

problemy agrofizyki

POLSKA AKADEMIA NAUK · INSTYTUT AGROFIZYKI



Ossolineum

zeszyt 63

rok 1991

POLSKA AKADEMIA NAUK
INSTYTUT AGROFIZYKI W LUBLINIE

PROBLEMY AGROFIZYKI 63

IGNACY DECHNIK, JAN GLIŃSKI, ADAM KACZOR

OKREŚLENIE MOŻLIWOŚCI DOBORU WSKAŹNIKÓW ROŚLINNYCH DO OCENY STOPNIA ZAGROŻENIA ŚRODOWISKA ROLNICZEGO KWAŚNYMI OPADAMI

WROCŁAW · WARSZAWA · KRAKÓW
ZAKŁAD NARODOWY IMIENIA OSSOLIŃSKICH
WYDAWNICTWO POLSKIEJ AKADEMII NAUK

1991

Komitet redakcyjny
prof. dr JAN GLIŃSKI (redaktor naczelny),
prof. dr IGNACY DECHNIK, prof. dr hab. BOGUSŁAW SZOT,
doc. dr hab. RYSZARD WALCZAK

Okladkę projektował Zygmunt Ziemia

Wykonano ze składopisu dostarczonego przez Instytut Agrofizyki

© Copyright by Zakład Narodowy im. Ossolińskich – Wydawnictwo. Wrocław 1991
Printed in Poland

PL ISSN 0137-6586
ISBN 83-04-03892-7

Zakład Narodowy im. Ossolińskich – Wydawnictwo. Wrocław 1991
Zakład Graficzny Politechniki Wrocławskiej. 978/91.

SPIS TREŚCI

1. WSTĘP.....	5
2. WŁAŚCIWOŚCI OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH A ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA	6
3. REAKCJA ROŚLIN NA ODDZIAŁYWANIE KWAŚNYCH OPADÓW	7
3.1. Uszkodzenia wizualne	7
3.2. Zmiany fizjologiczne i biochemiczne	10
3.3. Skład chemiczny	13
3.4. Właściwości fizykochemiczne	15
3.5. Plonowanie roślin	17
4. WPŁYW KWAŚNYCH OPADÓW NA GLEBY	32
5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI	36
6. LITERATURA	41
7. SUMMARY	48

1. WSTĘP

Zanieczyszczenia powietrza, w wyniku ich emisji do atmosfery, docierają po pewnym czasie do powierzchni ziemi. Znaczna część z nich jest zatrzymywana przez rośliny i gleby. Na skutek tego następuje wiele zmian we właściwościach gleb oraz w rozwoju i wzroście roślin.

Zmiany zachodzące w roślinach - w wyniku przebywania ich w strefie zanieczyszczeń - obejmują uszkodzenia wizualne, procesy fizjologiczne i biochemiczne, skład chemiczny oraz wielkość plonu. W glebach zmieniają się przede wszystkim podstawowe wskaźniki zakwaszenia (pH, Hh, Hw, Al ruch.), a także zawartość siarki, żelaza i manganu.

We wcześniejszym opracowaniu pt. "Rozpoznanie wpływu kwaśnych deszczy na glebę i roślinę" [13] przeanalizowano głównie zagadnienia dotyczące:

- rozprzestrzenienia i zasięgu kwaśnych opadów w Europie i w Polsce;
- składu i dynamiki emitowanych zanieczyszczeń;
- oddziaływania kwaśnych deszczów na stan i rozwój różnych ekosystemów (las, pola uprawne, wody powierzchniowe);
- wpływu kwaśnych opadów na właściwości gleb z uwzględnieniem charakterystyki stanu zakwaszenia gleb Polski i problemu regulacji ich odczynu.

W niniejszej pracy zostały rozpatrzone zmiany zachodzące w roślinach i glebach na skutek oddziaływania kwaśnych opadów. Zmiany te przeanalizowano celem określenia możliwości wykorzystania ich do oceny stopnia zagrożenia środowiska kwaśnymi opadami. Należy zaznaczyć, że pojęcie kwaśny opad lub deszcz - zgodnie z poszerzoną definicją podawaną w literaturze - obejmuje również zanieczyszczenia w formie gazowej, ponieważ trudno jest w środowisku oddzielić negatywne skutki wpływu klasycznego kwaśnego deszczu (wet deposition) od oddziaływania tzw. opadu suchego (dry deposition).

Omówione w przedłożonym opracowaniu zagadnienia oparto na podstawie danych z literatury przedmiotu oraz częściowo na wynikach badań własnych. W opracowaniu tym analizuje się wpływ na rośliny zanieczyszczeń w postaci płynnej oraz dwutlenku siarki jako dominującej formy gazowej.

2. WŁAŚCIWOŚCI OPADÓW ATMOSFERYCZNYCH A ZANIECZYSZCZENIE ŚRODOWISKA

W zależności od wielkości emisji zanieczyszczeń pierwotnych (SO_2 , NO_x) ulega zmianie charakter opadów, w tym głównie ich pH. Opady atmosferyczne nie zanieczyszczone mają pH około 5,6 [83]. Czynniki wpływającymi na obniżenie pH opadów są jony H^+ , SO_4^{2-} i NO_3^- . Ogólnie znana jest prawidłowość występowania deszczów o niższych wartościach pH w okolicy terenów uprzemysłowionych [46, 57, 72, 86]. Spadkowi pH towarzyszy zwykle zwiększona zawartość siarczanów.

Sykut [67] uważa, że ilość siarki zawarta w opadach atmosferycznych może stanowić dobry wskaźnik zanieczyszczenia atmosfery tym składnikiem. W wieloletnich badaniach autor wykazał wysoką korelację pomiędzy zawartością siarki w wodach opadowych i w wodach z dozwońdzeń lizymetrycznych. W okresie badawczym stężenie S-SO_4^{2-} w wodach opadowych wynosiło 2,4-5,2 mg S l⁻¹ (tab.1),

Tabela 1. Stężenie i ilości sumaryczne w wodach opadowych i lizymetrycznych w latach 1974-79 [za 67]

Rodzaj próbek	Lata					
	1974	1975	1976	1977	1978	1979
Stężenie mg S l ⁻¹						
Wody opadowe	5,1	2,4	4,8	5,2	4,1	3,6
Wody z lizymetrów	46,3	14,1	25,8	39,4	28,9	20,3
Ilość sumaryczna g S m ⁻²						
Wody opadowe	3,5	1,1	0,4	3,1	1,9	1,6
Wody z lizymetrów	16,7	2,6	2,4	8,4	5,7	4,1
mm H ₂ O rok ⁻¹						
Ilości opadów	686,0	458,0	83,3	596,0	463,4	438,0
Ilości przesączy	360,7	184,4	93,0	213,2	197,2	202,0

a ilości siarki, jakie spadały w tym czasie na 1ha wynoszą 4 - 35kg S rocznie. Na zróżnicowanie ilości siarki w dozwońdzeniu lizymetrycznym miały wpływ różne ilości opadów w poszczególnych

latach, jak również zróżnicowanie ilości SO_2 , emitowane do atmosfery.

Wahania wartości pH opadów oraz mokrej formy osadzania się SO_2 i NO_x w południowej części Polski podaje Kasina [40]. W większości punktów obserwacyjnych większe stężenie siarczanów było stwierdzane w zimie, a kwasowość opadów atmosferycznych w mieście przemysłowym była mniejsza niż w krajobrazie otwartym (tab.2). Autor stwierdził brak korelacji między zawartością siarczanów a zwiększeniem się kwasowości opadów atmosferycznych. Przyczyna tego zjawiska jest tłumaczona częściową neutralizacją siarczanów przez związki wapnia, które są składnikiem zapylenia atmosfery w tym regionie kraju. W świetle tych badań pH opadów w rejonach zapyłonych związkami alkalicznymi nie może być wskaźnikiem zanieczyszczenia atmosfery związkami siarki.

3. REAKCJA ROŚLIN NA ODDZIAŁYWANIE KWAŚNYCH OPADÓW

Dwutlenek siarki - podstawowy składnik zanieczyszczeń powietrza - ulega w atmosferze licznym procesom chemiczno-fizycznym. Zarówno SO_2 jak i produkt jego przemian, po okresie przebywania w górnych warstwach atmosfery docierają do powierzchni ziemi. Tutaj znaczna część z nich jest zatrzymywana i kumulowana przez rośliny i gleby. W wyniku tego ulegają zmianie właściwości gleb oraz wzrost, rozwój i skład chemiczny roślin. Zmiany te mogą być pomocne w określaniu stopnia skażenia środowiska związkami siarki. Zagadnienia te są przedmiotem wielu opracowań naukowych.

W biologicznych metodach oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza wykorzystuje się różne grupy roślin: porosty, mchy, grzyby i rośliny wyższe. Przy ocenie bierze się pod uwagę stopień uszkodzenia roślin, zmiany fizjologiczne, biologiczne i fizykochemiczne oraz skład chemiczny różnych organów oraz plonowanie.

3.1. Uszkodzenia wizualne

Wśród uszkodzeń wizualnych, wywoływanych przez SO_2 , wyróżnia się ostre i chroniczne [72]. Ostre uszkodzenia liści powodowane są krótkotrwałymi wysokimi stężeniami gazu. Występują one w postaci nekrozy koloru kości słoniowej, brązowego bądź czerwono-brązowego. Nekrozy te umiejscawiają się między nerwami, na brzegach lub na wierzchołkach liści. W wyniku długotrwałego oddziaływania SO_2 o

Tabela 2. Średnie roczne wartości pH i koncentracja siarczanów w opadach [za 40]

Rodzaj obszaru Stanowiska pomiarów	pH	Stężenie siar- czanów $\mu\text{g S}$ cm^{-3}	Wilgotne osa- dzenie się g S cm^{-1}
Obszar miasta			
Okres: kwiecień 1975- marzec 1979			
1	5,30	5,04	3,55
2	5,25	5,76	2,97
3	5,10	4,30	2,77
Obszary wiejskie			
Okres: kwiecień 1975- marzec 1977			
4	4,64	2,98	1,78
5	4,65	2,40	1,78
6	4,40	2,35	1,48
7	4,85	2,91	1,73
8	4,50	2,41	1,20
9	4,95	3,01	1,40
10	4,30	2,67	1,61
11	4,50	2,59	1,79
12	4,30	2,34	1,33
Okres: kwiecień 1977- marzec 1979			
13	4,92	1,56	0,80
Obszar górski			
Okres: kwiecień 1975- marzec 1979			
14	4,45	0,55	0,88

niższym stężeniu i kwaśnych opadów o pH poniżej 4,5, na roślinach pojawiają się uszkodzenia chroniczne. Objawiają się one w postaci chloroz o barwie białej przez żółtą do jasnobrazowej [46,56,57].

W badaniach, prowadzonych na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego [82], zawartość chlorofilu w liściach, na których występowały objawy chlorozy lub nekrozy, była obniżona do 50% w

stosunku do roślin z obiektów kontrolnych.

Skawina [64] stwierdził w doświadczeniach polowych z żytem - przy stężeniu $0,3-0,8 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$ powietrza - nekrozę wierzchołków i brzegów liści, poprzedzoną zmianą barwy na jasnobrunatną. Autor zauważył także, że wiele roślin miało drobne liście i nie wykształciło ziarniaków.

Myszká i współautorzy [53], prowadząc doświadczenia wazonowe z jęczmieniem, zaobserwowali, że stopień uszkodzenia blaszek liściowych przez SO_2 zależał od formy nawożenia azotowego. Najkorzystniejszym nawozem azotowym okazał się mocznik.

W kilkuletnich doświadczeniach wazonowych z roślinami motylkowatymi i trawami [35,51], traktowanymi SO_2 o stężeniu $1,2 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$, u wszystkich testowanych gatunków zaobserwowano uszkodzenia blaszek liściowych w formie nekroz i wżerów. Najwcześniej stwierdzono je na starych liściach koniczyny białej i czerwonej, najpóźniej w postaci jasnych końców, a następnie brzegów blaszek liściowych dostrzeżono je u kostrzewy czerwonej. Uszkodzone tkanki blaszek liściowych po paru dniach obumierały.

Organy asymilacyjne jęczmienia i owsa - w badaniach prowadzonych tą samą metodyką jak cytowane powyżej - były mniej podatne na toksyczny wpływ SO_2 niż organy gorczycy i gryki. Nasilenie tych objawów u roślin zbożowych zmniejszało się wyraźnie - w porównaniu z gorczycą i gryką - przy lepszym zaopatrzeniu ich w potas [38].

Ocena występowania uszkodzeń na liściach roślin na otwartej przestrzeni jest znacznie utrudniona. Wynika to z jednoczesnego oddziaływania na rośliny zanieczyszczeń gazowych i pyłowych. Aby tego uniknąć, w celach badawczych prowadzi się obserwacje roślin, stosując opady symulowane o zróżnicowanym stężeniu i składzie.

