Wiadomości Botaniczne	1981	25	3	197—208

STEFAN GODZIK

ODDZIAŁYWANIE ZANIECZYSZCZEŃ POWIETRZA NA ROŚLINY — AKTUALNE PROBLEMY I POGLĄDY

Ostatni okres, już od ponad 100 lat prowadzonych, badań nad oddziaływaniem zanieczyszczeń powietrza na rośliny cechują pewne dość istotne zmiany. Są one rezultatem przemian występujących w sferze szeroko pojętej techniki związanej przede wszystkim z emisją zanieczyszczeń, ich rodzajem i ilością oraz przemianami chemicznymi i ich rozprzestrzenianiem. Nie bez znaczenia jest tutaj rozwój techniki pomiarowej oraz doświadczalnej.

Tendencje te znalazły odzwierciedlenie również w literaturze, czego przykładem może być zestawienie bibliograficzne zawierające blisko 1600 pozycji poświęconych głównie tlenowym związkom siarki [12]. Tlenkom siarki poświęcona jest również praca zespołu autorów amerykańskich [15]. Fakt opublikowania szeregu prac przeglądowych w języku polskim, także w tym czasopiśmie [59 i cytowani przez nich autorzy], uzasadnia zamiar, aby w tym artykule przedstawić w mniej wyczerpujący sposób aktualny stan badań w kilku wybranych zakresach.

Zanieczyszczenia powietrza

Ze względu na powszechność występowania oraz wywołane uszkodzenia i szkody, liczba czynników działających fitotoksycznie na dużą skalę jest aktualnie ograniczona do dwutlenku siarki oraz ozonu. Liczba czynników oddziaływujących ujemnie na rośliny w mniejszej skali jest oczywiście większa i obejmuje ponadto fluorowodór, metale ciężkie, pyły alkaliczne i inne [73]. Ze źródeł sztucznych (na skutek gospodarczej działalności człowieka) emitowanych jest w skali rocznej około 140 Tg dwutlenku siarki, w tym około 50 Tg w Europie [66].

Znaczne zróżnicowanie w stopniu rozwoju przemysłowego, stosowanych technologii, wagi jaką poszczególne kraje przywiązują do szeroko pojętej ochrony środowiska przyrodniczego sprawiają że nie można się dopatrzeć istnienia ścisłej zależności pomiędzy potencjałem gospodarczym danego kraju a stopniem zagrożenia środowiska przyrodniczego.

Spośród czynników technicznych, które w decydującym stopniu przyczyniły się do zmian, należy wymienić:
— rozwiązanie problemu usuwania pyłów,
— budowa wysokich przewodów kominowych,
— stosunkowo niewielki postęp w usuwaniu zanieczyszczeń gazowych (szczególnie tlenków azotu oraz dwutlenku siarki) z gazów spalinowych.

Rozwój techniki odpylania doprowadził praktycznie do likwidacji problemu pyłów. Nowoczesne urządzenia odpylające o bardzo wysokiej sprawności spowodowały, że uprzednio uciążliwe źródła (np. elektrownie opalane węglem) emitują jedynie bardzo niewielkie ich ilości. Wymownym dowodem jest fakt, że w krajach wysoko rozwiniętych, normy dotyczące czystości powietrza nie zawierają informacji o pyłach opadających.

Budowa wysokich kominów, nawet ponad 300 metrowych, spowodowała, że na skutek lepszej dyspersji gazów spalinowych lub odlotowych, uległy obniżeniu stężenia maksymalne zanieczyszczeń mogących oddziaływać ujemnie na środowisko przyrodnicze, w tym również na rośliny. Obniżeniu uległy stężenia dwutlenku siarki i innych substancji w przyziemnych warstwach atmosfery. Wzrósł jednak zasięg oddziaływania [24, 55, 63]. Obniżanie odczynu wód opadowych aż do kwaśnego na obszarze Skandynawii, Kanady oraz USA znalazło racjonalne wytłumaczenie w zjawisku dalekiego transportu zanieczyszczeń (LRTAP Long Range Transport of Air Pollutants). W ostatnim okresie następuje wzrost zasięgu tego zjawiska [18, 21, 55]. Transport zanieczyszczeń na dalekie odległości nie jest jednak wyłącznie zjawiskiem związanym z budową wysokich kominów. Ozon będący (również) produktem reakcji fotochemicznych w powietrzu, występuje wieleset kilometrów od miejsc gdzie emitowane są jego substraty, tlenki azotu [44, 67].

Badania nad przemianami zanieczyszczeń zachodzącymi w powietrzu oraz procesami związanymi z ich usuwaniem — osadzanie na drodze suchej i mokrej, (dry and wet deposition), są jednymi z najbardziej dynamicznie się rozwijających [7, 8, 13, 14, 18, 21, 22, 23, 36, 38, 40, 43, 48, 65, 69, 70, 71, 80, 82]. Szereg z tych prac nawiązuje do roślin jako miejsca gdzie zanieczyszczenia są gromadzone.

