

STEFAN GODZIK, PIOTR POBORSKI, JERZY SZDZUJ

USUWANIE ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA PRZEZ ROŚLINY

REMOVAL OF AIR POLLUTANTS BY PLANTS

Wstęp

Zanieczyszczenia powietrza po wyemitowaniu podlegają szeregowi przemian fizycznych i chemicznych [9, 11, 12, 62]. Przebieg ich uzależniony jest od własności samych zanieczyszczeń, jak i czynników meteorologicznych. Po krótszym lub dłuższym czasie zanieczyszczenia te lub produkty ich przemian, docierają do powierzchni ziemi, gdzie część z nich jest zatrzymywana. Obecność roślin zwiększa zatrzymywanie. Tę zdolność roślin próbuje się wykorzystać do poprawy jakości powietrza poprzez zadrzewianie terenów otaczających źródła emisji zanieczyszczeń — tworzenie stref ochronnych. W jakim stopniu takie postępowanie jest uzasadnione merytorycznie, a w jakim jest działaniem psychologicznym?

Wykorzystanie roślin do usuwania zanieczyszczeń powietrza, a więc i jego oczyszczania, wzbudza uzasadnione wątpliwości i zastrzeżenia. Lansowany jest np. pogląd, że usuwanie dwutlenku siarki z gazów spalinowych jest niepotrzebne, gdyż jest to źródło siarki niezbędnej dla roślin [53, 59].

Ze względu na to, iż zagadnienia skutków oddziaływania zanieczyszczeń były już wielokrotnie omawiane [14, 22, 28, 31, 49, 50, 70], w tym przeglądzie zostają one pominięte.

Usuwanie zanieczyszczeń powietrza

Jeśli roślinność traktować jako swoisty „odbiornik” zanieczyszczeń to rola jej w usuwaniu jest czynna i bierna. Funkcja czynna to głównie procesy życiowe. Przy funkcji biernej zasadniczym elementem jest powierzchnia, jej własności fizyczne i chemiczne. Łącznie czynniki te warunkują pobieranie i zatrzymywanie zanieczyszczeń przez rośliny. Aktualnie przyjmuje się istnienie dwu sposobów usuwania zanieczyszczeń. Są to:

1. osadzenie suche (dry deposition), kiedy zanieczyszczenia bezpośrednio docierają do suchej powierzchni roślin,

2. osadzanie mokre (wet deposition), kiedy zanieczyszczenia do powierzchni roślin docierają w formie rozpuszczonej lub zawieszanej w kroplach deszczu. Jest to więc droga pośrednia. Pochłanianie zanieczyszczeń zachodzi w chmurach albo w trakcie spadania uformowanej już kropli deszczu. W pierwszym przypadku proces określa się jako „rainout”, a w drugim jako „washout” [68].

Ilościowe stosunki obydwu procesów usuwania zanieczyszczeń powietrza są w przybliżeniu równe, jeśli rozpatruje się teren otwarty, nie pokryty roślinnością, natomiast dane pomiarowe z powierzchni leśnych dowodzą, iż ilość siarki w opadach pod okapem drzew jest około 5 razy większa niż w terenie otwartym [45].

Pojęciem „osadzanie” określa się zespół procesów biorących udział w usuwaniu zanieczyszczeń powietrza. Dla określenia ilościowego tego zjawiska wprowadzono wyrażenie „prędkość osadzania”. Jest to najczęściej stosowany termin określający pobieranie zanieczyszczeń przez rośliny. W ujęciu Chamberlaina i Chadwicka, którzy termin ten wprowadzili, jest to stosunek strumienia osadzanego zanieczyszczenia (F), płynącego przez umowną ramkę, do stężenia na określonej wysokości nad powierzchnią osadzania (C). Prędkość osadzania (v_g) wyrażamy wzorem:

$$v_g = -F/C \quad (1)$$

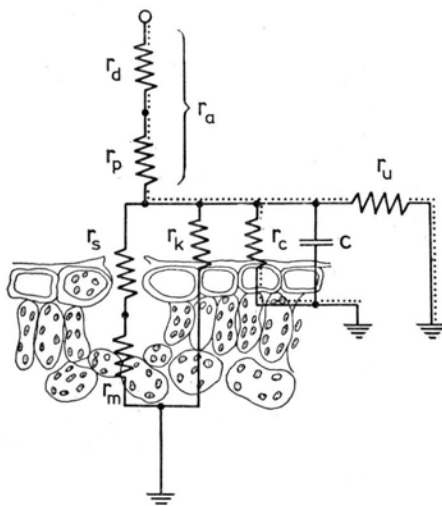
gdzie: v_g — prędkość osadzania [$\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$], F — strumień osadzanego zanieczyszczenia [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$] znak minus znaczy, że strumień w dół do powierzchni ma wartość ujemną, podczas gdy prędkość osadzania jest definiowana jako dodatnia. C — stężenie zanieczyszczenia [$\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$] mierzone najczęściej na wysokości 1 m nad badaną powierzchnią.

Bardziej szczegółowe rozważania teoretyczne na temat osadzania zanieczyszczeń można znaleźć w szeregu publikacji [1, 2, 6, 7, 38, 47, 51, 63, 64, 65].

Niezależnie od tego, czy rozpatrywać będziemy całe zespoły leśne (roślinne), czy pojedyncze liście, znaczenie decydujące w usuwaniu zanieczyszczeń powietrza odgrywają procesy ułatwiające lub utrudniające kontakt pomiędzy roślinami a zanieczyszczeniami, własności chemiczne zanieczyszczeń, a także cechy morfologiczne roślin [6, 34, 42, 51, 64].