Evans [16], biorąc jako kryterium stopień widzialnych uszkodzeń liści, za najwrażliwszą grupę roślin uznał zielne dwuliścienne. Do mniej wrażliwych autor zaliczył drzewiaste dwuliścienne, iglaste i jednoliścienne. W innych badaniach [cyt. za 83]; fasolę, soję i buraki umieszczono w grupie roślin wrażliwych, a rośliny zbożowe zaliczono do mniej podatnych na kwaśne opady. Po przetestowaniu [cyt. za 61] ponad 200 gatunków roślin, największe uszkodzenie liści odnotowano u pomidora, tytoniu, słonecznika, bawełny, soi i oberżyny. Obszar i stopień uszkodzeń wystąpił w mniejszym stopniu na liściach pszenicy ozimej, kukurydzy, sałaty, lucerny, kostrzewy łąkowej i

koniczyny czerwonej.

W literaturze [cyt. za 61] spotyka się stwierdzenia, że rozmiary uszkodzeń liści, głównie we wczesnych fazach wzrostu roślin, mogą być dobrym wskaźnikiem zanieczyszczeń atmosfery. Wydaje się, że przy pewnym zakresie stężeń wykorzystanie do tego celu diagnostyki liściowej może okazać się bardzo przydatne.

3.2. Zmiany fizjologiczne i biochemiczne

Pierwszymi objawami toksycznego oddziaływania kwaśnych opadów w postaci suchej i mokrej są zaburzenia w transpiracji i oddychaniu, przy jednoczesnym obniżeniu natężenia fotosyntezy [57, 82, 86]. Z badań Warteresiewicz [82] i innych [76] wynika, że liście roślin z terenów przemysłowych i objętych emisją SO_2 szybciej tracą wodę i węgla w porównaniu z liśćmi roślin rejonu kontrolnego. Rośliny stają się wtedy bardziej podatne na choroby i szkodniki. W końcowym efekcie może zmniejszyć się przyrost ich biomasy. Uszkodzenia tego typu określa się w literaturze niewidocznymi lub fizjologicznymi [72]. Według oceny specjalistów [7], tzw. fizjologiczne osłabienie roślin obejmuje w naszym kraju połowę powierzchni leśnej.

O skali skażenia środowiska kwaśnymi opadami można też wnioskować na podstawie zmian biochemicznych w roślinach. Zmiany te, obok fizjologicznych, występują już na początku wegetacji roślin, kiedy jeszcze nie dostrzega się wpływu zanieczyszczeń na uszkodzenia i plonowanie organizmów roślinnych. W tabeli 3 przedstawiono reakcję SO_2 na aktywność niektórych enzymów, a w tabeli 4 oddziaływanie tego gazu na procesy metaboliczne roślin. W wyniku fumigowania roślin SO_2 obniża się proces fotosyntezy oraz koncentracja chlorofilu, witamin, cukrów i białek. Jednocześnie obserwuje się wzrost stężenia wolnych aminokwasów, putrescyny i etylenu.

Tabela 3. Wpływ dwutlenku siarki na aktywność enzymów w roślinach [za 34]

Rodzaj enzymu	Reakcja enzymu	Nazwa rodzajowa roślin	Stężenie SO ₂ ppm	Autorzy
Dehydrogenaza glutaminianowa	↑	groch, wyka, jęczmień, świerk, życica	0,1-1	Jensch, Jager(1981) Rabe, Kreeb(1979)
Syntetaza glutaminianowa	—	groch, życica, wiechlina	0,1-2	Jager/Pahlich/Wellburn(1976)
Transaminaza glutaminianowa	↑ ↓	groch, szczaw, jęczmień, tulipan, lucerna	0,1-1	Jager(1975), Horsman, Wellburn (1975, 1976), Rabe, Kreeb(1979, 1980)
Peroksydaza	↑	świerk, sosna, groch, życica	0,05-2	Keller(1974), Wellburn i in. (1976)
Karboksylaza rybulozodwufosforanowa	↓	groch, sosna, szpinak	0,2-2	Horsman, Wellburn(1975, 1977) Hallgren(1978), Ziegler(1972)
Dehydrogenaza glukozo-6-fosforanowa	↑ ↓	jęczmień, wyka, lucerna	0,02-0,3	Rabe, Kreeb(1979, 1980)
Reduktaza azotynowa	↓	życica, kupkówka, tymotka, wiechlina	0,06-1	Wellburn i in. (1980, 1981)

↑ - wzrost aktywności
↓ - spadek aktywności

Tabela 4. Wpływ SO_2 na koncentrację niektórych związków i aktywność metabolicznych procesów w roślinach

Rodzaj związku lub metabolicznego procesu	Reakcja roślin	Nazwa rodzajowa roślin	Stężenie SO_2 ppm	Autorzy
Kwasy aminowe	↑	groch, kukurydza, sałata, zycica, świerk, sosna	0,1-0,3	Jäger i in. (1970), Godzik, Linskens (1974), Malhotra, Sarkar (1979), Cowling, Bristolow (1979)
Glutamina Kwas glutaminowy	↑	groch, kukurydza, sałata, zycica, mak, świerk	0,1-0,5	Jäger, Paul, Bassham (1978)
Glutation	↑	groch, świerk	0,1-0,3	Grill, Esterbauer (1973), Grill i in. (1979)
ATP	↓	groch, fasola, zycica, sosna	0,06-0,3	Fisher (1967), Paulich (1975), Hoffmann i in. (1976), Wellburn i in. (1981), Harvey, Legg (1979)
Etylen	↑	lucerna, świerk	0,05-1	Bassham i in. (1979), Brucher (1979), Yang (1979)
Chlorofil, witaminy, proteiny, lipidy, cukry, ketokwasy, fotosynteza	↓	szpinak, świerk	0,05-0,2	Silvius i in. (1975), Hollgren (1978), Keller (1978)
Glikoliza, fosforylacja, cykl pentozowy	↓	fasola	0,2-3	Wellburn i in. (1981), Hayes (1980)
Putrescyna	↑	groch, kukurydza, świerk, sałata, zycica, fasola	0,1-0,3	Jäger (1975), Pribe i in. (1978), Cowling, Bristolow (1979), Pribe, Queiroz (1981)

↑ - wzrost aktywności i koncentracji
↓ - spadek aktywności i koncentracji

3.3. Skład chemiczny

W pracach, dotyczących wpływu zanieczyszczeń na organizmy roślinne - w tym głównie SO_2 - w dużym stopniu zajmowano się analizą chemiczną roślin. Wynika to stąd, że skład chemiczny rośliny dostarcza informacji o stanie odżywiania i metabolizmie, które rzutują na plonowanie [20,79,80].

Koncentracja makro- i mikroelementów w suchej masie roślin, znajdujących się w strefie zanieczyszczonej, ulega dużym zmianom [18,48,81]. Bardziej wyraźne zmiany odnotowuje się w wegetatywnych częściach roślin [38,82,85].

Na skutek zwiększonej absorpcji SO_2 i siarczanów, w organizmach roślin akumulują się znaczne ilości siarki siarczanowej. Najwyższe stężenie siarczanów stwierdza się w najstarszych liściach roślin. Związane to jest z pobieraniem SO_2 przez cały okres wegetacji [18,38,85]. Faller i współautorzy [18] stwierdzili trzykrotnie większe ilości S-SO_4 w s.m. słonecznika, przebywającego dłużej w atmosferze skażonej SO_2 . W wielu pracach [18,38,51,53,65] podkreśla się, że o zawartości siarki siarczanowej w roślinach decydowało w zasadniczym stopniu stężenie gazu w powietrzu. W zależności od stężenia, czasu oddziaływania dwutlenku siarki oraz gatunku rośliny, zawartość siarczanów w suchej masie roślin może wzrosnąć 1,5-20 razy, podczas gdy siarki organicznej 1-3-krotnie [18,27].

Na poziom kumulacji siarczanów w roślinach wywiera wpływ wiele czynników. Do najważniejszych z nich należą: warunki klimatyczne, glebowe, pory roku, wiek roślin i liści [18,25,38,48,50,81]. W warunkach optymalnej wilgotności rośliny gromadzą znacznie więcej S-SO_4 , i redukcja plonów jest wyższa niż w czasie suszy (50).

Zahn [87] i Guderian [25], nawożąc rośliny fumigowane SO_2 różnymi dawkami nawozów azotowych, stwierdzili mniejszą kumulację siarczanów w roślinach nawożonych azotem. Wynikało to z wytworzenia przez nie wyższych plonów. W badaniach Myszki i współautorów [53], na gromadzenie siarki siarczanowej w liściach gryki i jęczmienia wpływała forma nawożenia azotowego. Fumigowane rośliny, a szczególnie jęczmień, w wyniku nawożenia mocznikiem akumulowały mniejsze ilości S-SO_4 w stosunku do roślin nawożonych saletrą amonową i wapniową. W innych badaniach Priebe i współautorzy [58] uzyskali wyższą zawartość siarki mineralnej w roślinach fumigowanych SO_2 , żywionych wyłącznie azotanami niż nawożonych w połowie azotem amonowym i

azotanowym. Większą redukcję plonu pod wpływem dwutlenku siarki stwierdzono jednak w drugim przypadku. Świadczy to, że toksyczny wpływ SO_2 nie jest uwarunkowany wyłącznie intensywnością pobierania gazu. W analizowanym doświadczeniu czynnikiem dodatkowym była forma żywienia azotowego.

O pobieraniu siarki z powietrza decyduje też jej ilość w pożywce. Udział jonu siarczanowego, pobranego z powietrza, w całkowitej jego zawartości w roślinach jest niższy u roślin zaopatrzonych w ten składnik niż u organizmów, odczuwających niedobór siarki [za 46, 62, 83].

W wielu publikacjach autorzy wskazują, że kumulacja różnych form siarki w masie roślin może być wskaźnikiem do oceny stopnia skażenia środowiska.

W połowie lat siedemdziesiątych Skawina i współautorzy [65] zaproponowali zastosowanie testu roślinnego do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza SO_2 . Jako roślinę testową wybrali żyto, uwzględniając długi okres wegetacji tej rośliny oraz szerokie rozpowszechnienie uprawy w naszym kraju. Analizy materiału wykazały wyraźną zależność między zawartością siarczanów w liściach żyta a odległością miejsca wzrostu roślin od źródła emisji SO_2 .

Prace w kraju w tym zakresie kontynuowała Warteresiewicz [81]. Jej wieloletnie badania dotyczyły zależności pomiędzy stopniem uszkodzenia, plonowaniem i zawartością siarki w roślinach a stopniem zanieczyszczenia atmosfery SO_2 . Autorka jednoznacznie stwierdziła, że rośliny mogą stanowić dobry wskaźnik zanieczyszczenia powietrza. Analizując różne gatunki roślin i drzew, a w obrębie nich różne organy (liście, żdźbła), najwyższą korelację ($r > 0,80$) uzyskała ona pomiędzy stopniem zanieczyszczenia atmosfery a ilością siarki ogólnej w liściach roślin (tab.5). Ze względu na wpływ środowiska i występujące w okresie wegetacyjnym wahania w poziomie siarki w roślinach, Warteresiewicz postuluje przestrzeganie jednakowych warunków przy pobieraniu prób roślinnych do analiz chemicznych. Próby te muszą być reprezentatywne i ekologicznie porównywalne, na co również zwraca się uwagę w innych pracach [24, 25].

W badaniach, prowadzonych w rejonie Zakładów Petrochemicznych w Płocku [10], analizowano zależności pomiędzy zanieczyszczeniem atmosfery związkami siarki a jej ilością w glebach i roślinach. Po

przetestowaniu wielu roślin, najlepszym wskaźnikiem zanieczyszczenia atmosfery siarką okazała się słoma zbóż, czyli roślin o niskim zapotrzebowaniu na ten składnik (tab.6). Zawartość siarki w glebie - jak wskazują autorzy - była uzależniona od stopnia uwilgotnienia gleb. W warunkach doświadczenia lizymetrycznego, przy utrzymywaniu stałej wilgotności, adsorpcja SO_2 i siarczanów z powietrza była łatwiejsza i korelowała w znacznym stopniu z ilością siarczanów w opadach. Zależności tych nie uchwycono w analizach glebowych z doświadczeń fitometrycznych.

Lötchert i Köchm [47] analizowali stan zanieczyszczenia powietrza we Frankfurcie na podstawie ilości siarki całkowitej w korze drzew. Autorzy wyższą zawartość siarki oznaczyli w korze drzew, rosnących w rejonach o wyższej koncentracji SO_2 w powietrzu.

Hutten [33] stwierdził, że do oceny skali zanieczyszczeń dużą przydatność ma analiza zawartości siarki w igłach roślin szpilkowych. Autor pobierał materiał do oznaczeń ze zdrowych drzew, ze środka korony na wysokości 5-9m. Jest to dosyć istotne, gdyż stan zdrowotny igieł w dużym stopniu decyduje o kumulacji siarki przez drzewa szpilkowe. Podobnie Hartel i Grill [29] znaleźli wysoką korelację ($r=0,88$) pomiędzy ilością siarki w igłach sosny a emisją SO_2 . Według Huttana [33], trudno mówić o prostej zależności między stężeniem siarki w igłach a koncentracją SO_2 . Autor ten uważa, że na wielkość kumulacji S og. istotny wpływ ma kierunek wiatru i częstotliwość opadów.