Uprzednio wymieniono oddzielnie szereg substancji o działaniu fitotoksycznym. Nie należy jednak zapominać, że w większości przypadków w warunkach terenowych występuje i oddziaływuje równocześnie lub oddzielnie kilka substancji jak np. SO_2 i NO_x, SO_2 i pyły, SO_2 i ozon, ozon i inne utleniacze (smog!) itp. Mogą one oddziaływać w formie suchej (gazy, pyły) lub mokrej (mgła, mżawka, deszcz wraz z rozpuszczonymi czy zawieszonymi pyłami oraz gazami). Bez uwzględnienia tych złożonych procesów nie można czynić należytych postępów w interpretacji wyników badań laboratoryjnych oraz terenowych.

Zanieczyszczenia powietrza a rośliny

Analizy chemiczne roślin z terenów zanieczyszczonych wykazują wzrost zawartości siarki, fluoru, metali ciężkich i innych. Obserwacje mikroskopowe powierzchni liści i igieł wskazują na niekiedy bardzo znaczne ilości nagromadzonych

Ryc. 1. Zdjęcie z mikroskopu skaningowego górnej powierzchni liścia *Alnus sp.* z otoczenia huty oraz elektrowni opalanej węglem. Pyły o kształcie kulistym są najprawdopodobniej pyłami z elektrowni (analiza EDAX wykazała obecność Al i Si jako głównych komponentów). Każdy odcinek linii = 10 μm

tam pyłów ([28] ryc. 1). Zanieczyszczenia te zostały usunięte z powietrza. Rośliny mogą więc spełniać pewną rolę w oczyszczaniu powietrza. Zgodności odnośnie istnienia tego zjawiska towarzyszą rozbieżne często sądy na temat jego praktycznego znaczenia.

Szczegółowe badania prowadzone na polu pszenicy (22,23) nad prędkością osadzania dwutlenku siarki (dry deposition) wykazały, że znaczny wpływ (70%) mają tu procesy powierzchniowe. Szczególnie ważną rolę odgrywa tu brak lub obecność wody na powierzchni liści. Średnia prędkość osadzania wynosząca 0,8 cm s^{-1}, jest zdaniem autora wartością realną. Przeprowadzone na tej podstawie szacunki wskazują, że na każdy hektar powierzchni rolnej w Wielkiej Brytanii na drodze suchej osadza się 72 kg SO_2 [22]. Wyniki sześcioletnich badań prowadzonych na terenie otwartym oraz w drzewostanach bukowym i świerkowym wykazały, że ilości siarki jakie docierają do gleby wynoszą: 46 kg SO_2. ha^{-1}. rok^{-1} — gleba bez roślinności, 94—102 kg SO_2.ha^{-1}. rok^{-1} — drzewostan bukowy, 160—172 kg SO_2.ha^{-1}.rok^{-1} — drzewostan świerkowy. Autorzy nie różnicowali siarki

TABELA I

Prędkość osadzania oraz ilości zanieczyszczeń usuniętych przez rośliny. Kultury wazonowe traw. (wg Schwela [65])

	SO_2	F	Pb	Zn	Cd
V_d(cm.s $^{-1}$)	0.8	2.5	0.3	0.5	0.7
X(mg.m $^{-3}$)	0.1	10^{-3}	10^{-3}	10^{-3}	10^{-3}
R(kg.km $^{-2}$.a)	25×10^3	750	95	160	2

V_d = prędkość osadzania, X = stężenie zanieczyszczeń, R = ilość usuniętych zanieczyszczeń

docierającej oddzielnie na drodze suchej i mokrej, lecz łącznie [48]. To samo dotyczy danych zebranych w tabeli I, gdzie są również wartości dla innych składników zanieczyszczeń powietrza [65].

Siarka w opadach, które miały kontakt z powierzchnią liści (igieł) wydaje się pochodzić z SO_2, którego część nie wnika do wnętrza lecz zostaje zaadsorbowana na ich powierzchni. Doświadczenia z $^{35}SO_2$ prowadzone na wielu gatunkach roślin wykazały, że symulowany deszcz czy też zanurzenie liści do wody powoduje usunięcie znacznych ilości ^{35}S [25, 26, 27]. Ze względu na krótkotrwały okres zraszania czy też zanurzania liści, wypłukiwanie siarki ze środka liści (igieł) wydaje się mało prawdopodobne. Analiza czynników wpływających na prędkość osadzania pyłów wskazuje, że zależy ona głównie od: wielkości, kształtu i struktury tak pyłów jak i powierzchni liści [43], oraz warunków meteorologicznych. Także i tutaj ilość pyłów osadzanych na roślinach wielokrotnie przewyższa wartości dla samej gleby [13, 43].

Usuwanie zanieczyszczeń powietrza przez rośliny oraz warunki wpływające na ich przebieg są przedmiotem wielu prac, również przeglądowych [6, 7, 8, 13, 14, 38, 40, 82]. Fakt, że roślinność jest zdolna do usuwania pewnych ilości zanieczyszczeń z powietrza nie powinien stanowić alternatywy dla metod technicznych.