Rośliny powodują, że w ich pobliżu przepływ zmienia się z laminarnego w turbulentny. Dyfuzja Browna ulega zmianie na dyfuzję wirową. Spośród własności zanieczyszczeń jako najbardziej istotne wymienić należy ich reaktywność oraz rozpuszczalność w wodzie. Obecność wody na powierzchni roślin jest czynnikiem, który w istotny sposób podnosi prędkość osadzania na drodze suchej. Szparki, ich stan, są jednym z ważniejszych elementów wpływających na intensywność pobierania zanieczyszczeń gazowych. Dla opisanego przeszkód, na jakie napotykają zanieczyszczenia przy ich osadzeniu wprowadzono na drodze analogii elektrycznej pojęcie oporu (r) [4, 54, 74]. Przyjętą jednostką oporu jest $\text{s} \cdot \text{cm}^{-1}$. Najczęściej spotyka się następujący podział (ryc. 1):

- opór aerodynamiczny — r_a — występujący pomiędzy powietrzem atmosferycznym a powierzchnią liści lub w skali makro — powierzchnią roślinności. Jest on wtedy określany jako opór warstwy przyściennej,
- opór szparkowy — r_s — będący wynikiem budowy i stopnia rozwarcia szparki,



Ryc. 1. Analogia elektryczna pobierania (usuwania) zanieczyszczeń powietrza przez rośliny. r_a — opór aerodynamiczny, r_p — opór transportu zanieczyszczeń z wolnej przestrzeni do granicy warstwy przyściennej, r_s — opór szparkowy, r_m — opór mezofilowy, r_k — opór kutykularny, r_c — opór wiązania zanieczyszczeń na powierzchni (dla gazów — adsorbcja chemiczna, dla pyłów — ułożenie na powierzchni komórek epidermy), r_u — opór usuwania (desorbcja, splukiwanie, itp.), C — sorbcja fizyczna, (kropki oznaczają drogi, na których usuwane są pyły).

— opór miękiszowy — r_m — występujący pomiędzy powietrzem w komorach podszparkowych, a powierzchnią komórek miękiszu.

W niektórych opracowaniach wprowadza się jeszcze opór kutykularny — r_c — co znajduje swoje uzasadnienie merytoryczne ze względu na obecność składników zanieczyszczeń na zewnętrznej powierzchni komórek epidermy.

Opór aerodynamiczny

Opór aerodynamiczny zależy głównie od turbulencji powietrza i obejmuje wszystkie przeszkody, jakie cząstka zanieczyszczenia napotyka przy przejściu do powierzchni z dalszego punktu atmosfery [17, 25, 38, 73]. Tuż przy powierzchni liścia (rośliny) istnieje warstwa powietrza ograniczona płaszczyzną, w której prędkość przepływu stanowi 99% prędkości swobodnego przepływu. Warstwę tę przyjęto określać jako przyścienną lub graniczną. Ruch liścia na wietrze, obecność np. włosków, powoduje zaburzenia w przepływie powietrza, przez co maleje grubość warstwy przyściennej.

Zróźnicowaniem grubości warstwy przyściennej można wyjaśnić nagromadzenie większej ilości niektórych składników gazowych zanieczyszczeń powietrza na brzegu liścia. W literaturze spotyka się określenie tego zjawiska jako efekt brzegowy. Efekt ten będzie szczególnie wyraźny, jeżeli doświadczenie prowadzić będziemy w powietrzu prawie nieruchomym [34, 51].

Opór szparkowy

Przy umiarkowanej prędkości wiatru opór ten, nawet przy całkowicie otwartych szparkach, jest zwykle większy zarówno od oporu aerodynamicznego jak i mezofilowego. Rozważania na ten temat można znaleźć w licznych pracach i podręcznikach fizjologii roślin [77]. Należy zaznaczyć, iż niektóre składniki zanieczyszczeń wpływają na stopień rozwarcia szparek [4, 75].

Opór mezofilowy

Następuje tu przejście zanieczyszczeń z przestrzeni wypełnionej powietrzem do fazy ciekłej w ścianach komórkowych. Takie zanieczyszczenia jak SO_2 , NO_x , związki fluoru natychmiast rozpuszczają się w wodzie. Mezofil można więc traktować jako doskonały odbiornik gazu.

Ten sposób rozumownia w odniesieniu do warunków rzeczywistych jest jednak nieuzasadniony. Zanieczyszczenia bowiem wnikają również do wnętrza komórek, są transportowane, niektóre są metabolizowane. W odniesieniu do siarki i fluoru wiadomo, iż są reemitowane.

Opór kutykularny

Istnieje zgodność poglądów, iż przeważająca ilość gazowych zanieczyszczeń powietrza dociera do wnętrza liści (igieł) poprzez szparki. Pomijanie całej pozostałej powierzchni liści jako miejsca osadzania i możliwej drogi transportu wydaje się jednak nieuzasadnione. W niektórych przynajmniej przypadkach obydwie drogi są co najmniej równoważne [8, 17]. Można przypuszczać, iż część SO_2 jest przemieszczana z powierzchni do komórek epidermy. Stwierdzono wcześniejsze zamieranie tych komórek w wyniku działania SO_2 . Zanieczyszczenie musiało więc dotrzeć do komórki i spowodować jej śmierć [21]. Przypuszczenie to znajduje potwierdzenie w wykazaniu transportu SO_2 przez wyizolowaną kutykulę [41].

W rozważaniach nad modelami pobierania, zakłada się zupełną „suchość” powierzchni kutykuli, czyli suche osadzenie na suchej powierzchni. Sytuacja rzeczywista jest jednak dość odległa od tych założeń. Dane doświadczalne wskazują, że suche osadzanie na mokrej powierzchni może być od kilku do kilkuset razy większe od osadzania suchego na suchej powierzchni [8, 15, 23, 30, 39, 69]. Ponadto, w zależności od wilgotności siedliska zajmowanego przez poszczególne gatunki roślin — stosunek oporu szparkowego do kutykularnego może być różny [69].