• 3.4. Właściwości fizykochemiczne

Wielu ekologów uważa, że pH wyciągu z kory różnych drzew i krzewów jest dobrym wskaźnikiem zanieczyszczenia powietrza [54,66,89].

W Polsce liczne badania w tym zakresie przeprowadziła Grodzińska [22,23]. Autorka przetestowała korę wielu gatunków drzew i krzewów (lipa, dąb, grab, olsza, olszyna), uzyskując wysoką korelację pomiędzy pH wyciągu kory drzew a zawartością SO_2 w powietrzu. Barkman [5], Grodzińska [22] i inni [36,89] uważają, że bardziej czuła na zmiany pH jest kora drzew iglastych. Grether [21] natomiast, określając pH dębu i wiązu w stanie Minnesota, nie zanotował żadnej zależności pomiędzy zakwaszeniem kory drzew a stopniem zanieczyszczenia powietrza. Grodzińska [24] i inni autorzy [63,66] podkreślają, że na wynik tego biotestu mają duży wpływ takie

Tabela 5. Zawartość siarki (%) w roślinach z terenów o różnym zanieczyszczeniu powietrza przez SO₂ [za 81]

Punkty badań	Średnie zanieczyszczenie powietrza SO ₂ mg SO ₂ /100cm ⁻² doba ⁻¹	Liście zbóż		Ziemniaki liście	Buraki pastewne liście młode	Buraki pastewne liście stare
		żyto	owies			
I kontrola	0,40	0,24	0,22	0,29	0,58	0,41
II	0,71	0,78	0,77	0,60	0,80	0,75
III	0,95	0,71	0,56	0,77	0,88	0,78
IV	1,00	0,79	0,60	0,67	1,01	0,95
V	1,60	1,01	-	1,19	1,22	0,64
VI	2,18	1,15	1,01	1,44	1,45	1,37
NIR p=0,05		0,09	0,08	0,09	0,12	0,09
						0,10

Tabela 6. Zależności pomiędzy ilością siarki w opadach atmosferycznych a zawartością w glebie i roślinach [za 10]

Punkty doświadczalne	Odległość od emitatora km.	S w opadach mg l ⁻¹	S w glebie-mg S 100g ⁻¹		S ogólna w roślinach %	
			ogólna	S-SO ₄	żyto	jęczmień sienna
I	0	32,8	64,0	24,0	-	-
II	0,8	18,5	57,0	16,3	0,15	0,22
III	3	8,7	49,0	6,0	0,11	0,20
IV	7	12,8	50,0	5,9	0,11	0,20
V	10	8,8	45,0	2,2	0,06	0,14
VI	16	8,4	44,0	2,2	0,06	0,17
VII	27	6,5	45,0	1,8	0,06	0,17
						0,07

czynniki, jak: wiek i zdrowotność drzewa, technika pobierania kory, długość okresu od chwili pobrania kory do momentu wykonania analizy, stosowana technika laboratoryjna.

Härtel i Grill [29], Kienzl i Härtel [44] oraz Lötschert i Kohn [47] uważają, że bardziej czułym wskaźnikiem od odczynu kory drzew jest pomiar przewodnictwa elektrycznego. Autorzy ci twierdzą, że nawet przy bardzo małym wzroście emisji SO_2 w powietrzu - nie powodującym zmiany pH kory - następuje podwyższenie wartości przewodnictwa elektrycznego. Härtel [28] badał zależności pomiędzy zawartością SO_2 w powietrzu a pH i Cb^* w korze sosny, fumigowanej dwutlenkiem siarki. Autor uzyskał bardzo wysoką korelację ($r=0,83$) pomiędzy wartościami przewodnictwa elektrycznego i koncentracją SO_4^{2-} w ekstrakcie kory (rys.1).

W tabeli 7 zamieszczono współczynniki korelacji, obrazując związki pomiędzy zanieczyszczeniem powietrza SO_2 i wybranymi oznaczeniami w korze drzew. Wyniki te, uzyskane przez różnych badaczy, świadczą o dużej przydatności tego biotestu do prognozowania skali skażenia powietrza.

3.5. Plonowanie roślin

Jak podkreślono w poprzednim opracowaniu pt. "Rozpoznanie wpływu kwaśnych deszczy na glebę i roślinę" [33], oddziaływanie kwaśnych opadów na kształtowanie się wysokości plonu roślin uprawnych nie jest dla wielu gatunków i zbiorowisk jednoznacznie określone.

W wielu pracach podejmowano próby określenia wielkości stężeń SO_2 w powietrzu, szkodliwych dla roślin [18,27,37,60]. Wyniki tych badań są bardzo rozbieżne, co wiąże się ze złożonością zagadnienia. Są one bardziej porównywalne, jeżeli rozpatrywać je odrębnie według różnych kryteriów: redukcji plonu, wysokości roślin, wielkości uszkodzeń organów asymilacyjnych [88]. Dalsze rozbieżności wynikają z różnych warunków, w jakich są przeprowadzane eksperymenty (doświadczenia terenowe, ściśle, czas i częstotliwość fumigacji, rodzaj gleby itp.).

* Cb - przewodnictwo elektryczne.

Rys. 1. Kształtowanie się SO_4^{2-} , przewodnictwa elektrycznego (Cb) i pH w korze sosny po 4 tygodniach fumigacji SO_2 [za 28]

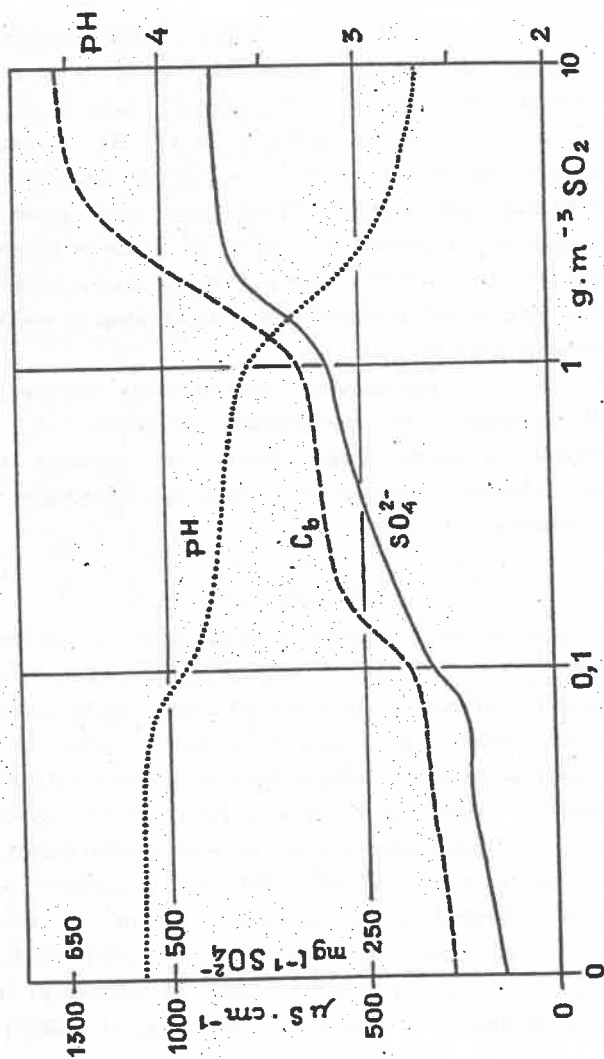


Tabela 7. Współczynniki korelacji pomiędzy zanieczyszczeniem powietrza i przewodnictwem elektrycznym w korze drzew [za 29, 44, 47]

Korelacja	Rodzaj terenu	Gatunek drzewa	Współczynniki korelacji	Autorzy
$C_b:SO_2$	przemysłowy	świerk	0,87+++	Hartel, Grill (1972)
$C_b:SO_2$	przemysłowy	drzewa liściaste	0,83+++	Lötschert, Köhm (1977)
$C_b:SO_2$	miejski	świerk	0,64++	Hartel, Kienzel (1979)
$C_b:S(igły)$	przemysłowy	świerk	0,83++	Hartel, Grill (1972)
$C_s:S(igły)$	przemysłowy	świerk	0,86++	Hartel, Grill (1972)
$C_b:S(kora)$	przemysłowy	drzewa liściaste	0,77+++	Lötschert, Köhm (1972)
$C_s:S(liście)$	miejski	buk	0,43++	Hartel, Kienzel (1979)
$C_b:odi.od emitora$	miejski	świerk	0,84+++	Hartel, Kienzel (1979)
$C_s:odi.od emitora$	miejski	świerk	0,96+++	Hartel, Kienzel (1979)
pH : S (kora)	miejski	świerk	0,44++	Hartel, Kienzel (1979)
pH : S (kora)	przemysłowy	drzewa liściaste	0,93+++	Lötschert, Köhm (1977)

C_b - przewodnictwo elektryczne - całkowite,

C_s - przewodnictwo elektryczne częściowe, wynikające z obecności S,

+++ - istotność r przy p(0.001), ++ - istotność r przy p(0.1), + - istotność r przy p(0.05).

Stoklasa, Reckendorfer i Baran [18] podają, że stymulujące stężenia dwutlenku siarki, w zależności od gatunku rośliny, leżą w granicach 0,2 ppm-1,5 ppm* (0,52-3,9 mg SO₂ m⁻³ powietrza). Kachniarz i Kosicka [37] stwierdzają, że za próg czułości dla większości roślin przyjmuje się najczęściej stężenie SO₂, równe 0,3 ppm (0,78 mg SO₂ m⁻³) w czasie ekspozycji 8 godzin. W takich warunkach uszkodzane zostają liście w średnim wieku i pojawiają się chlorotyczne plamy między nerwami. Na podstawie kilkuletnich eksperymentów, dokonywanych w rejonach oddziaływania SO₂, Guderian i Stratman [za 27] oznaczyli graniczne stężenia tego gazu dla niektórych gatunków roślin (tab.8). Należy zaznaczyć, że przy dolnych wartościach podanych stężeń

Tabela 8. Graniczne stężenia dwutlenku siarki dla wybranych gatunków roślin [za 27]

Roślina	podczas trwania emisji [*] mg SO ₂ m ⁻³ pow.		podczas okresu pomiarowego ^{**} mg SO ₂ m ⁻³ pow.	
	od	do	od	do
Pszenica ozima	0,62	0,73	0,023	0,062
Zyto	0,73	0,81	0,062	0,133
Pszenica jara	0,60	0,99	0,039	0,13
Owies	0,60	1,50	0,039	0,13
Rzepak jary	0,60	0,60	0,039	0,32
Ziemniaki	0,55	0,81	0,026	0,039
Buraki	-	0,81	0,062	0,133
Koniczyna, lucerna	0,65	0,81	0,06	0,132
Owies (na zielono)	0,60	0,99	0,039	0,13
Zyto (na zielono)	0,73	0,81	0,062	0,13

*średnie 10-minutowych pomiarów o koncentracji > 0,26 mg SO₂ m⁻³ pow.,

**średnie koncentracje podczas całego okresu ekspozycji roślin.

*1ppm w temp. 0°C, ciśn. 760mm odpowiada 2,85mg m⁻³ dla warunków naturalnych można przyjąć, że 1ppm=2,6mg m⁻³.

granicznych nie stwierdzono uszkodzeń, podczas gdy przy górnych wystąpił wyraźny ujemny wpływ na wzrost, wielkość i jakość plonów badanych gatunków roślin.

Doświadczenia, prowadzone przez różnych autorów [18,38,61,81,85], pozwoliły na rozróżnienie trzech grup roślin uprawnych, odznaczających się różną tolerancją na SO_2 :

- motylkowate (lucerna, koniczyna) - reagują na stężenia wyższe od $0,57\text{mg SO}_2\text{m}^{-3}$ powietrza;

- zbożowe (jęczmień, owies) - znoszą stężenia do $0,86\text{mg SO}_2\text{m}^{-3}$ powietrza;

- ziemniaki, rzepak jary - reagują dopiero na stężenie wyższe od $2,2\text{mg SO}_2\text{m}^{-3}$ powietrza.

Podawane przez autorów podziały roślin według wrażliwości na SO_2 dostarczają jedynie orientacyjnych informacji, ponieważ reakcja danego gatunku rośliny na SO_2 zależy od wielu czynników. Kilkuletnie badania, prowadzone przez Warteresiewicz [81] na terenie GOP wykazały, że do grupy roślin bardzo wrażliwych na SO_2 należy zaliczyć: lucernę, grykę, szpinak i gorczycę. Do stosunkowo mało wrażliwych autorka włącza kukurydzę i burak ćwikłowy.