Oddziaływanie zanieczyszczeń na rośliny

Zanim roślina zareaguje bezpośrednio na zanieczyszczenie(a) powietrza, czynnik fitotoksyczny musi dotrzeć poprzez kutykulę komórek epidermy lub szparki do wnętrza liści (igieł). Dwutlenek siarki, lub inny gaz, musi pokonać szereg oporów — aerodynamiczny, szparkowy i miękiszowy (wewnętrzny). Pierwszy z nich jest w decydującym stopniu uzależniony od ruchów powietrza, kształtu i położenia liści — ułatwiających czy też utrudniających dopływ zanieczyszczeń. Drugi z oporów jest zasadniczo uzależniony od szparek, stopnia ich rozwarcia; morfologicznych i metabolicznych cech roślin. Wartość trzeciego jest warunkowana różnicą stężeń gazu pomiędzy przestrzenią międzykomórkową a roztworem ścian komórkowych.

Wszystkie trzy warunkują ilość gazowego czynnika zanieczyszczającego jaki jest lub może być pobrany przez rośliny [3, 6—9, 11, 38, 46, 47, 80]. Obok genetycznych i metabolicznych, są to główne czynniki odpowiedzialne za odporność roślin na zanieczyszczenia traktowane jako stress w pojęciu Levitta [42] rozszerzonym na zanieczyszczenia powietrza [74].

Wcześniejsze badania wykazały, że dwutlenek siarki, jak również inne zanieczyszczenia wpływają na ruchy szparek [9, 46, 47]. Niskie stężenia SO_2 rzędu 50 $\mu g.m^{-3}$ powodują na ogół rozwarcie, a stężenia powyżej 2,6 $mg.m^{-3}$ ich zamykanie. Reakcja zależy jednak zarówno od gatunku rośliny jak również od np. wilgotności powietrza. Z pracy Mansfielda i Majernika [46] wynika, że to samo stężenie SO_2 powodowało otwieranie szparek *Vicia faba* jeśli wilgotność względna przekraczała 40%, a zamykanie gdy była niższa od podanej wartości. Ostatnie badania dowodzą, że bardzo ważną rolę odgrywają tu reakcje komórek epidermy, uszkadzanych już niskimi stężeniami dwutlenku siarki [3, 10, 11]. Reakcje

szparek i komórek epidermy można traktować, podobnie jak zaburzenia fotosyntezy, jako wczesne skutki oddziaływania. Skutki późne — zmiany wzrostu i plonowania zostaną omówione w dalszej części przeglądu. Zainteresowanie pyłami ograniczone jest głównie do pyłów o bardzo małych wymiarach, zawierających metale ciężkie [24, 43, 78, 79]. Wynika to w mniejszym stopniu z zagrożenia bezpośredniego samych roślin, a w większym stopniu z zagrożenia zdrowia ludzi i zwierząt [78, 79]. W tym kontekście ważna jest lokalizacja tych metali — na powierzchni liści czy także wewnątrz liści i igieł [28, 78, 79].

Stężenia dopuszczalne

Rozdzielenie zakresów pojęć uszkodzenia (= wszystkie reakcje roślin wywołane zanieczyszczeniami) i szkód (= straty ekonomiczne) przyczyniło się do zmniejszenia szeregu niejasności i nieporozumień. Dotyczy to również stężeń dopuszczalnych z naukowego i prawnego punktu widzenia. Ten drugi musi brać pod uwagę również skutki ekonomiczne i społeczne. Nie ma jednak i prawdopodobnie nie będzie jednej wartości stężenia dopuszczalnego. Istnieją dwie zasadnicze przyczyny tego stanu, a mianowicie: zróżnicowanie odporności samych roślin (stress tolerance oraz stress avoidance [74]) oraz rola warunków środowiskowych (jakość siedliska, warunki klimatyczne itp.). Jest to jedna z istotnych przyczyn dyskusji jaka toczy się w USA nad możliwością i celowością zróżnicowania stężeń dopuszczalnych wewnątrz stanów. Takie podejście odegrało istotną rolę w rekomendowaniu przez grupę „Zanieczyszczenia powietrza a lasy", działającą w ramach Międzynarodowej Unii Instytutów Badawczych Leśnictwa (IUFRO) dwu różnych zestawów stężeń dopuszczalnych. Wykorzystując dostępne dane, uznano że dla warunków Europy środkowej i północnej wartości podane w tabeli II winny być zaakceptowane przez kraje tej strefy. Zdaniem Wentzela (83) dla zapewnienia ochrony wszystkich lasów iglastych, łącznie z drzewostanami jodły

TABELA II

Dopuszczalne stężenia SO_2 ($\mu g.m^{-3}$) w powietrzu mające zapewnić ochronę lasów. *Picea excelsa* jako gatunek wskaźnikowy. (Rekomendacja IUFRO S2.09, Wiedeń 1979)

Dotrzymanie stężenia zapewnia:	Średnie stężenie SO_2 w okresie:		
	roku	24 godzin*	wegetacyjnym**
Normalny wzrost i rozwój na większości siedlisk	50	100	150
Spełnianie funkcji socjalnych i ochronnych na siedliskach ekstremalnych lub krytycznych***	25	50	75

* — stężenie może zostać przekroczone 12 razy w okresie półrocza

** — wartość pomiaru 30 min. przy 2.5% ilości przekroczeń w okresie sezonu wegetacyjnego

*** — np. przeciwerozyjnych, przeciwlawinowych, klimatycznych, dla lasów strefy borealnej

starszych klas wieku, średnioroczne stężenia SO_2 nie powinno przekraczać 20 $\mu g.m^{-3}$ a średnia wartość pomiaru 30 min. — około 100 $\mu g.m^{-3}$. Są to wartości niższe od powodujących obniżenie fotosyntezy netto świerka po 10 tygodniach ekspozycji na SO_2 [39]. Warto zaznaczyć, że są to stężenia bardzo niskie, trudne, a w rejonach uprzemysłowionych raczej niemożliwe do dotrzymania.