Z punktu widzenia aerodynamicznego, włoski są nierównościami powierzchni zwiększającymi grubość warstwy przyściennej, w której wilgotność powietrza jest bliska 100%. Wystarczy więc niewielkie obniżenie temperatury, aby zaistniały warunki zachodzenia kondensacji pary wodnej. Może to prowadzić lokalnie do większych stężeń składników zanieczyszczeń łatwo rozpuszczających się w wodzie. Na podstawie tych przesłanek można wnosić, że udział kutykuli (powierz-

chni komórek epidermy) w usuwaniu zanieczyszczeń powietrza jest znaczny, zwłaszcza gdy powierzchnia liści jest często zwilżana, a okresowo również zmywana opadami deszczu. Potwierdzają to doświadczenia autorów polegające na kilkakrotnym eksponowaniu pędów sosny na $^{35}\text{SO}_2$ i przemiennym myciu wodą. Rozpuszczone zanieczyszczenia gazowe nie mogą przedostać się do wnętrza liścia przez szparki wraz z wodą, a jedynie poprzez kutykulę, bądź też mogą być związane na powierzchni [18, 29, 35, 46, 57, 58, 65, 67, 74]. (tab. I)

Tabela I

Sorbacja SO_2 przez liście kilku gatunków drzew przy różnych stężeniach dwutlenku siarki. Czas ekspozycji 1 h [57]

Stężenie SO_2 (ppm)	Sorbacja SO_2 ($\text{mg} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}$)		
	Brzoza	Jesion	Azalia
1,0	0,268	0,115	0,074
0,5	0,260	0,109	0,069
0,2	0,214	0,112	0,077

Zanieczyszczenia pyłowe

W usuwaniu zanieczyszczeń pyłowych decydujące znaczenie mają procesy fizyczne. Jako najbardziej istotne można wymienić:

- wzrost powierzchni — w porównaniu do powierzchni gruntu,
- zaburzenia w przepływie powietrza.

Rozważania teoretyczne na ten temat łącznie z analizą matematyczną zawarte są w rozległej literaturze i wykraczają poza ramy tego artykułu [1, 2, 3, 6, 9, 10, 25, 32, 38, 42, 63, 68, 78]. Tu ograniczymy się do formy opisowej.

Mechanizmy osadzania i zatrzymywania

Dla ilościowego opisu osadzania cząstek na powierzchni roślin wprowadzono ogólny współczynnik wydajności wychwytu i zbierania powierzchni (E), zdefiniowany jako:

$$E = \frac{\text{dawka wychwycona}}{\text{dawka na powierzchnię}}, \quad (2)$$

gdzie: dawka wychwycona — to liczba cząstek osadzonych na jednostce powierzchni liścia, dawka na powierzchnię — to liczba cząstek płynących przez umowną powierzchnię, prostopadłą do strumienia powietrza [6].

Przy pomocy tego współczynnika można zdefiniować „prędkość osadzania” jako:

$$v_g = E \cdot u, \quad (3)$$

gdzie: u — prędkość wiatru.

Przy założeniu stałego strumienia wewnątrz warstwy przyściennej otrzymujemy wzór 1.

Prędkość osadzania v_g jest większa lub równa prędkości sedymentacji cząstek i wzrasta proporcjonalnie z gęstością i kwadratem średnicy. Tylko dla cząstek o średnicach leżących w przedziale od $0,1 \mu\text{m}$ do $1,0 \mu\text{m}$ v_g jest prawie stała dla określonej szorstkości powierzchni, gęstości i prędkości tarcia cząstek [63].

Mechanizmy transportu cząstek pyłu

Podobnie jak w przypadku gazów, cząstki pyłu pokonują opór aerodynamiczny przed dostaniem się do powierzchni liści. W przestrzeni, w której występują rośliny, przepływ jest zwykle turbulentny [25]. Transport cząstek pyłu odbywa się na drodze wirowej i opisany jest odpowiednimi współczynnikami [38]. Siły bezwładności powodują, iż cząstki pyłu nie są w stanie dostosować się całkowicie do strugi powietrza i wypadają z niej. Wiry w bezpośrednim sąsiedztwie liści mogą powodować, że cząstki pyłów są wyrzucane z dużą prędkością (porównywalną z prędkością dźwięku) w kierunku powierzchni liścia.

Znaczenie powierzchni roślin

Ponieważ wyniki wyraża się zwykle jako masę pyłów znajdujących się na badanej powierzchni po określonym czasie ekspozycji, nie można rozstrzygnąć czy wynik jest rezultatem większej skuteczności osadzania, czy zdolności zatrzymywania już osadzonych pyłów. Osadzone pyły mogą bowiem zostać z powierzchni ponownie usunięte. Najobszerniejsze badania nad znaczeniem struktury powierzchni roślin przeprowadzili Little i Wiffen [42]. Spośród dziesięciu badanych gatunków drzew największe ilości ^{203}Pb z gazów silnikowych zatrzymały wycinki liści topoli białej, bo o 8 razy więcej niż analogiczne wycinki osiki, jaworu i innych. W przypadku, gdy doświadczenie prowadzono z ulistnionymi pędami, najwięcej aerozoli Pb zatrzymały liście pokrzywy. Stosunki ilościowe zatrzymanych zanieczyszczeń są inne dla cząstek rzędu $0,01\text{--}0,02 \mu\text{m}$ i $0,1\text{--}0,25 \mu\text{m}$. Dowodzi to, iż znaczenie struktury powierzchni jest niejednakowe dla pyłów o różnych wielkościach. W kontekście tych badań ich autorzy zwracają uwagę na to, że ważniejsza od pokroju pędu czy rośliny jest struktura liści oraz efekt brzegowy wynikający ze zmniejszonego oporu warstwy przyściennej (granicznej). Dane te dowodzą, że znaczenie struktury powierzchni zależy od rodzaju procesu, dzięki któremu cząstki pyłu są osadzane.

Określenie znaczenia nalotu woskowego w postaci kryształów jest jeszcze trudniejsze niż w przypadku włosków. Pyły o wymiarach mniejszych niż przestrzenie między kryształami mogą zostać tam „uwięzione”. Nie bez znaczenia zwłaszcza w przypadku pyłów większych jest temperatura otoczenia, wpływająca na lepkość wosku.

Obecność wody na całej powierzchni lub na części liścia w sposób znaczący, bo o kilka rzędów wielkości, podnosi prędkość osadzania suchego [6, 16, 34, 46].

Pyły nagromadzone na powierzchni są bardzo zróżnicowane, głównie pod względem rozmiarów i kształtów. Obok cząstek pojedynczych występują całe ich zespoły. Zróżnicowanie dotyczy również ich składu chemicznego [23, 46].

