszenia gleb.

"Gazy kwasotwórcze" rozpuszczają się w wodzie, tworząc kwasy. Te z kolei powodują dysocjację protonów (H^+), która może zachodzić wewnątrz komórki jak i poza nią. Na zewnętrzne oddziaływanie protonów rośliny reagują mniejszą wrażliwością, ponieważ biomembrana stanowiąca zewnętrzną ścianę komórki jest mniej przepuszczalna dla protonów. Zarówno protony jak i reaktywne aniony mogą powodować uszkodzenie komórki (26).

U roślin drzewiastych oddziaływanie zewnętrzne ma miejsce na większą skalę, ponieważ powierzchnia absorpcyjna igieł jest znacznie większa niż powierzchnia gleby. Wolne protony łatwiej niż rozpuszczone gazy przenikają biomembranę, stąd należy się liczyć z równoczesnym ich oddziaływaniem na organizmy roślinne. Należy również uwzględnić fakt, że rośliny różnią się między sobą efektywnością mechanizmów odtwarzających. W związku z niewielkim zapotrzebowaniem na siarkę i azot drzewa są bardziej zagrożone emisją SO₂ i NO_x niż rośliny uprawowe.

Rozpatrując mechanizmy ochronne decydujące o wrażliwości gatunków iglastych, należy brać również pod uwagę grubość pokrywy woskowej, zapobiegającej skutecznie wnikaniu do wnętrza rośliny protonów.

Rośliny reagują na kwaśne deszcze zmianą barwy igliwia. Szpilki przyjmują kolor zielono-żółty, powstają nekrozy szczytowe stopniowo obejmujące całą igłę. Wykazano ścisłą zależność między barwą aparatu asymilacyjnego a zawartością chlorofilu. Bauch (1) wykazał, że dla świerka zawartość chlorofilu — 1,4 mg/g s.m. była związana z żółtą barwą igliwia. Aparat asymilacyjny o barwie zielono-żółtej miał zawartość chlorofilu w granicach 2,0–2,8 mg/g s.m., natomiast szpilki zdrowe miały zawartość chlorofilu w granicach 3,2–3,6 mg/g s.m. Również badania prowadzone przez Gruszkę (12) wykazały, że zawartość chlorofilu w zdrowych szpilkach sosny wahała się w granicach od 320 do 395 mg % s.m., natomiast w szpilkach uszkodzonych kształtowała się w granicach od 44 do 250 mg % s.m. Nastąpił również spadek zawartości innych barwników (6, 7).

Bauch i inni (1) stwierdzili zależność między pH gleb a budową systemu korzeniowego i przyrostem ich wagi. System korzeniowy jodły wykazywał objawy chorobowe przy pH podłoża w granicach 4,4–5,2, natomiast przy pH 3,4 do 4,6 silną redukcję przyrostu masy. System korzeniowy świerków uległ uszkodzeniu dopiero przy pH 3,2–3,3. Występuje równocześnie redukcja masy drobnych korzeni.

Do analogicznych rezultatów prowadziły badania Greszty i in. (17) odnośnie zahamowania rozwoju masy korzeni sadzonek buka przy zraszaniu ich symulowanymi kwaśnymi deszczami w granicach 2,0–3,0. Przeprowadzone badania sadzonek sosny wykazały redukcję masy systemów korzeniowych na utworach piaszczystych i gliniastych już przy pH –3,5 "kwaśnych deszczów", natomiast na torfach — przy pH 2,5–3,0. Analogicznie reagowały sadzonki jodły.

Oddziaływanie symulowanych kwaśnych deszczów sporządzonych na bazie mieszaniny kwasów siarkowego i azotowego na wymiary sadzonek sosny, dębu i brzozy określił Prusinkiewicz i inni (19).

Porównanie cech biometrycznych sadzonek z powierzchni kontrolnych pozwala stwierdzić, że rośliny rozwijały się najlepiej na podłożu torfowym, a najgorzej na ubogim w azot utworze gliniastym. Reakcja badanych sadzonek na wprowadzone do gleb jednakowe dawki kwasów okazała się w dużym stopniu zależna od rodzaju podłoża.