W wielu pracach [6,18,43,50,68,71,81] udowodniono, że szkodliwość SO_2 dla roślin zależy od zespołu czynników, w którym można wyodrębnić:

- a) czynniki zewnętrzne bezpośrednie, do których należą: stopień skażenia powietrza dwutlenkiem siarki, czas i częstotliwość występowania gazu, obecność towarzyszących zanieczyszczeń gazowych w atmosferze;

- b) czynniki zewnętrzne pośrednie: wilgotność środowiska, nasłwetlenie roślin, rodzaj gleby, jej właściwości fizykochemiczne i zasobność w składniki pokarmowe (naturalna lub ukształtowana przez nawożenie);

- c) uwarunkowanie wewnętrzne: gatunkowe, odmianowe oraz wynikające z fazy rozwojowej roślin.

Przy niekorzystnym układzie czynników zewnętrznych pośrednich szkodliwie oddziałują na wzrost roślin już stężenia w granicach $0,02-0,1\text{mg SO}_2\text{m}^{-3}$ powietrza [42,69,84,88].

Andrzejewski [1] sygnalizuje, że o uszkodzeniach roślin przez dwutlenek siarki decyduje często nie średnie stężenie, lecz chwilowe maksima - nawet wówczas, gdy utrzymują się one nie dłużej niż 20 min.

Wynika z tego, że do prawidłowej oceny stopnia uszkodzenia roślin potrzebna jest znajomość ekstremalnych wartości stężeń i czasu ich oddziaływania.

Obserwacje Bella i Cloughe'a [6] wykazały, że ekotypy życicy trwałej, zebranej z regionu podlegającego wpływowi zanieczyszczeń przemysłowych, są bardziej tolerancyjne na dwutlenek siarki niż ekotypy nie przystosowane do niego. Prawdopodobnie naturalna populacja roślin jest selekcjonowana przez subletalne stężenia SO_2 w powietrzu. Spostrzeżenia te sugerują, że istnieje możliwość wyhodowania odmian bardziej odpornych na SO_2 .

Reakcja roślin na dwutlenek siarki jest inna, jeśli są one poddawane oddziaływaniu tego gazu w obecności innych związków fitotoksycznych [49].

Karnosky [39] badał w kontrolowanych komorach fumigacyjnych zachowanie się pięciu klonów siewek topoli na oddziaływanie SO_2 i ozonu. Doświadczenie wykazało, że łączne działanie obu gazów spowodowało większe uszkodzenie roślin niż dla każdego z gazów osobno. Inne eksperymenty [2,3,71] dowiodły, że toksyczny wpływ dwutlenku siarki jest wyższy w obecności tlenków azotu. W związku z tym stężenia progowe, powodujące uszkodzenia roślin, były obniżone.

Z doświadczeń vegetacyjnych, przeprowadzonych przez Wondrauscha, Ginalskiego i Malmową [85] oraz innych [35,48,51,85] wynika, że fumigacja roślin dwutlenkiem siarki z dodatkiem amoniaku łagodziła ujemne działanie SO_2 (tab.9). Reakcję neutralizacji dwutlenku siarki amoniakiem wykorzystuje się w próbnym badaniach do odsiarczania spalin wydanych do atmosfery.

Odporność roślin przebywających w atmosferze SO_2 , uzależniona jest od wilgotności powietrza i nasłonecznienia.

Stwierdzono [49,50,55,77], że w warunkach wysokiej wilgotności rośliny są bardziej wrażliwe na SO_2 niż w warunkach bliskich współczynnika wędnięcia. Mniejsza wrażliwość występuje nocą ze względu na zamknięte aparaty szparkowe. W miarę wzrostu temperatury i nasłonecznienia odporność roślin zmniejsza się. Parczewski [55] ustalił, że przy wilgotności względnej powietrza poniżej 70%, utlenianie SO_2 jest bardzo powolne. Proces ten osiąga maksimum przy wartościach bliskich nasyceniu parą wodną.

Unsworth i współautorzy [76] dostrzegli zależność pomiędzy

Tabela 9. Wpływ neutralizacji dwutlenku siarki amoniakiem na plonowanie niektórych roślin, g/wazon [za 35,51]

Roślina	Gazy użyte do fumigacji					NIR ($p=0,05$)
	0	SO ₂ I	SO ₂ II	SO ₂ II+NH ₃	NH ₃	
Tymotka łąkowa	20,1	16,1	8,6	17,4	23,5	4,0
Kupkówka pospolita	23,6	20,6	12,6	23,5	29,6	3,7
Zycica trwała	17,0	15,4	11,1	16,3	20,2	2,8
Koniczyna łąkowa	17,8	17,8	12,7	19,3	19,0	1,5
Koniczyna biała	35,0	47,0	23,3	34,3	37,6	3,1

0 - kontrola, bez dozowania gazów,

SO₂ I - SO₂ o stężeniu 0,2 mg SO₂ m⁻³ pow.,

SO₂ II - SO₂ o stężeniu 1,2 mg SO₂ m⁻³ pow.,

SO₂ II + NH₃ - SO₂ II i NH₃ w stężeniu 0,6 mg m⁻³ pow.,

NH₃ - amoniak gazowy w stężeniu 0,6 mg m⁻³ pow.

stężeniem dwutlenku siarki a stopniem otwarcia szparek roślin. W miarę wzrostu koncentracji gazu następowało większe otwarcie szparek, co w konsekwencji prowadziło do nadmiernej utraty wody przez rośliny. Zjawisko to jest szczególnie groźne w okresie dużego nasłonecznienia. Zahn [88] stwierdził maksymalną wrażliwość roślin na SO₂ w godzinach południowych. Według tego autora, dwutlenek siarki jest najbardziej szkodliwy dla roślin w cztery godziny po wschodzie słońca.

Markowski i współautorzy [50] badali oddziaływanie SO₂ o koncentracji 0,3 i 0,5 ppm na sześć gatunków roślin. Wyraźne uszkodzenia liści, jakie obserwowali przy optymalnych warunkach wilgotności, nie pojawiły się w warunkach suszy u słonecznika, roślin motylkowatych i tytoniu, a u jęczmienia i kukurydzy były znacznie mniejsze.

W pracach z zakresu ochrony środowiska podkreśla się coraz częściej, że rośliny rosnące w optymalnych warunkach siedliskowych (głównie dostateczna zawartość składników pokarmowych) są mniej wrażliwe na działanie SO₂ niż takie same rośliny, rozwijające się w niedostatku składników mineralnych.

Cotrufo i Berry [12] stwierdzili w swoich badaniach, iż nawożenie mineralne powodowało zmniejszenie zakresu nekrozy igieł sosny wejmutki, a w niektórych wypadkach całkowicie ją eliminowało. Zahn

[67] poddawał różne gatunki roślin uprawnych działaniu SO_2 , stosując równocześnie zróżnicowane dawki NPK. Doświadczenie to przeprowadził na piasku i żwirze z torfem. Optymalne zaopatrzenie roślin dwuliściennych w składniki pokarmowe wpłynęło na obniżenie stopnia uszkodzenia roślin. Uzyskane wyniki zależały od rodzaju gleby, dawki nawozów, czasu gazowania. Odporność roślin zwiększała się szczególnie w miarę wzrostu dawek azotu mineralnego. Korzystne oddziaływanie fosforu i potasu na zmniejszenie toksyczności dwutlenku siarki zależało w dużym stopniu od zapotrzebowania roślin na te składniki. Ujawniało się ono głównie w przypadku roślin o dużych wymaganiach względem fosforu i potasu.

Korzystny wpływ dodatkowej dawki azotu podkreślają w swoich pracach Guderian [25], Kachniarz i Kosicka [37], Miazga [51] oraz Wondrausch i współautorzy [85].

Myszka, Ginalski i Kaczor [53], w doświadczeniach wazonowych na glebie piaszczystej i lessowej, badali wpływ formy azotu na plonowanie gryki i jęczmienia, poddawanych fumigacji SO_2 . Najkorzystniejszą formą okazał się mocznik (tab.10), który przy stosowanych stężeniach ($0,5$ i $1,0 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$ powietrza) całkowicie eliminował redukcję plonu ziarna jęczmienia. Rośliny nawożone NH_4NO_3 zareagowały w tych samych warunkach spadkiem plonu ziarna w granicach 50% w stosunku do plonu z obiektów kontrolnych. Wpływ formy azotu ujawnił się głównie na piaszczystej glebie bielcowej, ubogiej w składniki pokarmowe. W doświadczeniach z zastosowaniem zróżnicowanych dawek potasu [38] lepsze zaopatrzenie gryki i jęczmienia w ten składnik podwyższało ich odporność na toksyczny wpływ SO_2 (tab.11).

Polskie przepisy, dotyczące zasady lokalizacji zakładów przemysłowych, wykluczają tereny o glebach wysokiej wartości produkcyjnej. W związku z tym w zasięgu emisji SO_2 występują najczęściej gleby niższych klas bonitacyjnych, charakteryzujące się słabą zasobnością w składniki pokarmowe. Na tym tle wyraźnie zarysowuje się sygnalizowany w piśmiennictwie problem właściwego nawożenia jako czynnika osłabiającego ujemne skutki oddziaływania SO_2 na rośliny.

Wielkość strat w plonach i uszkodzeń roślin wyraźnie zależą od fazy rozwoju rośliny, w czasie której działa dwutlenek siarki.

Tabela 10. Wpływ SO_2 na plony jęczmienia i gryki w zależności od formy nawozu azotowego, w g/wazon [za 53]

Kombinacje	Jęczmień		Gryka	
	ziarno	słoma	ziarno	słoma
S_0 *	10,95	15,25	14,70	22,95
S_1 } NH_4NO_3	6,86	13,47	15,21	22,44
S_2 }	4,28	13,59	9,20	17,09
S_0	12,46	14,44	20,17	25,01
S_1 } $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$	8,83	12,62	20,17	25,85
S_2 }	6,87	12,77	14,63	20,87
S_0	9,71	13,98	14,98	18,27
S_1 } $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	9,55	15,04	13,48	19,82
S_2 }	8,88	14,63	8,00	16,25
NIR $p=0,05$	1,16	n. u.	1,57	1,99

S_0 - rośliny przebywały w atmosferze czystego powietrza,

S_1 - rośliny przez 7 godzin dziennie poddawano działaniu SO_2 , (od fazy 2 liścia do okresu pełnej dojrzałości) o stężeniu $0,5 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$,

S_2 - rośliny przez 7 godzin poddawano działaniu SO_2 (od fazy liścia do okresu pełnej dojrz.) o stężeniu $1 \text{ mg SO}_2 \text{ m}^{-3}$.

Tabela 11. Wpływ SO_2 na plony jęczmienia i gryki w zależności od dawki nawozu potasowego, g/wazon [za 38]

Kombinacje	Jęczmień		Gryka	
	ziarno	słoma	nasiona	słoma
S_0 *	12,55	11,90	27,28	25,17
S_1 } K_0	10,79	11,55	23,02	24,00
S_2 }	7,47	11,66	16,45	19,53
S_0	14,76	12,80	27,71	25,55
S_1 } K_1	15,09	13,37	23,51	25,54
S_2 }	14,39	13,91	19,26	22,64
S_0	15,34	14,13	28,20	27,66
S_1 } K_2	15,38	13,73	24,93	26,10
S_2 }	14,71	14,03	19,12	25,85
NIR $p=0,05$	0,73	0,90	1,11	1,77

* objaśnienia jak pod tabelą 10.

Członkowie komisji do spraw uprawy jęczmienia w okręgach przemysłowych [72] ustalili, że gazowanie tej rośliny do momentu uzyskania przez nią wysokości 25 cm wpływa w minimalnym stopniu na redukcję plonu. Fumigacja jęczmienia od okresu poprzedzającego kwitnienie do stanu młecznicy dojrzałości ziarna powodowała obniżenie plonu w granicach 40%. Tak duża redukcja była związana z utratą liści przez rośliny. Badania nad innymi zbożami doprowadziły do podobnych wniosków.

Haut [77] wykazał, że owies jest najbardziej wrażliwy w fazie trzech listków - wówczas rozmiary nekrotycznych uszkodzeń sięgają 60%. Wyniki Hauta [77] i innych [cyt. za 72] pozwalają stwierdzić, że gazowanie roślin dwutlenkiem siarki od momentu kłoszenia do początku zawiązywania nasion obniża w dużym stopniu ilość ziarna. Wondrausch i współautorzy [85] w doświadczeniach, prowadzonych w komorach fumigacyjnych z owsem, rzepakiem, gryką i jęczmieniem potwierdzili te spostrzeżenia. Gazowanie wymienionych roślin dwutlenkiem siarki od fazy drugiego liścia do stanu pełnej dojrzałości powodowało głównie redukcję plonu nasion.