Cząstki submikronowe

Cząstki submikronowe, tj. cząstki o średnicach do $1 \mu\text{m}$, dostosowują się prawie idealnie do linii wiatru, a nawet do małych wirów. Pod tym względem cząstki te zachowują się jak gazy, lecz istnieją różnice prędkości, z jaką są transportowane do powierzchni, przechodząc przez warstwę laminarną. Za proces transportu tych

Tabela II

Prędkość osadzania v_g cząstek pyłów w zależności od ich średnicy

Średnica cząstki μm	Prędkość* osadzenia v_g [$\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$]	Autor
0,005	0,08	Clough 1973 [9]
0,003	0,5	
0,3	5,0	
0,0035	0,8	Klepper i Craig 1975 [37] Sehmel 1980 [64]
0,005 ÷ 29	0,2 ÷ 30	
0,02	0,2	Little i Wiffen 1977 [42] Clough 1973 [9]
0,11	0,05	
2,0	20	Belot i Gauthier 1975 [3]
2,0	0,003 ÷ 10	
5,0	0,02 ÷ 30	
10,0	0,1 ÷ 60	Clough 1975 [10]
30,0	3,4 ÷ 100	

cząstek odpowiedzialne są: dyfuzja wirowa i dyfuzja Browna. Dysponujemy stosunkowo niewielką ilością danych doświadczalnych dotyczących prędkości osadzania cząstek submikronowych [3, 7, 37, 47, 73]. Zostały one uzyskane przeważnie w tunelach aerodynamicznych. Dane uzyskane w warunkach naturalnych (terenowych) odbiegają znacznie od uzyskanych w tunelach aerodynamicznych. Przykładowe wielkości v_g są pokazane w tabeli II.

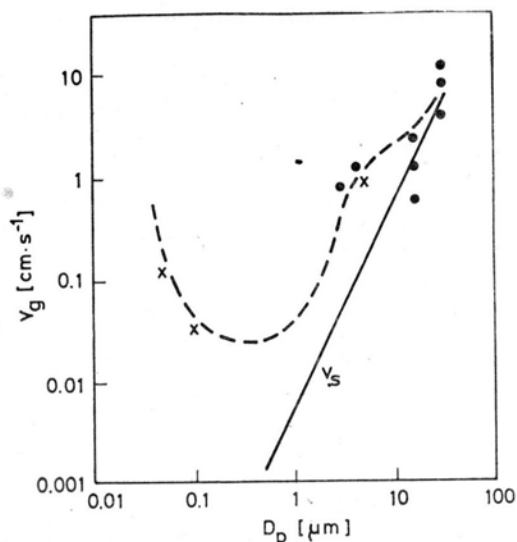
Z punktu widzenia ilości wagowych, pyły tej klasy wielkości są nieznaczną częścią pyłów emitowanych przez przemysł. Ponadto są one mocno związane z powierzchnią liści [25, 42, 72, 76].

Ponieważ cząstki submikronowe zachowują się w strudze jak gazy, więc istnieje prawdopodobieństwo, że przedostają się one przez aparaty szparkowe do wnętrza liści [20, 25]. Ta droga wnikania jest jednak wątpliwa w przypadku szparek pokrytych woskiem w formie strukturalnej, jak to ma miejsce między innymi u sosny i świerka.

Cząstki o średnicach powyżej 1 μm

Transport cząstek pyłów o średnicach powyżej 1 μm jest w coraz większym stopniu uzależniony od wpływu siły grawitacyjnej oraz procesów bezwładnościowych. Prędkość osadzania v_g cząstek pyłów tej klasy wielkości, zbliża się do ich prędkości sedimentacji i jest funkcją masy cząstki, rozmiaru przeszkody i prędkości wiatru (ryc. 2) [40].

Dla cząstek w przedziale średnic od 1—5 μm najistotniejszym czynnikiem przy zatrzymywaniu ich na powierzchni roślin jest struktura liści. Szczególnie ważna będzie tu obecność włosków i pofałdowanie liści [6, 42].



Ryc. 2. Zależności prędkości osadzania v_g cząstek pyłów w zależności od ich średnicy [47]. x — pomiar laboratoryjny, o — pomiar terenowy, v_s — prędkość sedimentacji, D_p — średnica cząstki.

Wykazano również zróżnicowanie prędkości osadzania pyłów w zależności od ich składu chemicznego. Nie jest jednak rzeczą sprawdzoną, na ile jest to wynikiem zróżnicowania wielkości tych pyłów [26].

Dla zatrzymywania przez rośliny cząstek o średnicach powyżej 5 μm , istotnym czynnikiem jest struktura, stan powierzchni, szczególnie lepkość i wilgotność liści. Cząstki z tego przedziału średnic posiadają stosunkowo duży pęd, który w czasie kontaktu z przeszkodą nie zawsze osiąga wartość zerową. Cząstka odbija się od przeszkody i choć prędkość jej spada, to ponownie już może na tę przeszkodę nie trafić. Powierzchnie lepkie lub wilgotne przejmują pęd uderzenia i nie pozwalają na odbicie się cząstki od powierzchni, z którą się zderzyły. Zwiększa się więc skuteczność usuwania.

Osadzanie mokre

Przyjmuje się, że krople wody chmur lub spadającego deszczu, bardzo skutecznie usuwają gazowe zanieczyszczenia powietrza [14, 19, 54, 68]. Już obecność mgły sprawia, że strumień cząstek do powierzchni ziemi jest 15—25 razy większy niż przy wilgotności umiarkowanej. Nawet krótki deszcz lub okres występowania mgły odgrywają istotną rolę dla czystości powietrza (tab. III). Ilość zanieczyszczeń, jaka tą drogą dociera do roślin oraz gleby jest uzależniona od częstości i wielkości opadów. Nie dysponujemy danymi o tym, jaka część zanieczyszczeń dociera do roślin wraz z opadami i jest przez nie zatrzymywana. Opady usuwają część zanieczyszczeń, jakie zostały osadzone na powierzchni liści, jeżeli są na tyle intensywne, że przekroczona zostanie pojemność zatrzymywania wody na powierzchni liści czy igieł, czyli nastąpi splukanie zanieczyszczeń.