Wbrew oczekiwaniom, dysponujemy bardzo skromnym zasobem wiadomości odnośnie stężeń, których dotrzymanie zapewniałoby ochronę roślin uprawnych. Najpełniejsze jak dotychczas dane zawdzięczamy pracy Guderiana i Stratmana [29]. Analiza pomiarów stężeń dwutlenku siarki w 6 punktach o różnym stopniu zanieczyszczenia oraz obserwacje uszkodzeń i szkód kilkunastu badanych gatunków w tych samych miejscach stanowiły podstawę do określenia stężeń dopuszczalnych. Autorzy podają dwa zestawy stężeń a mianowicie za okres pomiarowy oraz za okres gdy w powietrzu notowano występowanie dwutlenku siarki. Okres pomiarowy odpowiada praktycznie okresowi wegetacji. Dla ziemniaka, który okazał się najbardziej wrażliwym gatunkiem stężenia te są następujące: 0,026—0,039 $mg.m^{-3}$ i 0,55—0,60 $mg.m^{-3}$, odpowiednio w okresie pomiarowym i występowania SO_2. Dla pomidorów, które okazały się najbardziej odporne odpowiednie wartości wynoszą: 0,13—0,32 oraz 0,81—1,48 mg $SO_2.m^{-3}$. Znaczna zmienność stężeń SO_2 nawet w krótkich odstępach czasu, znaczna liczba czynników wpływających na reakcję roślin na oddziaływujące zanieczyszczenia, każe wszelkie wartości stężeń dopuszczalnych traktować jako orientacyjne.

Metody eksponowania roślin na zanieczyszczenia

Częste rozbieżności wyników pomiędzy badaniami terenowymi a wykonywanymi w laboratorium czy w warunkach kontrolowanych są między innymi powodowane różnicami stężeń, częstością i czasem oddziaływania, okresem ich występowania oraz warunkami środowiska. Stąd duży nacisk na to, aby wszystkie warunki doświadczeń możliwie jak najmniej odbiegały od istniejących w terenie. Stąd dwie zasadnicze cechy aktualnych badań: stosowanie niskich stężeń oraz długich czasów ekspozycji. Towarzyszą im rozwiązania techniczne, które takie możliwości stwarzają. Każdy zespół czy ośrodek badawczy prowadzący badania w tym zakresie posiada własne rozwiązania, narzucone wymogami pracy oraz możliwościami. Poza komorami czy szafami fitotronowymi produkowanymi fabrycznie (tu nie omawianymi) na uwagę zasługują trzy typy rozwiązań:

1. cylindryczne komory ekspozycyjne (continuous stirred tank reactor — CSTR),
2. wolnostojące komory otwarte (open-top field chamber),
3. otwarty (strefowy) system ekspozycyjny (open field fumigation system lub zonal air pollution system).

Cylindryczne komory ekspozycyjne dostosowane są do badań w szklarniach lub większych komorach fitotronowych (np. Uniwersytet w Karolinie Północnej w Raleigh). Najbardziej szczegółowy opis podają Heck i wsp. [34]. Niewielkie rozmiary (średnica ok. 1 m, wysokość ok. 1,2 m) umożliwiają łatwy dostęp do

roślin oraz stwarzają możliwość względnie łatwego sterowania parametrami środowiskowymi, łącznie ze stężeniem zanieczyszczeń.

Wolnostojące komory otwarte [32] stanowią obecnie, przynajmniej w USA, najczęściej stosowany system doświadczalny. Rozmiary (średnica ok. 3 m; wysokość ok. 2,5 m) pozwalają na prowadzenie doświadczeń z większą liczbą roślin hodowanych w pojemnikach lub w glebie miejscowej przez cały okres wegetacyjny. Oczyszczanie powietrza przed wprowadzeniem do komór umożliwia dokonanie oceny wpływu na wzrost i rozwój roślin tych zanieczyszczeń, które w okresie doświadczalnym występują w danym miejscu (ocena na podstawie różnic pomiędzy komorami z powietrzem oczyszczonym i nieoczyszczonym). Występujący i tutaj „efekt komorowy" ogranicza możliwość bezpośredniego przenoszenia wyników na warunki polowe i ocenę wysokości strat [35].