Kwaśna depozycja spowodowała ujemną reakcję sadzonek poszczególnych gatunków drzew. Jest to efekt bezpośredniego kontaktu kwasów z tkankami młodych roślin. W przypadku wzrostu kwasowości opadów atmosferycznych można zauważyć obniżenie wartości prawie wszystkich mierzonych parametrów wzrostowych sadzonek. Na glebie

piaszczystej wartości wszystkich mierzonych cech były największe przy słabym zakwaszeniu, a pod wpływem kwasów o większym stężeniu uległy zdecydowanemu pogorszeniu. Świerk przy pH 2,5–4,0 "kwaśnych deszczów" wykazał redukcję masy igliwia. Podobnie zareagowały sadzonki jodły. Dotyczy to wpływu deszczów, których zakwaszenie spowodowane zostało związkami siarki. W przypadku natomiast gdy zakwaszenie powstało w wyniku oddziaływania związków azotowych stwierdzono stymulujące oddziaływanie na rośliny. Sadzonki traktowane mieszaniną kwasów siarkowego i azotowego nie wykazywały żadnych negatywnych objawów w porównaniu do sadzonek kontrolnych.

Na tym etapie badań wskazuje to na to, że efekt toksycznych kwaśnych deszczów jest równoważony przez stymulacyjne oddziaływanie azotu.

Zawartość potasu w szpilkach świerków nie uszkodzonych waha się w granicach 0,29–0,76, natomiast w uszkodzonych wynosi 0,37–0,64. Zbliżone wartości otrzymano w prowadzonym przez mnie eksperymencie. Bauch (1) podaje, że w drobnych korzeniach jodły występuje znacznie większa zawartość sodu, magnezu i wapnia w porównaniu do sadzonek uszkodzonych. Natomiast korzenie sadzonek uszkodzonych zawierały większe ilości glinu i potasu.

Przy traktowaniu roślin roztworami wodnymi kwasu siarkowego obniża się wartość magnezu ze wzrostem koncentracji kwasu i wynosi 65–75% w stosunku do sadzonek przyjętych za kontrolne. Porównując otrzymane wyniki, można stwierdzić, iż zawartość wapnia i magnezu w igłach sosny wzrasta ze wzrostem kwasowości "deszczów".

Ulrich zakłada częściowe zbuforowanie kwaśnej depozycji przez liście (igły) wskutek zachodzącej na ich powierzchni reakcji wymiany z jonami wapnia i magnezu. W wyniku reakcji buforowania dochodzi do powstania kwasu węglowego, co powoduje dalsze zakwaszenie środowiska. Hipoteza ta zakładała ubytek kationów w aparacie asymilacyjnym. Zakwaszenie opadów poniżej pH 4,0 może powodować uszkodzenie roślin. Przeprowadzone badania potwierdzają tę hipotezę. Za próg toksycznego oddziaływania przyjmuje się pH 3,5.

Według Boscha i in. (1983) kwaśna depozycja powoduje spadek zawartości magnezu w aparacie asymilacyjnym drzew. Znalazło to potwierdzenie w szeroko zakrojonym eksperymencie na terenie nadleśnictwa Brzesko (12) prowadzonym przez Gresztę (9), Gruszkę (12), Kowalczyk (13).

*Z Katedry Ekologii Lasu
Akademii Rolniczej im. Hugona Kollątaja w Krakowie*

Literatura

1. **Bauch J.** 1983: Biologische Veränderungen in Stamm und Wurzel umwelt — belasteter Waldbäume, Aus; SO₂ und die Folgen. Seminar der Gesellschaft für Strahlen — und Umweltforschung mbH München, GSF — Bericht A 3/83, 49–57.
2. **Beike S.** 1980: Luftchemisches Verhalten von SO₂. VDI; 12–24.
- 2a. **Beike S.** 1983: Acid deposition. The present situation in Europe. VDI; 3–30.