Tabela III

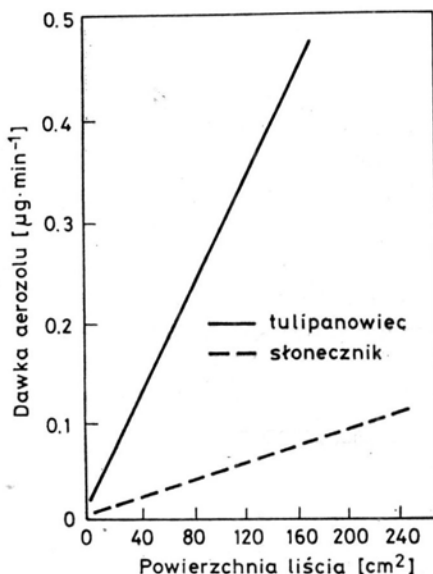
Mechanizmy przechodzenia siarki i azotu do kropli deszczu (udział procentowy) [16]

Proces przechodzenia do kropli	Stęż. w deszczu na poziomie ziemi g/gSO_4^-	Średni udział siarki osadzonej na mokro %	Stęż. w deszczu na poziomie ziemi g/gNO_3^-	Średni udział azotu osadzonego na mokro %
Kondensacja	2,0 ÷ 20,0	65	10 ⁻¹ ÷ 5,0	60 ÷ 70
Rozpuszczanie	0,5 ÷ 3,0	20	10 ⁻² ÷ 0,4	15 ÷ 25
Zderzenia	10 ⁻¹ ÷ 1,0	10	10 ⁻² ÷ 10 ⁻¹	10
Pochłanianie				
Dyf. Browna	10 ⁻² ÷ 10 ⁻¹	2,5	10 ⁻³ ÷ 10 ⁻²	2,5
Dyfuzjoforeza	10 ⁻² ÷ 10 ⁻¹	2,5	10 ⁻³ ÷ 10 ⁻²	2,5

Odmienne sytuacja kształtuje się, gdy rodzaj opadu lub jego ilość powoduje tylko zwilżenie powierzchni, albo gdy woda obecna jest na ograniczonym obszarze powierzchni liści czy innych organów. W takich przypadkach obok zanieczyszczeń znajdujących się w opadzie, wzrasta prędkość osadzania suchego (osadzanie suche na mokrej powierzchni). Powstają ponadto lepsze warunki do interakcji zanieczyszczeń [52].

Znaczne zainteresowanie osadzaniem mokrym wynika przede wszystkim z występowania tzw. kwaśnego deszczu, tj. opadów o pH poniżej 5,65. Problem ten jest na tyle obszerny, że wymagałby oddzielnego artykułu przeglądowego. Tu wypada jedynie zaznaczyć, iż o wiele więcej wiadomo o chemicznej stronie opadów kwaśnych niż o ich skutkach biologicznych. Trwają poszukiwania mniej lub bardziej specyficznych objawów uszkodzeń [14, 28, 52].

O znaczeniu roślin w osadzaniu mokrym można praktycznie mówić w przypadku kropeł drobnych (o średnicach do 20 μm) (ryc. 3). Nie wykonano jednak szacunków, które pozwoliłyby na ocenę ilościową w skali jakiegś powierzchni pokrytej roślinnością.



Ryc. 3. Zatrzymywanie cząstek uraniny przez liście tulipanowca i słonecznika [72]. Średnica cząstek uraniny — $6,77 \mu\text{m}$.

Ocena znaczenia roślin w usuwaniu zanieczyszczeń powietrza

Rośliny, a głównie ich powierzchnie, stanowią miejsce, gdzie zanieczyszczenia są „składowane” przez okres pomiędzy opadami. Należy ponadto uwzględnić bardzo istotne procesy, jakimi są przemiany chemiczne i fizyczne, którym zanieczyszczenia podlegają w powietrzu. W przypadku SO_2 jest to głównie utlenianie [16]. Bez uwzględnienia tych zjawisk, wyciąganie daleko idących wniosków z tabeli IV, gdzie zebrano szereg danych o usuwaniu SO_2 z powietrza przez rośliny, może być obciążone dodatkowymi błędami.

W stosunku do wyników Materny [44] (tab. IV), który podaje niezwykle wysokie stężenia SO_2 , należy zaznaczyć, że w rejonie Rudaw (Góry Kruszcowe), skąd dane pochodzą, uszkodzonych jest (wg danych z roku 1977) 167 tys. hektarów lasów. W latach 1960—1979 powierzchnia zadrzewień spadła tu o 10 tys. hektarów [31]. W pozostałych przypadkach stężenia SO_2 nie przekraczały $200 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$.

Chcąc więc traktować roślinność jako element uczestniczący aktywnie w usuwaniu zanieczyszczeń gazowych z powietrza, należy dotrzymać stężeń, które nie powodują nieodwracalnych uszkodzeń. Dla drzew iglastych, zależnie od warunków siedliskowych, stężenie to winno być niższe niż $50 \mu\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ jako wartość średnioroczna [33]. Przy rocznej emisji SO_2 wynoszącej w Polsce ok. $4,3 \times 10^6$ ton, potrzebna byłaby powierzchnia 40 mln ha lasów.

Wyniki uzyskane przez Schwele [61] pokazują, że przy stężeniach kadmu $0,01 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ oraz ołowiu i cynku $1,0 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$, na powierzchnię 1 ha pokrytego trawą opada: 0,02 kg kadmu, 0,95 kg ołowiu i 1,6 kg cynku.

Ocena (ilości) usuwania SO_2 przez rośliny na podstawie danych literaturowych

Rodzaj powierzchni	Stężenie SO_2 [$\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$]	Ilość usuniętego SO_2 jako S [$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$]	Powierzchnia (ha) potrzebna do usunięcia 1 tony SO_2
Świerk [44]	1000 ÷ 2000	150	3,3
Świerk [35]	65 ÷ 195	31 ÷ 125	9 ÷ 37
Świerk [45]	5 ÷ 20	80 ÷ 86	5,8 ÷ 6,2
Buk [45]	5 ÷ 20	45 ÷ 51	9,8 ÷ 10,6
Pszenica [15]	50	36	14
Trawa [61]	100	125	4

Nieco więcej danych zawiera ostatnio opublikowana praca [26], w której metoda zastosowana przez autorów pozwoliła określić procent usuwanych zanieczyszczeń przez las bukowy i świerkowy. Aerozole o wymiarach od 0,2—2,4 μm zatrzymywane są w granicach 20—40%.