Oddziaływanie kwaśnych opadów w postaci opadu mokrego (wet deposition) na kształtowanie się wysokości plonu roślin uprawnych nie jest również w wielu wypadkach jednoznacznie określone. Wyniki niezbyt dużej liczby publikacji, obejmujące w zasadzie okres ostatnich 10-15 lat, są często kontrowersyjne. W celu właściwej interpretacji i wyeliminowania wpływu czynników ubocznych, w badaniach wykorzystuje się także doświadczenie polowe i wazonowe ze sztucznym zakwaszeniem roślin.

Evans i Thompson [17] oceniali plony soi deszczowanej opadami o pH 5,6-2,7, sporządzanymi za pomocą H_2SO_4 i HNO_3 . Po zastosowaniu w trakcie okresu wegetacyjnego 30 deszczowań, opady o pH 4,1, 3,3 i 2,7 spowodowały - w odniesieniu do obiektów kontrolnych (pH 5,6) - obniżkę plonów kolejno o 10,6, 16,9 i 23,9%. W innych doświadczeniach z soją Evans [16] stwierdził w obiektach deszczowanych opadami o pH 3,3 - w porównaniu z obiektami kontrolnymi (pH 5,6) - 20% spadek białka. Testowanie fasoli szparagowej i lucerny przy zastosowaniu opadów o tych samych stężeniach, nie spowodowało istotnych różnic w plonach wymienionych roślin.

Ciekawe wyniki [4] uzyskano w doświadczeniach z dwiema odmianami

kukurydzy (B 73xMo 17 i Pioneer 3377). W przypadku odmiany B 73xMo 17 w dwu obiektach przy pH 3,0 wystąpiła istotna obniżka plonu w stosunku do plonu z obiektu kontrolnego (pH 5,6), wynosząca 5,7%. Najniższy plon odmiany Pioneer 3377 wystąpił przy użyciu opadu o pH 4,2. Potwierdziło to wcześniejsze badania Lee i współautorów [cyt. za 4], którzy najwyższą redukcję plonu kukurydzy odmiany Pioneer 3992 uzyskali przy pH 4,0 (9-14% w stosunku do kontroli). Nie stwierdzono istotnych różnic w plonach z obiektu kontrolnego i obiektów z deszczem o pH 3,5 i 3,0. Autorzy są zgodni, że oddziaływanie kwaśnych opadów na rośliny nie jest w wielu wypadkach wyjaśnione.

Trojano i współautorzy [70] wykazali stymulujące działanie kwaśnych opadów na plonowanie rzodkwi. W obiektach kontrolnych (pH 5,6) plon suchej masy korzeni wynosił 1,27 g/rośl., a przy pH 2,8 1,43 g/rośl. Analogicznie wartości plonów dla części nadziemnych wynosiły: 1,15 i 1,22. Wyniki te wskazują, że kwaśne deszcze - podobnie jak gazowy SO_2 - mogą powodować wzrosty plonu niektórych roślin. W Kanadzie, w stanie Alberta w ramach kompleksowego programu, obejmującego wpływ kwaśnych opadów na środowisko, objęto kilkunastoletnią obserwacją grupę roślin, charakterystycznych dla tego stanu [11]. Wyniki obserwacji podano w tabeli 12. Większość roślin objęta badaniem nie wykazała zmian w wyniku oddziaływania na nie kwaśnych opadów. Cztery spośród badanych gatunków zareagowały spadkiem liczby osobników, a w przypadku siedmiu nastąpił przyrost. Kwaśny opad szczególnie korzystnie wpłynął na zwiększenie liczby turzyc i wiechliny rocznej.

W badaniach, prowadzonych drugi rok w obiektach doświadczalnych Katedry Chemii Rolnej AR w Lublinie [14,15] stwierdzono stymulujący wpływ kwaśnego opadu o pH 3,8 na plonowanie kupkówki pospolitej. Opad o pH 3,2 powodował natomiast słabsze krzewienie roślin i w konsekwencji obniżenie plonów (tab.13).

Obniżka plonu roślin jest końcowym wynikiem szkodliwego wpływu kwaśnych opadów [17,27,35,38,53]. Plon roślin, według Warteresiewicz [81] i innych [35,51] - może być również wskaźnikiem zanieczyszczenia atmosfery (tab.14).

Warteresiewicz [81] stwierdziła ujemną korelację pomiędzy stężeniem SO_2 w atmosferze a wysokością uzyskiwanych plonów. Współczynniki korelacji obliczane dla poszczególnych gatunków były

Tabela 12. Wpływ kwaśnych opadów na liczebność niektórych przedstawicieli flory kanadyjskiej [za 11]

Roślina	Teren kontrolny (poza wpływem kwaśnych opadów)	Teren, będący pod wpływem kwaśnych opadów
Strzęplica nadobna	0	0
Perz	0	0
Wiechlina	0	0
Porosty	0	0
Turzyce	0	++
Kostrzewy	0	-
Zycice	0	0
Piesznik	0	0
Szafran	+	+
Traganek	0	+
Dzianwa	0	0
Groszek szerokolistny	-	+
Fiolek	0	0
Malwa	0	+
Jaskier	0	+
Wiechlina roczna	0	++
Shooting star*	+	-
Blue grama*	+	-
Sandberg grass*	0	-

0 - bez zmian od 1963 do 1980

+

-

• - nie znaleziono odpowiednich nazw polskich.

Tabela 13. Plony kupkówki pospolitej w zależności od pH kwaśnego deszczu i dawki CaO w formie dolomitu [za 14]

Obiekt	Plon w t s.m. ha ⁻¹ z pokosów				Plon względny ogółem (%) przy działaniu	
	I	II	III	Ogółem	dolomitu	kwaśnego deszczu
S ₀ Ca ₀	2,17	4,17	5,09	11,43	100,0	100,0
S ₀ Ca ₁	2,18	4,42	5,06	11,66	ni	100,0
S ₀ Ca ₂	2,27	4,42	5,03	11,72	102,5	100,0
S ₁ Ca ₀	2,79	4,47	5,11	11,88	100,0	103,9
S ₁ Ca ₂	2,43	5,17	5,87	13,49	113,6	115,1
S ₂ Ca ₀	1,92	3,79	4,46	10,16	100,0	88,9
S ₂ Ca ₁	2,15	4,25	5,87	12,27	120,8	105,2
S ₂ Ca ₂	2,46	5,09	5,75	13,30	130,8	113,4
NIR p=0,05						
wpływ symulowanego op.	0,09	0,15	0,16	0,16	0,24	
wpływ wapnowania gleby	0,09	0,15	0,16	0,16	0,24	
wpływ zaprawiania gleby	ni	ni	ni	ni	ni	
wpływ zaprawiania gleby	ni	ni	ni	ni	ni	
opad z wapnowaniem	0,15	0,27	0,27	0,27	0,41	

S₀ - deszcz o pH 7,1; S₁ - deszcz o pH 3,8; S₂ - deszcz o pH 3,2;
Ca₀ - bez wapnowania; Ca₁ - 0,85 t CaO (wg 0,5 Hn); Ca₂ - 1,7 t CaO (wg 1,0 Hn).

Tabela 14. Zależności pomiędzy stężeniem SO_2 w powietrzu a plonowaniem roślin na podstawie badań terenowych w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym [za 81]

Stężenie SO_2 $\text{mg SO}_2 \cdot 100 \text{ cm}^{-3} / \text{dobę}$	Testowane rośliny	Redukcja plonu %
poniżej 0,8	fasola, jęczmień, ziemniaki, lucerna	brak strat w plonach
0,8-1,1	fasola, jęczmień, ziemniaki	10-15 20
1,10-1,35	lucerna, jęczmień, fasola, ziemniaki	10-25 35
1,35-1,65	jęczmień, fasola, ziemniaki, lucerna	20-35 20-45 30-60 30
1,65-2,15	lucerna, jęczmień, fasola, ziemniaki	15-35 30-40 25-50 45-70

bardzo wysokie. Na poziomie $p=0,01$ ich wartości przekraczały - 0,90. Podawane w literaturze zagranicznej [26] wyniki doświadczeń terenowych wskazują, że szkodliwe oddziaływanie dwutlenku siarki na wrażliwe gatunki roślin występuje, gdy średnie stężenie w okresie wegetacyjnym wynosi $0,05 \text{ mg SO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ powietrza. W przybliżeniu zgodne jest to z warunkami krajowymi [cyt. za 81].

Miazga [51] określił odwrotną zależność pomiędzy ilością S-SO_2 w roślinach a ich plonowaniem. Najwyższy spadek plonów suchej masy autor zaobserwował u stokłosy bezostnej, wiechlina łąkowej, życicy trwałej, rajgrasu wyniosłego i tymotki łąkowej. Najniższą redukcję suchej masy zaobserwował u kostrzewy czerwonej, koniczyzny białej i komonicy błotnej. Te ostatnie gatunki roślin okazały się najbardziej odporne na stężenie SO_2 w powietrzu i jednocześnie kumulowały najmniej siarczanów.

Tabela 15. Zależności pomiędzy $\xi K / \xi \text{ An. nieorg.}$ i wysokością plonów roślin w fazie kwitnienia na tle stopnia kumulacji SO_4^{2-} w sumie An. nieorg [za 38]

Roślina	Seria	Wartość $\xi K / \xi \text{ An. nieorg.}$ Plon względny			Procentowy udział SO_4^{2-} w $\xi \text{ An. nieorg.}$		
		S 0	S 1	S 2	S 0	S 1	S 2
Jęczmień	1)	2,64	2,72	2,49			
	K_0	100,0	104,5	81,3	26,6	30,9	37,4
Owies	K_0	100,0	105,5	90,6	29,0	38,5	46,3
	K_0	100,0	100,6	86,0	26,9	42,3	48,1
Gryka	K_1	100,0	96,2	92,7	18,0	26,7	35,5
	K_0	100,0	87,6	82,5	46,9	55,5	61,8
Gorzycza	K_1	100,0	92,7	86,4	24,0	34,3	40,4
	K_2	100,0	91,6	90,1	20,8	24,8	33,5

1) wartości w górnym wierszu przedstawiają $\xi K / \xi \text{ An. nieorg.}$,
w dolnym plony względne,

S_0 , S_1 , S_2 - objaśnienia jak w tabeli 10.

W badaniach, dotyczących wpływu SO_2 we współdziałaniu z potasem na równowagę jonową roślin [38], analizowano wartości stosunków $\sum K / \sum \text{An. nieorg.}^*$, a następnie oceniano ich wpływ na wysokość uzyskiwanych plonów. U wszystkich czterech badanych roślin (jęczmień, gryka, owies, gorczyca), zebranych w fazie kwitnienia zaobserwowano obniżenie wartości stosunku sumy kationów do sumy anionów nieorganicznych pod wpływem SO_2 . Wraz z obniżeniem wartości $\sum K / \sum \text{An. nieorg.}$ wystąpił spadek plonów (tab.15). Po bliższej analizie wykazano, podobnie jak w cytowanych powyżej badaniach, że bezpośrednią przyczyną redukcji plonów był wysoki udział SO_4 w $\sum \text{An. nieorg.}$ Według autora, wartość $\sum K / \sum \text{An. nieorg.}$ może być dobrym wskaźnikiem stanu równowagi jonowej, powiązanej ściśle z plonowaniem roślin i stężeniem SO_2 . Wyrażną zależność pomiędzy redukcją plonu roślin a stopniem zanieczyszczenia środowiska stwierdzono także w szeregu innych pracach [6, 17, 35, 53].

Oceniając związki pomiędzy plonowaniem kupkówki pospolitej a pH kwaśnego opadu [14], istotną redukcję plonu stwierdzono tylko przy najniższym odczynie deszczu (pH 2,9-3,2). Jak już sygnalizowano wcześniej, kwaśny opad o pH 3,8 działał stymulująco na plony tej rośliny. Brak zależności pomiędzy kwaśnymi opadami a plonowaniem roślin podkreślają również inni autorzy [16, 70].

4. WPŁYW KWAŚNYCH OPADÓW NA GLEBY

Negatywny wpływ kwaśnych opadów na środowisko roślinne wiąże się przede wszystkim z występowaniem tzw. uszkodzeń pośrednich [8, 32, 41, 74, 78]. Wywołują one niekorzystne zmiany w środowisku glebowym, głównie silne chemiczne zakwaszenie gleby.

W ostatnim okresie nasiliły się znacznie procesy chemicznego zanieczyszczenia gleb. Dotyczy to zarówno naszego kraju, jak również innych rolniczych regionów Europy. Obok zakwaszenia degradujący wpływ kwaśnych opadów polega na wymywaniu z gleby składników alkalicznych oraz tworzeniu substancji toksycznych [15, 46, 64, 81, 83]. Zakres

* $\sum K$ - suma kationów, $\sum \text{An. nieorg.}$ - suma anionów nieorganicznych

niekorzystnych zmian środowiska glebowego zależy w dużej mierze od fizycznych i chemicznych właściwości samej gleby [13, 31, 52, 59].