Do uprzednio oczyszczonego powietrza można doprowadzić zanieczyszczenia w określonych stężeniach i dozować je przez żądany czas. Przy uniwersytecie w Minneapolis eksploatowany jest np. system, w którym do zespołu ponad 20 komór doprowadzane są zanieczyszczenia, ozon i SO_2, w stężeniach zmieniających się w ciągu dnia. Dozowanie i nadzorowanie stężeń sterowane są przez minikomputer. Jest oczywiście kwestią dyskusji czy tak skomplikowany i drogi system jest potrzebny. Technikę komór otwartych, bez dodawania zanieczyszczeń zastosowano w instytucie autora przeglądu do określenia wpływu zanieczyszczeń powietrza na drzewa owocowe.

Otwarty lub strefowy system ekspozycyjny [32] znajduje coraz szersze zastosowanie [51, 72, 80], gdyż pozwala na eksponowanie roślin w warunkach polowych, nawet przy ich normalnej uprawie w gradiencie stężeń, głównie jak dotąd SO_2. Niedogodnością jest brak możliwości uprzedniego oczyszczania powietrza, co praktycznie ogranicza możliwość prowadzenia doświadczeń do terenów o niezanieczyszczonym powietrzu. Podobnie jak w przypadku komór wolnostojących, zależnie od potrzeb i możliwości technicznych, system można komplikować. Metoda ta, w połączeniu z obserwacjami polowymi pozwoli być może na bardziej racjonalną i wiarygodną ocenę wielkości strat jakie zanieczyszczenia powietrza powodują w rolnictwie.

Wpływ zanieczyszczeń na wzrost i plonowanie

Ujemny wpływ zanieczyszczeń na wzrost i plonowanie roślin nie budził na ogół zastrzeżeń, gdy uprzednio wystąpiły uszkodzenia liści w więcej niż 5% [17, 30, 33]. Stwierdzano jednak również, że mimo uprzedniego wystąpienia uszkodzeń, nie notowano obniżenia wysokości plonów [37]. Możliwość występowania szkód bez uprzedniego lub równoczesnego występowania objawów uszkodzeń była przyjmowana krytycznie lub negowana. Sugerowano, iż niskie stężenia SO_2 mogą nawet wpływać korzystnie na wysokość plonów, jako że SO_2 może stanowić dodatkowe źródło siarki dla roślin [20, 30, 33, 37, 54].

Analiza wyników badań terenowych oraz prowadzonych w warunkach kontrolowanych całkowicie lub częściowo, dowodzi, że brak zależności pomiędzy stopniem uszkodzenia a szkodami jeśli jako kryterium tych ostatnich przyjąć zahamowanie wzrostu lub obniżenie wysokości plonów. Dotyczy to zarówno dwutlenku siarki [4, 16, 29, 31, 49, 50, 51, 76, 81] jak i ozonu [56, 57]. Rozbieżność wyników nie jest tylko rezultatem przyjmowania różnych kryteriów oceny [5, 19, 60, 64, 68, 77] lecz także bardzo zróżnicowanych warunków doświadczeń, które, jak wykazano, wpływają w sposób wyraźny na skutki. Dotyczy to nie tylko wysokości stężeń, czasu ekspozycji, ich częstości, lecz także wilgotności, temperatury, światła i innych [19, 31, 33, 45, 49, 52, 53, 61, 76]. Obniżenie wagi korzenia rzodkiewki wynosiło np. 17% suchej masy lecz 30% świeżej masy, sucha masa roślin (tych samych) nie wykazywała zmian lecz masa świeża była obniżona o 7% [76], jeśli doświadczenie prowadzono z SO_2. Zależnie więc od przyjętego kryterium oceny, różne będą wnioski odnośnie skutków oddziaływania. Potwierdzona została silniejsza redukcja masy korzeni (również zapasowych) w porównaniu do części nadziemnych [50, 58], przy czym wyniki takie uzyskano także w doświadczeniach wykazujących możliwość stosowania SO_2 jako źródła siarki dla roślin [20]. Zróżnicowaną reakcję roślin rosnących w warunkach szklarniowych lecz w różnych okresach roku wykazali także Heagle i Johnston [31].

Trudności w określeniu skutków oddziaływania zanieczyszczeń jakie tu zasygnalizowano sprawiają, że wiarygodność danych literaturowych odnośnie wielkości strat w skali regionalnej czy krajowej, jest bardzo ograniczona. Wskazywali na ten fakt dyskutanci sympozjum poświęconego ocenie wielkości strat powodowanych oddziaływaniem zanieczyszczeń oraz na skutek chorób [75]. Omówione w tym przeglądzie zagadnienia oraz cytowana literatura są dalekie od wyczerpania. Osoby zainteresowane będą jednak miały ułatwione zadanie w dotarciu do tych pozycji oryginalnych, których tu nie cytowano lecz znajdują się w szeregu prac przeglądowych, które w tym przeglądzie podano.

LITERATURA

[1] Abrahamson G., Bjor K., Horntvedt K., Tveite B., Effects od acid precipitation on coniferous forest. rozdz. 3, 37—63. W: Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF Fagrapport FR 6/76.

[2] Ashmore M. R., Bell N. J,. Reily C. L., 1980. The distribution of phytotoxic ozone in the British Isles. Environ. Pollut. Ser. B. 1, 195—216.