W laboratorium autorów wykonano oznaczenia ilości pyłów, jakie zostały zatrzymane przez igły sosny w otoczeniu huty cynku oraz cementowni. Jeśli masę igieł na powierzchni 1 ha lasu sosnowego przyjąć równą 10 t, to w pobliżu cementowni igły zatrzymały na swojej powierzchni około 5 t pyłów. W odległości 4 km od źródła zanieczyszczeń, ilość ta spadła do 2,2 t. W tej odległości ilości pyłów opadających są już nieznaczne i taką wartość można przyjąć jako „pojemność” powierzchni igieł dla pyłów zawieszonych, czyli o wymiarach poniżej 20 μm . W przypadku huty cynku, w odległości 1,5 km od źródła emisji, ilość zatrzymanych pyłów wynosi ok. 280 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. W żadnym z tych dwu miejsc nie przeprowadzono pomiarów stężenia pyłów zawieszonych w powietrzu. W obydwu przypadkach rzeczywiste ilości pyłów zatrzymanych w ciągu roku są zapewne wyższe. Okresowe opady usuwają bowiem część zanieczyszczeń osadzonych na drodze suchej.

Podsumowanie

Na skutek postępu techniki odpylania, nie powinny być emitowane pyły łatwo opadające (sedymentujące). Emisja tej grupy pyłów jest technicznie nieusprawiedliwiona. W warunkach polskich pyły te stanowią nadal bardzo poważny problem. Bardziej złożony jest problem pyłów zawieszonych, trudno opadających, emitowanych ze źródeł dużych, jak np. elektrownie oraz będących wynikiem przemian chemicznych zanieczyszczeń powietrza. W dającej się przewidzieć przyszłości, zarówno zanieczyszczenia gazowe jak i pyłowe, pozostaną problemem, i to na dużych obszarach. Roślinność więc będzie narażona na ich działanie.

W przypadku zanieczyszczeń gazowych, zwłaszcza SO_2 , dysponujemy wynikami badań prowadzonych w warunkach polowych. Jako podstawa do szacunków są więc bardziej wiarygodne [5, 8, 15, 17, 48, 55, 56, 57, 58, 71].

W przypadku zanieczyszczeń pyłowych rośliny mogą spełniać pewne funkcje ochronne wzdłuż tras komunikacyjnych lub gdy pyły są emitowane z niskich kominów oraz ze źródeł niezorganizowanych [36]. Większe znaczenie należy przypisywać roślinom w obniżaniu pylenia wtórnego, tzn. reemisji pyłów, które już raz osiadły lub są składowane, jak np. pyły usunięte metodami technicznymi. W przypadku pyłów wypada się zgodzić z opinią Chamberlaina [7] w odniesieniu do cząstek 1—5 μm o niemożności w miarę dokładnego określenia ich prędkości osadzania na powierzchni roślin.

Nie ma wątpliwości, że rośliny zatrzymują pewne ilości zanieczyszczeń gazowych i pyłowych, przez co przyczyniają się do poprawy jakości powietrza. Uzasadnionym wydaje się być wniosek, iż im niższe stężenie zanieczyszczeń gazowych o działaniu fitotoksycznym, tym ważniejszą rolę mogą one odgrywać. W bezpośrednim sąsiedztwie źródeł emisji, gdzie stężenia są wysokie, roślinność nie jest w stanie spełniać roli, jakiej się od niej wymaga lub chce się jej przypisać. Bardzo problematyczna jest więc rola praktyczna stref ochronnych.

W przypadku zanieczyszczeń gazowych o działaniu fitotoksycznym, określenie znaczenia roślin dla ich usuwania jest uzależniona od ich stężenia i czasu oddziaływania. Wprawdzie ilości usuniętych zanieczyszczeń wzrastają wraz z ich stężeniem, ale równocześnie wywołują one ujemne skutki u roślin aż do ich zniszczenia włącznie.

Korzystniej wydaje się przedstawiać rolę roślin w zatrzymywaniu pyłów, także przed emisją wtórną. Tylko nieliczna grupa pyłów posiada własności fitotoksyczne. Im większy jest stosunek całkowitego pola powierzchni roślin do powierzchni zajmowanego gruntu, tym ilość zatrzymanych zanieczyszczeń pyłowych jest większa. Czynniki powodujące wzrost szorstkości, niezależnie od poziomu organizacji biologicznej, są korzystne dla osadzania pyłów.

Zadrzewienia stref ochronnych wokół zakładów przemysłowych dla usuwania zanieczyszczeń powietrza nie znajdują uzasadnienia przy aktualnym światowym poziomie techniki. Ze względu na często wysokie stężenia zanieczyszczeń powietrza w granicach stref ochronnych, gdzie nie obowiązują prawnie ustalone granice dopuszczalnych stężeń zanieczyszczeń powietrza, nawet ograniczona zdolność roślin do usuwania zanieczyszczeń ulega pogorszeniu.

Roślinność nie może być traktowana jako element zastępczy technicznych urządzeń oczyszczania powietrza. Również architektoniczna i mikroklimatyczna rola zadrzewień jest w takich warunkach ograniczona.

LITERATURA

- [1] Bache D. H., 1979. Particle transport within plant canopies — I. Atmospheric Environ 13, 1257—1263.
- [2] Bache D. H., 1979. Particle transport within plant canopies — II. Atmospheric Environ. 13, 1681—1689.
- [3] Belot Y., Gauthier D., 1975. Transport of micronic particles from atmosphere to foliar surface. w: de Vires D. A., Afgan N. H., Heat and mass transfer in biosphere. Wiley, New York.