Obok testów roślinnych, przedmiotem badań jest także analiza związków pomiędzy właściwościami gleb a stopniem zanieczyszczenia środowiska. W większości publikacji [31, 45, 59, 75] brane są głównie pod uwagę podstawowe wskaźniki zakwaszenia gleb, które ulegają zmianie na skutek oddziaływania kwaśnych opadów. Do wskaźników tych należą: odczyn gleby, kwasowość hydrolityczna, kwasowość wymienna, glin ruchomy, zawartość jonów alkalicznych oraz stopień wysycenia gleb zasadami. Przedmiotem analiz są także zmiany w zawartości różnych form siarki glebowej.

Gador i Motowicka - Trelak [19] określali w doświadczeniu lizymetrycznym szkodliwość działania pyłów siarki rodzimej na właściwości fizykochemiczne gleb.

Zmiany właściwości gleb wskazują, że systematyczne ich zasiarczanie przez okres 2 lat wpłynęło przede wszystkim na wzrost wskaźników zakwaszenia (tab. 16). Skutki tego procesu, głównie w przypadku kwasowości wymiennej i glinu ruchomego, są większe w glebie piaszczystej niż na glebie lekkiej. Zmiana podstawowych wskaźników zakwaszenia objęła w zasadzie tylko górną warstwę poziomu próchnicznego. Wyniki badań sugerują, że największe skażenie gleb, narażonych na emisję zanieczyszczeń, dotyczy warstwy próchnicznej, przemieszczanej kilkakrotnie w ciągu roku w wyniku uprawy roślin. Poziom ten zatem, szczególnie na glebach zwięzlejszych, jest najbardziej podatny na zmiany. Wyniki analiz z tego poziomu korelują w znacznym stopniu z zanieczyszczeniem środowiska i mogą być wykorzystane do oceny jego zanieczyszczenia.

Jeszcze wyraźniejsze związki pomiędzy wskaźnikami zakwaszenia gleb a stopniem jej zasiarczenia uzyskali ci sami autorzy [73] w doświadczeniu modelowym, wykonanym w warunkach laboratoryjnych. Właściwości chemiczne warstwy próchnicznej gleb skażonych siarką wskazują na stan daleko posuniętej ich degradacji. Polega ona przede wszystkim na wzroście wszystkich form kwasowości i pojawieniu się glinu ruchomego w ilościach toksycznych dla roślin przy wyższym stopniu zasiarczenia (0,08 i 0,16%) (tab. 17). Również w miarę wzrostu stopnia zasiarczenia nastąpił wielokrotny spadek zawartości wymiennego Ca i Mg. Silne zubożenie gleb skażonych siarką w kationy zasadowe znalazło odzwierciedlenie w obniżonym do niespotykanych w

Tabela 16. Wpływ zanieczyszczenia siarką na niektóre właściwości gleb po 2 latach doświadczenia [za 19]

Dawka SO ₂	pH w in	Hh	Hw	Al	S-SO ₄	Ca wym.	Mg wym.	V
kg/ha rok	KCl			ruch.				%
				-1 me 100g	-1 mg 100g	-1 me 100g		
Gleba piaszczysta								
x)								
Kontrola	<u>4,6</u>	<u>2,70</u>	<u>0,46</u>	<u>0,28</u>	<u>1,19</u>	<u>2,00</u>	<u>0,22</u>	<u>49</u>
	5,8	1,13			1,38	2,87	0,37	75
125	<u>4,5</u>	<u>3,15</u>	<u>0,63</u>	<u>0,36</u>	<u>1,50</u>	<u>1,60</u>	<u>0,21</u>	<u>41</u>
	5,6	1,26			1,70	2,99	0,39	74
250	<u>4,3</u>	<u>3,38</u>	<u>0,77</u>	<u>0,59</u>	<u>3,00</u>	<u>1,25</u>	<u>0,20</u>	<u>35</u>
	5,5	1,20			3,00	2,82	0,37	73
500	<u>4,1</u>	<u>3,83</u>	<u>1,37</u>	<u>1,05</u>	<u>9,00</u>	<u>1,00</u>	<u>0,16</u>	<u>30</u>
	5,5	1,13			3,50	2,99	0,41	76
1000	<u>3,8</u>	<u>4,73</u>	<u>2,10</u>	<u>1,68</u>	<u>17,00</u>	<u>1,00</u>	<u>0,11</u>	<u>25</u>
	5,5	1,00			6,00	3,74	0,48	83
Gleba gliniasta								
Kontrola	<u>4,4</u>	<u>2,85</u>	<u>0,21</u>	<u>0,10</u>	<u>0,25</u>	<u>2,49</u>	<u>0,25</u>	<u>51</u>
	5,5	0,90			0,63	4,37	0,41	85
125	<u>4,2</u>	<u>2,85</u>	<u>0,21</u>	<u>0,10</u>	<u>0,25</u>	<u>2,49</u>	<u>0,25</u>	<u>51</u>
	5,4	1,00			1,50	3,74	0,34	81
250	<u>4,0</u>	<u>3,23</u>	<u>0,32</u>	<u>0,20</u>	<u>1,50</u>	<u>2,24</u>	<u>0,21</u>	<u>45</u>
	5,3	1,05			2,00	3,99	0,39	81
500	<u>3,7</u>	<u>3,68</u>	<u>0,49</u>	<u>0,27</u>	<u>3,50</u>	<u>2,12</u>	<u>0,20</u>	<u>44</u>
	5,3	0,98			2,75	4,74	0,44	86
1000	<u>3,4</u>	<u>5,18</u>	<u>1,54</u>	<u>1,22</u>	<u>8,00</u>	<u>1,25</u>	<u>0,18</u>	<u>25</u>
	5,2	0,95			7,00	5,24	0,45	87

x) na głębokości 0-10 cm

na głębokości 20-30 cm

Tabela 17. Niektóre właściwości gleb skażonych siarką rodzimą w doświadczeniu modelowym [za 73]

Stopień za- siarczenia wg % S ro- dzimej	pH w in	Hh	Hw	Al	S-SO ₄	Ca wym.	Mg wym.	V
	KCl			ruch.				%
			me 100g	-1	mg/100g	me 100g	-1	
G l e b a p i a s z c z y s t a								
Kontrola	4,6	2,48	0,25	0,11	2,5	1,87	0,15	48
0,02	4,0	3,37	0,81	0,55	4,0	1,12	0,11	31
0,04	3,6	4,28	1,58	1,11	10,5	0,50	0,06	15
0,08	3,3	5,29	3,28	2,80	16,5	0,37	0,06	10
0,16	2,9	6,00	3,28	2,74	46,5	0,37	0,06	8
G l e b a g l i n i a s t a								
Kontrola	4,9	2,40	0,23	0,10	5,0	2,49	0,18	55
0,02	4,4	3,04	0,35	0,15	7,9	2,30	0,14	46
0,04	3,8	3,94	0,74	0,74	14,0	1,68	0,11	33
0,08	3,3	5,33	2,84	2,47	20,5	0,50	0,05	11
0,16	2,9	7,39	5,08	4,48	49,0	0,44	0,05	8

warunkach naturalnych rozmiarów stopniu nasycenia kompleksu sorpcyjnego zasadami.

Lillieholm i Taegley [45] traktowali glebę pylastą o pH 4,1 symulowanymi opadami o pH 3,7, 4,7 i 5,7. Autorzy stwierdzili wyraźne zależności pomiędzy pH deszczu a wartościami pH, kwasowości wymiennej i glinu ruchomego w glebie. Gleba poddawana oddziaływaniu symulowanego opadu o pH 3,7 charakteryzowała się najniższym pH, najwyższą kwasowością wymienną i najwyższym stężeniem wymiennego glinu.

Problem zależności pomiędzy odczynem, kwasowością wymienną i zawartością glinu ruchomego a stopniem skażenia powietrza siarką w doświadczeniach terenowych i modelowych był przedmiotem wielu innych opracowań zagranicznych [9,30,31,52,59,75].

Jak już podkreślano, tempo i zakres zmian w wartościach

wskaźników zakwaszenia jest uzależnione od właściwości samej gleby. Gleby charakteryzują się określoną czułością na zakwaszenie. Według Siuty [za 62], najlepszym wskaźnikiem do określania odporności gleb na degradujące działanie kwasów jest zawartość kationów o charakterze zasadowym (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , Na^+). Na podstawie wartości tych kationów autor wyróżnia 10 stopni odporności gleb w Polsce:

Stopień odporności	Przedziały	Zawartość Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ me 100g^{-1} gleby
		Wartości średnie
1	0-3	2
2	4-6	5
3	7-9	8
4	10-12	11
5	13-15	14
6	16-18	17
7	19-20	20
8	22-24	23
9	25-27	26
10	28-30	29

Można wyliczyć, że do zdegradowania gleby (warstwa 0-25 cm) o pierwszym stopniu odporności potrzeba około 4 ton H_2SO_4 . Żeby uzyskać taki sam skutek w przypadku gleb o 5 stopniu odporności, należy zużyć około 30 ton kwasu siarkowego.

Zawartość kationów o charakterze zasadowym jest wymiernym i porównywalnym wskaźnikiem na wszystkich glebach mineralnych. Na terenach przemysłowych Kanady i USA, objętych całkowitym monitoringiem zanieczyszczeń, gleby mineralne grupuje się w oparciu o całkowitą pojemność kationową i wyjściowe pH [31,59]. Autorzy podkreślają, że oddzielne podejście do grupy gleb o określonych właściwościach jest podstawą przy zapobieganiu niekorzystnym wpływom, wynikających z emisji zanieczyszczeń.

5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Określenie możliwości doboru wskaźników roślinnych i glebowych do oceny stopnia zagrożenia środowiska kwaśnymi opadami dokonano głównie

na podstawie wyników, zawartych w 89 pozycjach literatury naukowej, obejmujących następujące zagadnienia:

1. reakcję roślin na oddziaływanie kwaśnych opadów, w tym:
 - uszkodzenia wizualne oraz zmiany fizjologiczne i biochemiczne;
 - skład chemiczny i właściwości fizykochemiczne;
 - plonowanie roślin;
2. wpływ kwaśnych opadów na gleby.

Rośliny znacznie różnią się odpornością na związki siarki, zawarte w atmosferze. Ze względu na dużą liczbę czynników, wpływających na wrażliwość, występują często rozbieżności w ocenie poszczególnych gatunków roślin w tym względzie. Liczne badania laboratoryjne i terenowe wykazały, że stosując jako kryterium stopień uszkodzenia organów asymilacyjnych, zaliczyć należy do roślin wrażliwych na kwaśne opady: sosnę zwyczajną, świerk, lucernę, łubin żółty, grykę, fasolę, soję, pomidor, tytoń, słonecznik i bawełnę. Do roślin mniej wrażliwych włącza się: kukurydzę, kapustę, zbożowe, cebulę, kostrzewę łkową i koniczynę czerwoną.

Rozmiary uszkodzeń liści, głównie we wczesnych fazach wzrostu, mogą być dobrym wskaźnikiem zanieczyszczenia atmosfery. Przy posługiwaniu się tym wskaźnikiem należy ograniczyć liczbę gatunków do tych, których stopień wrażliwości jest jednoznacznie określony. Dobór rośliny jest ważnym czynnikiem przy wyborze stosowanego wskaźnika. Do wykrycia już niewielkich stężeń w atmosferze nadają się najbardziej mchy i porosty. Rośliny te nie mają na organach asymilacyjnych dobrze wykształconej warstwy ochronnej i bardzo szybko reagują na obecność związków fitotoksycznych.

Pierwszymi objawami toksycznego oddziaływania kwaśnych opadów są zaburzenia w transpiracji i oddychaniu, przy jednoczesnym obniżeniu natężenia fotosyntezy. Uszkodzenia tego typu nazywa się w literaturze niewidocznymi lub fizjologicznymi. W piśmiennictwie, dotyczącym oceny wskaźników fizjologicznych i biochemicznych, podkreśla się zgodnie, że na ich wartość mają bardzo duży wpływ czynniki środowiskowe, jak: oświetlenie, temperatura, wilgotność, nawożenie mineralne, stresy (wodny, wysokie zasolenie). Znaczące zmiany występują także w zależności od wieku, gatunku i odmiany roślin. W konsekwencji używanie tych wskaźników do oceny stopnia zanieczyszczenia atmosfery sprawia wiele komplikacji. W publikacjach z zakresu tej tematyki, autorzy ograniczają się do wskazania kierunku zmian w aktywności

enzymów czy też nasilenia lub spadku przebiegu ważniejszych procesów metabolicznych. Na obecnym etapie badań jest konieczne przeprowadzenie standaryzacji wskaźników biochemicznych i fizjologicznych. Warunkiem wykorzystywania ich do stawiania diagnozy odnośnie do zanieczyszczenia powietrza jest przeprowadzenie wielokrotnych pomiarów w trakcie wegetacji roślin, z uwzględnieniem niezbędnych obliczeń statystycznych (korelacja, regresja, wariancja, kowariancja).