- 2b. **Beike S., Gravenhorst G.** 1978: Heterogeneous SO_2^- oxidayion in the droplet phase. "Atmos Environ", 12; 231–240.
3. **Bosch C., Pfaumkuch E., Baum U., Rehfuess K.E.** 1983: Über die Erkrankung der Fichten (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Forst w Cbl. 102, 167–181.
4. **Evans L.S.** 1980: Foliar resposes that may determine plant injury by simulated acid rein. In: Toribara T., Miller M., Morrow P. (eds.) Polluted rain, Plenum Press. New York, p. 239–257.
5. **Evans L.S.** 1984.: Acidic precipitation effects on terrestrial vegetatiene. Ann Rev. Phytopath 22. 397–420.
6. **Greszta J.** 1975: Wływ imisji na siedliska borowe i drzewostany sosnowe w Śląsko-Krakowskim Okręgu Przemysłowym. Zakład Ochrony Przyrody PAN, PWN, Warszawa – Kraków.
- 6a. **Greszta J.** 1982a: The effect of dust from copper and zinc works introduced into the soil on the growth of seedlings of selected tree species. "Fragm. Flor. et Geobot." XXVIII, 1–28.
7. **Greszta J.** 1982b: Correlation between the content of copper, zinc, lead, and cadmium in the soil and the content of these metals in the seedling of selected forest tree species. "Fragm. Flor. et Geobot". XXVIII, 1; 29–52.
8. **Greszta J., Gruszka A., Kowalczyk O., Zwoliński J.,** 1991: The Effect of Acid Rain on the Development of Selected Species of Forest Trees. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie.
9. **Greszta J., Braniewski S., Zwoliński J., Gruszka A.,** 1988.: Detrimental Effect of Dusts Emitted by Various Industrian on Trees and Forest Biotope. Zeszyty Naukowe AR w Krakowie; 4–195.
10. **Greszta J., Kowalczyk O., Zwoliński J., Małek S.,** 1995: The Effect of Acid Rain on the Development of Selected Species of Forest Trees. Zeszyty Naukowe AR w Krakowie.
11. **Hildebrandt E.E.,** 1987: Zustand und Entwicklung chemischer Eigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. KfK –PEF 28, 40.
12. **Gruszka A.,** 1991: The Impact of Simulated Acid Rains on Seedlines of Selected Forest Tree Species. Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Krakowie; 5–101.
13. **Kowalczyk O.,** 1994: Wpływ kwaśnych depozycji wykonanych na bazie kwasów siarkowego, azotowego i ich mieszaniny na glebę i rozwój sadzonek wybranych gatunków drzew leśnych. Rozprawa doktorska (manuskrypt).
14. **Niggemeyer H.,** 1915: Die Beschädigung der Vegetation durch Rauch mit besonderer Berücksichtigung des rheinisch — westrfalischen Industriegebieten. Diss Münster, 56.

15. OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) 1979: The OECD programme on long range transport of air pollutants. Measurements and findings. Second edition, Paris.
16. **Overriian L.N., Seip H.M., Tollan A.**, 1980: Acid precipitation effects on forest and fish. Final report of the SNSF project 1972–1980, SNSF Project, Norway.
17. **Prinz B.**, 1982: Wirkungen von Luftverunreinigung auf Pflanzen und Möglichkeiten zum verbesserten Schutz der Vegetation in der Bundesrepublik Deutschland. In: Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (Hrsg.), Materialien zu Energie und Umwelt. Kihlasommer — Verlag Stuttgart, Mainz.
18. **Prinz B.**, 1987: Zusammenfassung und Bewertung des Themenbereichs; Oberirdischer Wirkungspfad Stress — und Stoffwechselphysiologie Tagungsbericht KFA Jülich Nr 413, 202–224.
19. **Prusinkiewicz Z., Kwiatkowska A., Pokojska U.**, 1992: Zmiany odczynu i buforowości gleb w świetle kilkuletnich symulowanych doświadczeń terenowych nad skutkami kwaśnych deszczów. Rocz. Glebozn. 43. 1/2; 5–21.
20. **Rehfuess K.E.**, 1983: Walderkrankungen und Immissionen — eine Zwischenbilanz Allg. Forstz. 38., 601–610.
21. **Rehfuess K.E.**, 1987: Zusammenfassung und Bewertung des Themenbereichs; Bodenchemie, Nährstoffhaushalt. Tagungsbericht KFA Jülich. nr 413, 279–295.
22. **Semb A.**, 1978: Sulphur emissions in Europe. "Atmos. Environ." 12. 455–460. Forest and Fish. Final report of the SNSF — project 1972–1980., Oslo-As, Norway; 175.
23. **Smith W.H.**, 1981: Air Pollution and Forests. Springer – Verlag – New York"; 1–429.
24. **Tyler G.**, 1975: Effects of Heavy Metals Pollution on Decomposition in Forest Soil "Nat. Swed. Environ. Board", PM 443 E., PM 542 E.
25. **Ulrich S.D., Bache B.W.**, 1982: Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge. Sonderheft – Mitteilungen, Nordhein – Westwalen; 9–25.
26. **Young S.D., Bache B.W.**, 1985: Aluminium organic complexation, formation constants and a speciation model for the soil solution. J. Soil Sci. 36; 261–269.