- [4] Black V. J., Unsworth M. H., Ormrod D. P., 1982. Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Butterworth Scientific, London.
- [5] Brimblecombe P., 1979. Discussion: dry deposition of SO₂. Atmospheric Environ. 13, 1064—1065.
- [6] Chamberlain A. C., 1975. The movement of particles in plant communities. w: Monteith J. L., Vegetation and the atmosphere. Academic Press, London.
- [7] Chamberlain A. C., 1980. Deposition of gases and particles to vegetation and soil. Internat. Conf. Banff, Alberta, Canada, 10—17 May 1980.
- [8] Chamberlain A. C., 1980. Dry deposition of sulphur dioxide. w: Shriner D. Richmond C. R., Lindberg S. E., Atmospheric sulfur deposition. Ann Arbor Science, Ann Arbor 1980.
- [9] Clough W. S., 1973. Transport of particles to a surface. J. Aerosol Sci. 4, 227—234.
- [10] Clough W. S., 1975. The deposition of particles on mass and grass surface. Atmospheric Environ. 9, 1113—1119.
- [11] Dovland H., Semb A., 1980. Atmospheric transport of pollutants. w: Ecological impact of acid precipitation. Proc. of Internat. Conf. Sandefjord, Norway, 11—14 March 1980.
- [12] Droxler R. R., Elliot W. P., 1977. Long-range travel of airborne material subjected to dry deposition. Atmospheric Environ. 11, 35—40.
- [13] El-Shobokshy M. S., Ismail I. A., 1980. Deposition of aerosol particles from turbulent flow onto rough pipe wall. Atmospheric Environ. 14, 297—304.
- [14] Evans L. S., 1982. Biological effects of acidity in precipitation on vegetation: a review. Environ. Exp. Botany 22, 155—169.
- [15] Fowler D., 1978. Dry deposition of SO₂ on agriculture crops. Atmospheric Environ. 12, 369—373.
- [16] Fowler D., 1980. Removal of sulphur and nitrogen compounds from the atmosphere in rain and dry deposition: w: jak poz. 11.
- [17] Fowler D., Unsworth M. H., 1979. Turbulent transfer of sulphur dioxide to a wheat crop. Quart. J. R. Met. Soc. 105, 767—783.
- [18] Franke W., 1967. Mechanism of foliar penetration of solutions. Ann. Rev. Plant Physiol. 18, 281—300.
- [19] Garland J. A., 1978. Dry and wet removal of sulphur from the atmosphere. Atmospheric Environ. 12, 349—362.
- [20] Gmur N. F., Evans L. S., Cunningham E. A., 1983. Effects of ammonium sulfate aerosols on vegetation — II. Mode of entry and responses and vegetation. Atmospheric Environ. 4, 715—723.
- [21] Godzik S., 1976. Pobieranie ³⁵SO₂ z powietrza i rozmieszczenie ³⁵S u niektórych gatunków drzew. Badania porównawcze. Prace i Studia IPIS PAN Zabrze, Ossolineum, Wrocław.
- [22] Godzik S., 1981. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza na rośliny — aktualne problemy i poglądy. Wiad. Bot. 25, 197—208.
- [23] Godzik S., Sassen M. M. A., 1978. A scanning electron microscope examination of *Aesculus hippocastanum* L. leaves from control and air polluted area. Environ. Pollut. 1, 13—18.
- [24] GUS 1981. Ochrona środowiska i gospodarka wodna. Materiały statystyczne 3. Warszawa 1981.
- [25] Hicks B. B., Wesely M. L., 1980. Turbulent transfer process to a surface and interaction with vegetation. w: jak poz. 8.
- [26] Höfken K. D., Gravenhorst G., 1982. Deposition of atmospheric aerosol particles to beech and spruce forest. 191—194. w: Deposition of atmospheric pollutants. Riedle D. Publishing Company 1982.
- [27] Höfken K. D., Meixner D. H., Ehhtalt D. H., 1982. Deposition of atmospheric trace constituents onto different natural surfaces. 4-th Internat. Conf. on Precipitation, Scavenging, Dry Deposition and Resuspension. Santa Monica, USA, Nov. 29 — Dec. 3, 1982.
- [28] Horntvedt R., Dollard G. J., Joranger E., 1980. Atmosphere — vegetation interactions. 192—194, w: jak poz. 11.
- [29] Hosker R. P. Jr 1980. Practical application of air pollutant deposition, models, current status, data requirements and research needs. w: jak poz. 7.
- [30] Huttunen S., Laine K., 1981. The structure of pine needle surface (*Pinus silvestris* L.) and the deposition of airborne pollutants. Arch. Ochr. Środowiska 2—4, 29—38.
- [31] Jonaš F., Jonaš F. Jr 1982. Meliorace lesnich pud intoxikovanýh imisemi sloučenin siry v Krušných Horách. Lesnictvi 28, 103—122.