Wiele rozbieżności wiąże się z określaniem stopnia skażenia atmosfery na podstawie składu chemicznego roślin, a przede wszystkim kumulację siarczanów i siarki całkowitej w suchej masie. Prac z tego zakresu jest wiele i w olbrzymiej większości wskazują one na dużą zależność pomiędzy stężeniem związków siarki w atmosferze a jej zawartością w organach roślin. Stwierdzenie braku tych zależności w niektórych publikacjach wynikać może z nieodpowiedniego doboru roślin oraz znacznego wpływu czynników klimatyczno-środowiskowych.

Przy ocenie zawartości związków siarki w środowisku - na podstawie jej ilości w organach roślin - kierować się należy następującymi zasadami:

- roślinami wskaźnikowymi powinny być gatunki bardziej odporne na uszkodzenia organów asymilacyjnych. Używając roślin wrażliwych na związki siarki - już przy niewielkim zanieczyszczeniu atmosfery - stwierdza się zakłócenia w ich podstawowych procesach fizjologiczno-biochemicznych. Uszkodzenie liści i w konsekwencji związane z tym zmniejszenie powierzchni aparatu asymilacyjnego wpływa także na zachwianie procesu pobierania składników przez rośliny;

- unikać roślin siarkolubnych (krzyżowe, liliowate), w przypadku takich roślin znaczna część siarki pobranej z powietrza - szczególnie przy jej niedoborze w glebie - ulega metabolicznej przemianie.

Wydaje się, że w tym bioteście należy preferować rośliny zbożowe i niektóre trawy pastewne, które - jak wynika z doświadczeń - spełniają te wszystkie warunki. Rośliny te są średnio odporne na zanieczyszczenia i mają stosunkowo niskie zapotrzebowanie na siarkę. Najwyższe korelacje uzyskuje się, testując siomę zbóż, która siarkę z powietrza kumuluje niemal w całości w formie jonu $\text{SO}_4^{=}$.

Na pobór siarczanów przez rośliny - jak już sygnalizowano wcześniej - wywiera wpływ wiele czynników, a w szczególności wilgotność i nawożenie. Zatem nie jest wskazane przeprowadzanie tych

testów przy skrajnych wartościach tych czynników.

Musimy także pamiętać, że rośliny mogą być wskaźnikiem zanieczyszczeń w powietrzu tylko w pewnym zakresie stężeń. Zwykle nie nadają się do tego celu osobniki, rosnące bardzo blisko emitora. Wzrost i rozwój tych roślin w wyniku dużej koncentracji związków jest poważnie zahamowany i w krótkim czasie rośliny zwykle gina.

Stosunkowo niewiele kontrowersji budzi stosowanie jako wskaźnika zanieczyszczenia powietrza pomiaru pH wyciągu z kory różnych drzew i krzewów. W badaniach uzyskuje się zwykle bardzo wysokie współczynniki korelacji pomiędzy wartością pH wyciągu z kory drzew a stężeniem siarki w powietrzu. Przy przestrzeganiu ujednoliconej metodyki (wiek, zdrowotność roślin, technika pobierania kory), metoda ta wykazuje dużą przydatność do oceny skażenia środowiska.

Podobnie bardzo dobre rezultaty uzyskuje się, przeprowadzając pomiary przewodnictwa elektrycznego wodnych dyfuzatów z liści i igieł drzew. Test ten ma jeszcze tę zaletę, że jest bardzo czuły i zmiany w wartościach Cb odnotowuje się już przy nieznacznej obecności związków fitotoksycznych w atmosferze.

Końcowym skutkiem szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń na rośliny jest redukcja plonu. Należy podkreślić, że jest to wskaźnik najmniej czuły. Jak wiadomo, plon rośliny jest wypadkową wielu czynników. Poza tym trzeba mieć na uwadze, że o jego wartości zwykle nie decydują średnie koncentracje zanieczyszczeń, lecz ich nawet chwilowe maksima. Rośliny zwykle reagują spadkiem suchej masy, gdy te maksima wystąpią w newralgicznym okresie ich wzrostu i rozwoju (kwitnienie, zawiązywanie ziarniaków).

Dosyć często oddziaływanie zanieczyszczeń na rośliny ogranicza się do niewielkich zaburzeń w transpiracji i oddychaniu oraz do zmian w składzie chemicznym. Zdarza się też - szczególnie w przypadku roślin siarkolubnych lub przy deficycie siarki w glebie - wzrost plonu roślin w wyniku przebywania ich w strefie zanieczyszczonej. Biorąc to pod uwagę, wyraźnej korelacji pomiędzy plonowaniem roślin a zanieczyszczeniem środowiska należy oczekiwać w przypadkach dużej koncentracji związków toksycznych w atmosferze.

W wyniku oddziaływania kwaśnych opadów ulegają zmianie również właściwości gleb.

Gleba - w przeciwieństwie do większości roślin - jest narażona na wpływ zanieczyszczeń od początku obecności ich w atmosferze. Zmiany

zachodzą w niej wolniej, ale są bardziej długotrwałe i trudne do usunięcia. Dotyczą one głównie zakwaszenia gleb, a w konsekwencji nadmiernej kumulacji wymiennego glinu i manganu. Towarzyszy temu pogorszenie właściwości strukturotwórczych i obniżenie tempa mikrobiologicznych przemian.

Zakres i głębokość zmian w glebie zależy od ich właściwości fizykochemicznych, a zwłaszcza od pH wyjściowego i całkowitej pojemności. Istnieje potrzeba prowadzenia ciągłego rejestru i analizy najważniejszych parametrów glebowych, zmieniających się w następstwie kwaśnych opadów.

Na podstawie przeprowadzonych badań można sformułować następujące uogólnienia:

1. Z większości opracowań przedmiotowych wynika, że istnieje możliwość wykorzystania wskaźników roślinnych jako metod biologicznych do oceny stopnia zagrożenia środowiska kwaśnymi opadami.

2. Dotychczasowe rozbieżności w uzyskiwanych wynikach, ograniczające właściwą ocenę zanieczyszczenia powietrza za pomocą metod biologicznych, wynikają głównie:

- ze zróżnicowanej metodyki pobierania prób roślinnych i wykonywania oznaczeń;
- ze stosowania dużej liczby testów, często ze sobą nieporównywalnych;
- z niewłaściwego doboru roślin do stosowanego biotestu.

3. Wykorzystanie różnych zmian w rozwoju i wzroście rośliny do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza wymaga:

- przeprowadzenia standaryzacji stosowanych wskaźników oraz ujednolicenia metodyki z uwzględnieniem zaleceń i norm ogólnosiwiatowych;

- opracowania standardowej skali zanieczyszczenia powietrza na podstawie zmian morfologicznych u określonych roślin;

- dobieranie do oceny skażenia środowiska - na podstawie poziomu kumulacji różnych form siarki - gatunków bardziej odpornych na uszkodzenia organów asymilacyjnych i o niezbyt wysokich wymaganiach w stosunku do siarki.

4. W przypadku wskaźników glebowych należy analizować zmiany zachodzące w obrębie gleb o zbliżonych właściwościach buforowych.

5. Dobrze opracowane metody biologiczne mogą dostarczyć wielu

informacji, wskazujących na stan zagrożenia środowiska rolniczego zanieczyszczeniami z powietrza oraz sygnalizować potrzebę ścisłych pomiarów tego zagrożenia.

6. LITERATURA

1. Andrzejewski R.: Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego w woj. katowickim. Ochrona powietrza przed zanieczyszczeniem, Zesz. Nauk. AGH 1967, 155, zesz. spec., 12, 349-385.
2. Ashenden T.W.: Effects of SO_2 and NO_2 pollution on transpiration in *Phaseolus vulgaris* L., Environ. Pollut. 1979, 18, 1, 45-50.
3. Ashenden T.W.: The effects of long-term exposures to SO_2 and NO_2 pollution on the growth of *Dactylis glomerata* L. and *Poa pratensis* L., Environ. Pollut. 1979, 18, 4, 249-258.
4. Banwart W.L., Porter P.H., Hassett T.I., Walker W.M.: Simulated acid rain effects on yield response of two corn cultivars, Agr. J. 1987, 79, 497-501.
5. Barkman I.I.: Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes, Van Gorcum and Comp. NV-GA Hak. HJ Prakke, Assen 1958.
6. Bell I.N.B., Clough W.S.: Depression of yield in ryegrass exposed to sulphur dioxide, Nature 1973, 241, 47-49.
7. Bernadzki E., Kamiński E., Sierpiński Z.: Zagrożenie lasów w Polsce, Nauka Polska 1983, 5, 23-30.
8. Borkowska B.: Toksyczność glinu, Wiadomości Botaniczne 1988, 32, 3, 157-166.
9. Chang F., Alexander M.: Effects of simulated acid precipitation on decomposition and leaching of organic carbon in forest soils. Soil Sci. 1984, 138, 3, 226-235.
10. Chojnacki A., Pasternacki I.: Zawartość siarki w glebie i roślinie jako wskaźnik zanieczyszczenia siarką środowiska na przykładzie rejonu Mazowieckich Zakładów Petrochemicznych w Płocku, Pam. Puł. 1977, 67, 125-132.
11. Church, Smith K., Ogilvie B.: Long term observations on soil, plants and animals adjacent to a sour gas plant in Alberta, 2nd Symposium and Workshop on Acid forming emissions in Alberta and their ecological effects, Calgary, Alberta 1986, 213-222.
12. Cotrufo L., Berry C.R.: Some effects of a soluble NPK fertilizer

- on sensitivity of eastern pine to injury from SO_2 air pollution, For. Sci. 1970, 1, 72-73.
13. Dechnik I., Gliński J., Kaczor A., Kern H.: Rozpoznanie wpływu kwaśnych deszczy na glebę i roślinę. Problemy Agrofizyki 1990, 60.
 14. Dechnik I., Kaczor A.: Wpływ kwaśnych deszczów na wzrost, rozwój i plonowanie kupkówki pospolitej w doświadczeniu modelowym, Fragmenta Agronomica 1990, 3(27), 55-61.
 15. Dechnik I., Kaczor A.: Wpływ symulowanego kwaśnego deszczu na niektóre właściwości gleby lessowej w warunkach zróżnicowanego nawożenia dolomitom. Mat. Symp. nt. "Ekologiczne aspekty stosowania nawozów i zanieczyszczenie gleb składnikami o toksycznym działaniu. Kraków 1990.
 16. Evans L.S.: Botanical aspects of acidic precipitation, Bot. Rev. 1984, 50, 4, 449-490.
 17. Evans L.S., Thompson K.H.: Comparison of experimental designs used to detect changes in yields of crops exposed acidic precipitation, Agr. J. 1984, 76, 81-84.
 18. Faller N., Herwig K., Kühn H.: Die Aufnahme von Schwefeldioxyd (S^{35}O_2) aus der Luft. Plant and Soil 1970, 33, 177-191 and 283-295.
 19. Gądor J., Motowicka-Terelak T.: Wpływ skażenia siarką na właściwości gleb, plonowanie i skład chemiczny roślin w doświadczeniu lizymetrycznym. Mat. II Kr. Konf. nt. "Wpływ zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi i siarką na przyrodnicze warunki rolnictwa", cz. II, 129-134.
 20. Gorlach E.: Kryteria oceny jakości plonów. Materiały sympozjum nt. "Wpływ nawożenia na jakość plonów", Puławy 1981, 6-20.
 21. Grether D.F.: The effect of a high stack coal burning power plant on the relative pH of the superficial bark of hardwood trees, Water, Air, Soil Pollut. 1977, 7.
 22. Grodzińska K.: Acidification of tree bark as a measure of pollution in southern Poland, Bull. Acad. Pol. Sci. II. 1971, 19, 189-195.
 23. Grodzińska K.: Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in southern Poland, Water, Air, Soil Pollut. 1978, 7, 3-7.
 24. Grodzińska K.: Monitoring of air pollutants by mosses and tree

- bark, 33-43, Monitoring of air pollutants by plants, Proc. of the Inter. Work., Osnabrück 1981.
25. Guderian R.: Untersuchungen über quantitative Beziehungen zwischen dem Schwefelgehalt von Pflanzen und dem Schwefeldioxydgehalt der Luft. Z. Pfl. Krankh. Pfl. Schutz. 1970, 77, Teil I: 200-220; Teil II: 289-308; Teil III: 387-399.
 26. Guderian R., Stratmann H.: Freilandversuche zur Ermittlung von Schwefeldioxidwirkungen auf die Vegetation, Teil III: Grenzwerte Schädlicher SO_2 - Immissionen für Obst- und Forstkulturen sowie für landwirtschaftliche und gärtnerische Pflanzenarten. Forsch. Ber. d. Landes Nw 1920, Köln u. Opladen 1968.
 27. Guderian R., Van Haut H.: Nachweis von Schwefeldioxidwirkungen in Pflanzen. Staub 1970, 30, 17-26.
 28. Härtel O.: Pollutants accumulation by bark, 137-149, Monitoring of air Pollutants by plants, Proc. of the Inter. Work., Osnabrück 1981.
 29. Härtel O., Grill D.: Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen, Eur. J. Forest Path. 1972, 2, 205-213.
 30. Hohenberg J.S., Munns D.N.: Effect of soil acidity factors on nodulation and growth of *Vigna unguiculata* in solution culture, Agronomy J. 1984, 76, 477-481.
 31. Holowsychnuk N., Fessenden R.J.: Soil sensitivity to acid deposition and the potential of soils and geology in Alberta to reduce the acidity of acidic inputs, Earth Sc. Report 87-1, Terrain Sc. Dep., Alberta, Canada 1987.
 32. Huttermann A.: Symptome des Waldsterbens, Allg. Forstzeitschr. 1985, 4, 67-70.
 33. Huttenen S.: Some experience on standardized monitoring of urban pollution in forest ecosystems, 155-163, Monitoring of air pollutants by plants, Proc. of the Inter. Work., Osnabrück 1981.
 34. Jäger H.J.: Biochemical indication of an effect of air pollution on plants, 99-109, Monitoring of air pollutants by plants, Proc. of the Inter. Work., Osnabrück 1981.
 35. Jargiełło J., Kern H., Miazga S.: Wpływ zanieczyszczenia atmosfery dwutlenkiem siarki i produktami jego neutralizacji amoniakiem na plonowanie niektórych traw i motylkowatych. Annales UMCS, E, 1977/1978, XXXII/XXXIII, 20, 261-270.