[3] Barton J. R., McLaughlin S. B., McConothy K. K., 1980. The effects of SO_2 on components of leaf resistance to gas exchange. Environ. Pollut. Ser. A. 21, 255—265.

[4] Bell J. N. B., Rutter A. J. Relton J., 1979. Studies on the effects of low levels of sulphur dioxide on growth of *Lolium perenne* L. New Phytol. 83, 627—643.

[5] Benedict H. M., Jaksch J. A., 1979. Economic assesment of damage to vegetation. rozdz. 15 w: Heck W. W., Krupa S. V., Linzon S. N. Methodology for the assesment of air pollution effects on vegetation. Air Pollution Control Association Pittsburgh.

[6] Bennet J. H.: Foliar exchange of gases. rozdz. 10 w: jak 5.

[7] Bennet J. H., Hill A. C., Gates D. M., 1973. A model for gaseous pollutant sorption by leaves. J. Air Pollut. Control Assoc. 23, 957—962.

[8] Bennet J. H., Hill A. C., 1975. Interactions of air pollutants with canopies of vegetation. rozdz. 12, 273—306 w: Mudd J. B., Kozlowski T. T.: Responses of plants to air pollution. AP New York.
[9] Biscoe P. V., Unsworth M. H., Pickney H. R., 1973. The effects of low concentrations of sulphur dioxide on stomatal behaviour in *Vicia faba*. New Phytol. 72, 1299—1306.
[10] Black C. R. Black V. J., 1979. Light and scanning electron microscopy of SO_2 induced injury to leaf surfaces of field bean *(Vicia faba* L.*)*. Plant, Cell Environm. 2, 329—333.
[11] Black V. J., Unsworth M. H., 1980. Stomatal responses to sulphur dioxide and vapour pressure deficit. J. Exp. Bot. 31, 667—677.
[12] Burkhardt I., Heimburg S. V., 1978. Oprac. Sauerstoffhaltige Schwefelverbindungen 1974—1978. VDI Verlag. Dusseldorf.
[13] Chamberlain A. C., 1980. Deposition of gases and particles to vegetation and soils. Internat. Conf. Banff.
[14] Chamberlain A. C., 1980. Dry deposition of sulfur dioxide. W: Shriner D., Richmond C. R., Lindberg S. E. (wyd): Atmospheric sulfur deposition. Ann Arbor Science, Ann Arbor.
[15] Committee on sulfur oxides: Effects of atmospheric sulfur oxides and related compounds on vegetation. Rozdział 6, 80—129. W: Sulfur oxides. National Academy Sci. Washington D.C. 1978.
[16] Crittenden P. D., Read D. J., 1979. The effects of air pollution on plant growth with special reference to sulphur dioxide. III. Growth studies with *Lolium multiflorum* Lam. and *Dactylis glomerata* L. New Phytol. 83, 645—651.
[17] Davis C. R., 1972. Sulfur dioxide fumigation of soybeans: Effect on yield. J. Air Pollut. Control Assoc. 22, 964—966.
[18] Dovland H., Joranger E., Semb A.: Deposition of air pollutants in Norway. W: Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway. SNSF Fagrapport FR 6/76.
[19] Drummond D. B., Pearson R. G.: Screening of plant population. rozdz. 8 w: jak 5.
[20] Faller N., Herwig K., Kuehn H. 1970.: Die Aufnahme von Schwefeldioxyd ($S^{35}O_2$) aus der Luft. I. Einfluss auf den pflanzlichen Ertrag. Plant Soil 33, 177—191.
[21] Farber P. S., 1980. Acid rain an international concern. An APCA panel presentation. J. Air Pollut. Control Assoc. 30, 1089—1097.
[22] Fowler D., 1978. Dry deposition of SO_2 on agricultural crops Atmos. Environ. 12, 369—373.
[23] Fowler D., Unsworth M. H., 1979. Turbulent transfer of sulphur dioxide to a wheat crop. Quart. J. Met. Soc. 105, 767—783.
[24] Freedman B., Hutchinson T. C., 1980. Pollutant inputs from the atmosphere and accumulation in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario, Canada. Can. J. Bot. 58, 108—132.
[25] Garsed S. G., Read D. J., 1977. Sulphur dioxide metabolism in soybean, *Glycina max. var. biloxi*. I. The effects of light and dark on the uptake and translocation of $^{35}SO_2$. New Phytol. 78, 111—119.
[26] Garsed S. G., Read D. J., 1977. The uptake and metabolism of $^{35}SO_2$ in plants of different sensitivity to sulphur dioxide. Environ. Pollut. 13, 173—186.
[27] Godzik S., 1976. Pobieranie $^{35}SO_2$ z powietrza i rozmieszczenie ^{35}S u niektórych gatunków drzew. Prace i Studia IPIS PAN Zabrze. Ossolineum Wrocław.
[28] Godzik S., Florkowski T., Piórek S., Sassen M. M. A., 1979. An attempt to determine the tissue contamination of *Quercus robur* L. and *Pinus silvestris* L. foliage by particulates from zinc and lead smelters. Environ. Pollut. 18, 97—106.
[29] Guderian R., Stratmann H., 1968. Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidverbindungen auf die Vegetation. III. Forschungsberichte des Landes NW Nr 1920. Westdeutscher Verlag Koeln und Opladen.
[30] Haase E. F., Morgan G. W., Salem J. A., 1980. Field surveys of sulfur dioxide to crops and assesment to economic damage. 73rd Ann. Meet. Air Pollut. Control Assoc. Montreal. 80—26.2.
[31] Heagle A. S., Johnston J. W., 1978. Variable respnoses of soybeans to mixture of ozone and sulfur dioxide. J. Air Pollut. Control Assoc. 29, 729—732.
[32] Heagle A. S., Philbeck R. B.: Exposure techniques. rozdz. 6 w: jak 5.
[33] Heck W. W., Dunning J. A., 1978. Response of oats to sulfur dioxide: Interactions of growth temperature with exposure or humidity. J. Air Pollut. Control Assoc. 28, 241—246.