- [32] Juda J., Chróściel S., 1980. Ochrona powietrza atmosferycznego. Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa.
- [33] IUFRO News 25, 1979.
- [34] Kabel R. L., O'Dell R. A., Tahari M., Davis D. D., 1976. A preliminary model of gaseous pollutant uptake by vegetation. CAES Public. No 455—76. The Pennsylvania State University.
- [35] Keller T., 1980. The simultaneous effect of soilborne NaF and air pollutant SO₂ on CO₂-uptake and pollutant accumulation. *Oecologia* 44, 283—285.
- [36] Keller T., 1974. Über die Filterwirkung von Hecken für verkehrsbedingte staubförmige Luftverunreinigungen, insbesondere Bleiverbindungen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 125, 719—735.
- [37] Klepper B., Craig D. K., 1975. Deposition of airborne particulates onto plant leaves. *J. Environ. Quality* 4, 495—499.
- [38] Kozłowski T. T., 1968. Water deficits and plant growth. Academic Press, New York, London 1968.
- [39] Leece D. R., 1976. Composition and ultrastructure of leaf cuticles from fruit trees, relative to differential foliar absorption. *Austral. J. Plant Physiol.* 3, 833—847.
- [40] Legg B. J., Price R. I., 1980. The contribution of sedimentation to aerosol deposition to vegetation with a large leaf area index. *Atmospheric Environ.* 14, 305—310.
- [41] Lendzian K. J., 1984. Permeability of plant cuticles to gaseous air pollutants. w: Koziol M. J., Whately F. R., Gaseous air pollutants and plant metabolism. Butterworth, London 1984.
- [42] Little P., Wiffen R. D., 1977. Emission and deposition of petrol engine exhaust Pb — I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. *Atmospheric Environ.* 11, 437—447.
- [43] Martin J. T., Juniper B. E., 1970. The cuticle of plants. Edward Arnolds, London 1970.
- [44] Materna J., 1966. Preliminary results of systematic measurements of the concentrations of sulphur dioxide in the atmosphere above the Krušne Hory area. *Proc. Conf. Effects Ind. Emissions Forestry, Janskie Lazne* 1966.
- [45] Mayer R., Ulrich B., 1978. Input of atmospheric sulphur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems. *Atmospheric Environ.* 12, 375—377.
- [46] McFarlane J., Wadel B., 1976. Cation penetration through isolated leaf cuticles. *Plant Physiol.* 53, 723—727.
- [47] McMahon T. A., Denison P. J., 1979. Empirical atmospheric deposition parameters — a survey. *Atmospheric Environ.* 13, 571—586.
- [48] Milne J., Roberts D. B., Williams D. J., 1979. The dry deposition of SO₂ field measurement with stirred chamber. *Atmospheric Environ.* 13, 373—379.
- [49] Miszałski Z., 1981. Niektóre zagadnienia ingerencji SO₂ w proces fotosyntezy cz. I. *Wiad. Bot.* 25, 19—29.
- [50] Miszałski Z., 1981. Niektóre zagadnienia ingerencji SO₂ w proces fotosyntezy — cz. II. *Wiad. Bot.* 25, 89—111.
- [51] Monteith J. R. L., 1977. *Fizyka środowiska biologicznego*. PWN Warszawa.
- [52] Nicholson I. A., Cape N., Fowler D., Kinnaird J. W., Paterson I. S., 1980. Effects of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) canopy on chemical composition and deposition pattern of precipitation. w: jak poz. 11.
- [53] Noggle J. C., 1980. Sulfur accumulation by plants: the role of gaseous sulfur in crop nutrition. w: jak poz. 8.
- [54] Nørdo J., 1975. Long range transport of air pollutants and acid precipitation. 1-st Internat. Symp. on Acid Precipitation and Forest Ecosystems. The Ohio State University, Columbus, Ohio, May 12—15, 1975.
- [55] Platt U., 1978. Dry deposition of SO₂. *Atmospheric Environ.* 12, 363—367.
- [56] Proceedings of the Atmosphere-Surface Exchange of Particulate and Gaseous Pollutants 1974. Symp. Richland, Wash. Sept. 4—6, 1974.
- [57] Roberts B. R., 1974. Foliar sorption of atmospheric sulphur dioxide by woody plants. *Environ. Poll.* 7, 133—140.
- [58] Rogers H. H., Jeffries H. E., Stahel E. P., Heck W. W., Ripperton L. A., Witherspoon

- A. M., 1977. Measuring air pollutants uptake by plants: Direct kinetic technique. *J. Air Pollut. Contr. Assoc.* 27, 12.
- [59] Ross F., Clarke A., 1973. Sulphur dioxide emissions: an analysis of factors for their effective control. Proc. 3-rd Clean Air Congress, Düsseldorf.
- [60] Schöncher J., Bukovac M., 1972. Penetration of stomata by liquids dependence on surface tension, wettability and stomatal morphology. *Plant Physiol.* 49, 813—819.
- [61] Schwela D. H., 1979. An estimate of deposition velocities of several air pollutants on grass. *Ecotoxicology and Environ. Safety* 3, 174—189.
- [62] Scriven R. A., Fischer B. E. A., 1976. The long range transport of airborne material and its removal by deposition and washout. General consideration. *Atmospheric Environ.* 9, 49—58.
- [63] Sehmel G. A., 1980. Model predictions and a summary of dry deposition velocity data. w: jak poz. 8.
- [64] Sehmel G. A., 1980. Particle and gas deposition — a review. *Atmospheric Environ.* 14, 983—1012.
- [65] Sehmel G. A., Hodgson W. J., 1978. A model for predicting dry deposition of particles and gases to environmental surfaces. PNL-SA-6721, Battelle, Pacific Northwest Laboratory, Richland, Wash. 1978.
- [66] Shephard J. G., 1974. Measurement of the direct deposition of sulphur dioxide onto grass and water by the profile method. *Atmospheric Environ.* 8, 69—74.
- [67] Shriner D. S., 1979. Atmospheric deposition. w: Heck W. W., Krupa S. V., Linzon S. N., Methodology for the assesment air pollution effects on vegetation. APCA, Pittsburgh 1979.
- [68] Slinn W. G. N., 1975. Some approximations for wet and dry removal of particles and gases from the atmosphere. w: jak poz. 54.
- [69] Strebeyko P., 1976. Procesy biofizyczne w roślinie. PWN Warszawa.
- [70] Świeboda M., Kalembe A., 1983. Ocena stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego na terenie Ogrodu Botanicznego UJ w Krakowie za pomocą testu biologicznego. *Wiad. Bot.* 25, 60—67.
- [71] Taylor G. E. Jr, McLaughlin S. B. Jr, Shriner D. S., Selvidage W. J., 1983. The flux of sulphur containing gases to vegetation. *Atmospheric Environ* 17, 789—797.
- [72] Wedding J. B., Carlson R. W., Stukel J. J., Bazzaz F. A., 1975. Aerosol deposition on plant leaves. *Environ. Sci. and Tech.* 9, 151—153.
- [73] Wesely M. L., Hicks B. B., 1977. Some factors that effects the deposition rates of sulfur dioxide and similar gases on vegetation. APCA, 27, 1110.
- [74] Yamada Y., Wittwer S. H., Bukovac M. J., 1964. Penetration of ions through isolated cuticles. *Plant Physiol.* 39, 28—31.
- [75] Zelitch I., 1969. Stomatal control. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 20, 329—350.
- [76] Zimon A. D., 1976. Adgezija pyli i poroszkow. *Izd. Chimija, Moskwa.*
- [77] Zurzycki J., Michniewicz M., *Fizjologia roślin.* 1977. PWRL Warszawa.
- [78] Wanta R. C., Lowry W. P., 1976. The meteorological setting for dispersal of air pollutants. w: Stern A. C., *Air pollution. Vol. I.* Academic Press Inc. New York, San Francisco, London.