36. Johnsen I., Sochting U.: Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. *Oikos* 1973, 24, 344-351.
37. Kachniarz M., Kosicka M.: Oddziaływanie dwutlenku siarki na człowieka, zwierzęta i rośliny. *Biul. IKŚ* 1978, 6, 27-30.
38. Kaczor A.: Wpływ dwutlenku siarki we współdziałaniu z potasem na plonowanie i równowagę jonową w roślinach. *Annales UMCS, E*, 1983/84, XXXVIII/XXXIX, 253-265, (cz. I); 266-279 (cz. II); 1985, XL, 14, 133-142 (cz. III).
39. Karnosky D.T.: Threshold levels for foliar injury to *Populus tremuloides* by sulphur dioxide and ozone. *Can. J. For. Res.* 1976, 2, 166-169.
40. Kasina S.: On precipitation acidity in southeastern Poland. *Atmosph. Environ.*, 1980, 14, 1217-1221.
41. Kaupenjohann M., Schneider B.U., Häntschel R., Zech W., Horn R.: Sulfuric acid rain treatment of *Picea abies* (Karst.L.): Effects on nutrient solution, through all chemistry and tree nutrition. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 1988, 151, 123-126.
42. Keller T.: Begriff und Bedeutung der "Latenten" Immissions-schädigung. *Allg. Forst. Jagodz.* 1977, 6, 115-120.
43. Keller T.: Der Einfluss langdauernder SO_2 Begasungen auf das Wurzelwachstum der Fichte. *Schweiz. Zeitsch. Forstwesen* 1979, 6, 429-435.
44. Klenzl I., Härtel O.: Die Luftverunreinigungen im Stadtgebiet von Graz, dargestellt anhand von Borkenuntersuchungen. *Mitt. naturwiss. Ver. Steiermark* 1979, 109, 113-135.
45. Lillieholm B.C., Feagley S.E.: Effects of simulated acid rain on soil and leachate acidification of a Lexington silt loam. *Soil. Sci.* 1988, 146, 44-50.
46. Linthurst R.A. (red): Direct and indirect effects of acidic deposition on vegetation. *Acid precipitation series*, London 1984.
47. Lötschert W., Köhm H.J.: Characteristics of tree bark as an indicator in high-immission areas. *Oecologia* 1977, 27, 47-64.
48. Markowski A., Grzesiak S., Pienkowski S.: Wpływ neutralizacji dwutlenku siarki amoniakiem na vegetację kilku gatunków roślin. *Ac. Agr. et. Silv.*, S. Agr. 1974, XIV/2, 60-87.
49. Markowski A., Grzesiak A., Schramel M.: Influence of sulphur

- dioxide and ozone vegetation of bean and barley plants under different soil moisture conditions, Bull. Acad. Pol. Sc. Ser. Sc. biol. 1974, 22, 875-887.
50. Markowski A., Grzesiak S., Schramel M.: Susceptibility of six species of cultivated plants to sulphur dioxide under optimum soil moisture and drought conditions, Bull. Acad. Pol. Sc. Ser. Sc. biol. 1974, 22, 892-904.
 51. Miazga S.: Wpływ SO_2 i NH_3 na plonowanie wybranych traw pastewnych w pierwszym i drugim roku wegetacji, Annales UMCS, E, 1983/1984, XXXVIII/XXXIX, 22, 241-252.
 52. Mollitor A.V., Raynal D.I.: Acid precipitation and ionic movements in Adirondach Forest soils. Soc. Sc. Soc. Amer. Journ. 1982, 46, 137-141.
 53. Myszka A., Ginalski J., Kaczor A.: The reaction of barley and buck wheat nourished with various nitrogen forms to long-lasting air pollution with sulphur dioxide, Polish J. of Soil Sc. 1983, XVI, 2, 121-129.
 54. O'Hare G.P.: Lichens and bark acidification as indicators of air pollution in west central Scotland, J. Biogeogr. 1974, 1, 135-146.
 55. Parczewski W.: Wilgotność względna powietrza w Polsce i jej wpływ na związki siarki. Arch. Ochr. Środ. 1976, 2, 51-76.
 56. Persson G. (red): Acidification today and tomorrow. Swedisch Ministry of Agriculture, Environment 82 Committee, Stockholm 1982.
 57. Phillips T.P., Forster B.A.: Economic impacts of acid rain on forest, aquatic and agricultural ecosystems in Canada, Amer. J. Econ. 1987, 963-969.
 58. Priebe A., Klein H., Jäger H.I.: Role of polyamines in SO_2 - polluted per plants, J. of Exp.Bot. 1978, 29, 1,2,1045-1050.
 59. Rubec C.D.A.: Characteristics of terrestrial ecosystems impinged by acid precipitation across Canada, Working Paper 19, Environment Canada 1981.
 60. Sarosiek I., Bury Burzyńska B., Niedźwiedzka K.: Wpływ zanieczyszczenia atmosfery na rośliny w dzielnicy Kowale we Wrocławiu. Ochr. Pow. 1974,5, 138-142.
 61. Science news: Acid showers and damage to plants, 1987, 132,158.
 62. Siuta J., Rejman-Czajkowska M. (red): Siarka w biosferze. PWRiL, Warszawa 1980.

63. Sjörgen E.: Epiphytische Moosvegetation in Laubwäldern der Insel Öland(Schweden). Acta phytogeogr. Suecica 1961, 44, 1-149.
64. Skawina T.: Charakterystyka zmian glebowych wywołanych przez zanieczyszczenie powietrza w GOPie, Zesz. Nauk. AGH 1967, 155, zesz. spec. 12, 233-248.
65. Skawina T., Szalonek I., Warteresiewicz M., Wachalewski T.: Zastosowanie testu roślinnego do oceny stopnia zanieczyszczenia powietrza atmosferycznego SO_2 . Post. Nauk Roln. 1964, 3, 17-31.
66. Staxang B.: Acidification of bark of some deciduous trees, Oikos, 1969, 20, 224-230.
67. Sykut S.: Bilans siarki w doświadczeniu lizymetrycznym w obrębie miasta Puławy. II Kr. Konf. nt. " Wpływ zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi i siarką na przyrodnicze warunki rolnictwa. Puławy 1980, Cz. II, 143-146..
68. Szalonek I., Warteresiewicz M.: Wpływ zanieczyszczenia powietrza na wzrost i plonowanie wybranych gatunków roślin w rejonie huty aluminium, Arch. Ochr. Środ. 1979, 3, 4, 39-62.
69. Szalonek I., Warteresiewicz M.: Wzrost i plonowanie ziemniaka w warunkach przemysłowego zanieczyszczenia powietrza, Biul. ZEN-PAN 1966, 8, 59-74.
70. Trojano I., Heller L., Jacobson S.: Effects of added water and acidity of simulated rain on growth of field-grown radish, Envir. Poll. 1982, A, 29, 1-11.
71. Tingey D.T., Reinert R., Duming A., Heck W.: Vegetation injury from the interaction of nitrogen dioxide and sulphur dioxide, Phytopathology 1971, 61, 12, 1506-1511.
72. Thomas M.D.: Air pollution with relation to agronomic crops: I. General status of research on the effects air pollution on plants, Agr. J. 1958, 5C, 545-550.
73. Terelak-Motowicka T., Gądor J.: Badania modelowe właściwości chemicznych gleb zasiarczonych oraz rekultywowanych przez wapnowanie, mat. II. Konf. nt. "Wpływ zanieczyszczenia pierwiastkami śladowymi i siarką na przyrodnicze warunki rolnictwa", cz. II, 135-142.
74. Ulrich B.: Warum sterben Wälder? DIG-Mitteilungen 1989, 1.
75. Ulrich B., Mayer R., Khanna P.K.: Chemical changes due to acid

- precipitation in a loess derived soil in central Europe, Soil Sci. 1980, 130, 4, 193-199.
76. Unsworth N.H., Biseac P.V., Pinekney H.R.: Stomatal to sulphur dioxide, Nature 1972, 239, 5373, 458-459.
 77. Van Haut H.: Die Analyse von Schwefeldioxydwirkungen auf Pflanzen in Laboratoriumsversuch. Staub 1961, 21, 52-56.
 78. VDI Kommission Reinhaltung der Luft. Entstehung und Wirkung säurehaltiger Niederschläge auf terrestrische Ökosysteme. Allg. Forstzeitschr. 1984, 6, 112-115.
 79. Warchołowa M.: Równowaga jonowa w roślinach w warunkach zróżnicowanego nawożenia. Mat. Symp. nt. "Wpływ nawożenia na jakość plonów", Puławy 1981, 21-38.
 80. Warchołowa M.: Równowaga jonowa w roślinach w warunkach zróżnicowanego zaopatrzenia w potas i magnez. Praca hab., Wyd. IUNG, Puławy 1977.
 81. Warteresiewicz M.: Oddziaływanie zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki na wybrane gatunki roślin w rejonie GOP-u, Arch. Ochr. Środ. 1979, 1, 95-166.
 82. Warteresiewicz M.: Wpływ dwutlenku siarki na rośliny. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 1978, 205, 30-42.
 83. Wellburn A.: Air pollution and acid rain: the biological impact, New York 1988.
 84. Wentzel K.F.: Schwefel-Immissionsbelastung der Komiferenwulldchen der des Baumes Frankfurt Main, Forstachiv 1979, 6, 112-121.
 85. Wondrausch A., Ginalska J., Malm I.: Wpływ częściowej neutralizacji dwutlenku siarki amoniakiem na rozwój i plonowanie roślin uprawnych. Roczn. Glebozn. 1984, XXXV, 3-4, 107-115.
 86. Woods F.W.: The acid rain, The Futurist 1987, I/II, 34-37.
 87. Zahn R.: Über den Einfluss verschiedener Umweltfaktoren auf die Pflanzenempfindlichkeit gegenüber Schwefeldioxyd, Z.Pfl. Krank. V. Pfl. Sch. 1963, 70, 81-95.
 88. Zahn R.: Über Schwefeldioxyd Wirkungsgrenzen für Pflanzen. Staub 1969, 29, 9, 375-376.
 89. Zdanowska D.: Wpływ hut Warszawa na zakwaszenie środowiska Puszczy Kampinowskiej. Fragm. Faunistica 1976, 20, 353-367.

DETERMINATION OF A POSSIBILITY TO SELECT PLANT INDICATORS FOR THE EVALUATION OF THE DEGREE OF ENVIRONMENT HAZARD WITH ACID PRECIPITATION

Summary

On the basis of the wide literature on the subject the following issues were discussed:

Plant reaction to acid precipitation including

- visual damages, physiological and biochemical changes,
- chemical composition and physiochemical properties,
- crop yield.

The impact of acid precipitation on soils.

The following conclusions have been drawn:

1. There is a possibility to use plant indicators as biological methods for evaluation of the degree of environment hazard with acid precipitation.

2. Hitherto divergences in results obtained making proper evaluation of air pollution with biological methods difficult are due to:

- differentiated methods of sampling and chemical analysis of plant material,

- large amount of tests used, often not comparable,

- improper selection of plants for biotest.

3. The use of various changes in the development and growth of plants for evaluation of the degree of air pollution needs:

- standardization of indicators used and unification of methods taking into consideration international recommendations and standards,

- elaboration of standard scale of air pollution on the basis of morphological changes in case of some plants,

- the choice of plant varieties on the basis of the level of accumulation of different forms of sulphur resistant to damages of assimilation organs and of not too high requirements in relation to sulphur.

4. When soil indicators are used it is necessary to analyze changes in soils of similar buffering properties.