[34] Heck W. W., Philbeck R. B., Dunning J. A., 1978. A continuous stirred tank reactor (CSTR) system for exposing plants to gaseous air contaminants. ARS—S—181 USDA and N. Carolina State Univ. Agric. Exp. Station.

[35] Heggestad H., 1980. Field assesment of air pollution impact on growth and productivity of crop species. 73rd Ann. Meet. Air Pollut. Control Assoc. 80—26.1 Montreal.

[36] Hoffman W. A., Lindberg S. E., Turner R. R., 1980. Precipitation acidity: The role of the forest canopy in acid exchange. J. Environ. Qual. 9, 95—100.

[37] Jones H. C., Cunningham J. R., McLaughlin S. B., Lee N. T., Ray S. S., 1973. Investigation of alleged air pollution effects on yield of soybeans in the vicinity of the Shawne Steam plant. TVA E—EB—73.3 Tennesee.

[38] 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 Univ.

[39] Keller Th., 1977. The effect of long during low SO_2 concentrations upon photosynthesis of conifers. Proc. 4th Internat. Clean Air Congress 81—83. Tokyo.

[40] Legg B. J., Price R. I., 1980. The contribution of sedimentation to aerosol deposition to vegetation with large leaf area index. Atmosph. Environm. 14, 305—309.

[41] Legge A. H., Jaques D. R., Nosal M., 1980. An attempt for assesing the effects of chronic long term low concentration SO_2 on the growth and productivity of tree species. 73rd Ann. Meet. Air Pollut. Control Assoc. 80—26.3 Montreal.

[42] Levitt J., 1972. Responses of plants to environmental stresses. AP New York.

[43] Little P., Wiffen R. D., 1977. Emmission and deposition of petrol engine exhaust Pb-I. Deposition of exhaust Pb to plant and soil surfaces. Atmospheric Environ. 11, 437—447.

[44] Ludwig F. L., Shelar E., 1980. Empirical relationship between observed ozone concentration and geographical areas with concentrations likely to be above 120 ppb. J. Air Pollut. Control Assoc. 30, 894—897.

[45] MacLean D. C., Schneider R. E., Weinstein L. H., 1978. The influence of light on the responses of plants to air pollutants. 71st Ann. Meet. Air Pollut. Control Assoc. 78—44.3 Houston.

[46] Majernik O., Mansfield T. O., 1970. Direct effect of SO_2 pollution on the degree of opening of stomata. Nature 227. 377.

[47] Mansfield T. O., Majernik O., 1970. Can stomata play a part in protecting plants against air pollutants. Environ. Pollut. 1, 149—154.

[48] Mayer R., Ulrich B., 1978. Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems. Atmos. Environ. **12**, 375—377.

[49] McLaughlin S. B., Shriner D. S., McConathy R. K., Mann L. K., 1979. The effects of SO_2 dosage kinetics and exposure frequency on photosynthesis and transpiration of kidney beans (*Phaseolus vulgaris* L.). Environ. Exp. Bot. 19, 179—191.

[50] Mejstřik V., 1980. The influence of low SO_2 concentrations on growth reduction of *Nicotiana tabacum* L. cv. samsun and *Cucumis sativus* cv. unikat. Environ. Pollut. Ser. A 21, 73—76.

[51] Miller J. E., Smith H. Y., Sprugel D. G., Xerikos P. B., 1978. Yield response of field grown soybeans to an acute SO_2 exposure. ANL—78—65. Argonne Natl. Laboratory.

[52] Nikołajewskij W. S., 1980. Biołogiczeskije osnowy gazoustoicziwosti rastenii. Izdat. Nauka. Nowosybirsk.

[53] Nikołajewskij W. S., Harczistowa E. A., Maksimowa T. A., Wynipajewa I. P., 1979. Wlijanie temperatury, włażnosti wozducha, intensywnosti i spektralnogo sostawa sweta na gazoustoicziwost rastenii. Izwestia Sibirskogo Otdelenija Akademii Nauk SSSR. Ser. Biol. Nauk. wyp. 3, 90—96.

[54] Noggle J. C., 1980. Sulfur accumulation by plants; the role of gaseous sulfur in crop nutrition. 289—297 w: Shriner D. S., Richmond C. R., Lindberg S. E.: Atmospheric sulfur deposition. Ann Arbor Science. Ann Arbor.

[55] The OECD programme on Long Range Transport of Air Pollutants. Organiz. Econom. Co-op.a. Development. Sec. ed. Paris 1979.

[56] Oshima R., Air pollution crop loss manual. Dep. Food a. Agric. State of California.

[57] Oshima R. J., Braegelmann P. K., Baldwin D. W., Van Way V., Taylor O. C., 1977. Responses

of five cultivars of fresh market tomato to ozone: A contrast of cultivar screening with foliar injury and yield. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 102/3, 286—289.
[58] Oshima R. J., Braegelmann P. K., Flagler R. B., Teso R. R., 1979. The effects of ozone on the growth, yield and partitioning of dry matter in cotton. J. Environ. Qual. 8, 474—479.
[59] Prewysz-Kwinto J., Staszewski T., 1980. Zmiany ultrastruktury komórki pod wpływem zanieczyszczeń powietrza. Wiad. Bot. 24, 31—40.
[60] Reinert R. A., 1980. Assesment of crop productivity after chronic exposure to ozone or pollutant combinations. 73rd Ann. Meet. Air Pollut. Control Assoc. 80—26.4 Montreal.
[61] Rist D. J., Davis D. D., 1979. The influence of exposure temperature and relative humidity on the response of pinto bean foliage to sulfur dioxide. Phytopathology 69, 231—235.
[62] Roose M. L., Bradshaw A. D., Roberts T. M., 1980. Evaluation of resistance to gaseous air pollutants. 32nd School in Agricultural Science. Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Nottingham.
[63] Ross F., Clarke A., 1973. Sulfur dioxide emmissions: an analysis of factors for their effective control. 124—127. Proc. 3rd Clean Air Congress. Duesseldorf.
[64] Saunders P. J. W., 1976. The estimation of pollution damage. Manchester Univ. Press.
[65] Schwela D. H., 1979. An estimate of deposition velocities of several air pollutants on grass. Ecotoxicology a. Environ. Safety 3, 174—189.
[66] Semb A., 1978. Sulphur emissions in Europe. Atmosph. Environ 12, 455—460.
[67] Sexton K., Westberg H., 1980. Elevated ozone concentrations measured downwind of Chicago—Gary urban complex. J. Air Pollut. Control Assoc. 30, 911—914.
[68] Shimizu H., Furukawa A., Tolsuka T., 1980. Effects of low concentrations of SO_2 on the growth of sunflower plants. Environ. Control in Biol./Japan/ 18, 39—47.
[69] Shriner D. S.: Atmospheric deposition. rozdział 11 w: jak 5.
[70] Shriner D. S., 1980. Terrestrial vegetation air pollutant interactions: Non-gaseous pollutant wet deposition. Internatl. Conf. Banff.
[71] Shriner D. S., Henderson G. S., 1978. Sulfur distribution and cycling in deciduous forest watershed. J. Environ. Quality 7, 392—397.
[72] Sprugel D. G., Miller J. E., Xerikos B. P., Smith H. J., Effect of chronic sulfur dioxide fumigation on development, yield and seed quality of field grown soybeans. Summary of 1977 and 1978 experiments. ANL 78—65. Argonne Nat. Laboratory.
[73] Taylor O. C. 1980. Phytotoxic air pollutants and their source. UN ECE Symposium: Effects of air-borne pollution vegetation. Warsaw.
[74] Taylor G. E., 1978. Plant and leaf resistance to gaseous air pollution stress. New Phytol. 80, 523—534.
[75] Teng P., Krupa S. V., Groth J., Baumer J., 1980. (organizatorzy): Crop loss assesment Proc. of E. C. Stakmann Commemorative Symposium. Univ. of Minnesota. Miscellaneous Publication 7—1980.
[76] Tingey D. T., Heck W. W., Reinert R. A., 1971. Effect of low concentrations of ozone and sulfur dioxide on foliage growth and yield of radish. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 96, 369—371.
[77] Tingey D. T., Wilhour R. G., Taylor O. C.: The measurement of plant responses, rozdział 7 w jak 5.
[78] Umweltbundesamt: Luftqualitaetskriterien fuer Blei. Berichte 3/76 Berlin.
[79] Umweltbundesamt: Luftqualitaetskriterien f. Cadmium. Berichte 4/77 Berlin.
[80] Unsworth M. H., 1980. Exposure to pollutants and uptake by plants. 32nd School in Agricultural Science. Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture. Nottingham.
[81] Warteresiewicz M., 1979. Oddziaływanie zanieczyszczeń powietrza dwutlenkiem siarki na wybrane gatunki roślin w rejonie GOP. Archiwum Ochrony Środowiska 7, 95—166.
[82] Wesely M. L., Hicks B. B., 1977. Some factors that affect the deposition rates of sulfur dioxide and similar gases on vegetation. J. Air Pollut. Control Assoc. 27, 1110—1116.
[83] Wentzel K. F., 1978. Immissionsgrenzwerke für den Wald. Schweiz. Z. Forstwesen 129, 368—380.

Doc. dr hab. STEFAN GODZIK
Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska PAN
ul. M. Curie-Skłodowskiej 34, 41-800 Zabrze