

STANISŁAW NIEMTUR

WPLYW ZANIECZYSZCZEŃ PRZEMYSŁOWYCH NA DRZEWA

Charakterystyczne cechy drzew w porównaniu z innymi roślinami to ich długowieczność i duże rozmiary. Obydwe cechy, pozytywne z ekologicznego punktu widzenia sprawiają, że drzewa są najbardziej narażone na szkodliwe oddziaływanie przemysłu.

Aktualną emisję zanieczyszczeń atmosfery w Polsce ocenia się na ok. 3,0—3,5 mln ton gazów (w tym 70% SO_2) i 3,5—4,0 mln ton pyłów rocznie (Czarnecki 1973 — cyt. Jastrzębski 1976). Średnio na 1 km² powierzchni przypada więc ok. 22 tony zanieczyszczeń gazowych i pyłowych rocznie. Dla porównania w Stanach Zjednoczonych AP co roku emituje się około 125 mln ton zanieczyszczeń powietrza, co daje ok. 13 ton na km² rocznie (Davis 1973). Perspektywiczny plan rozwoju naszego kraju przewiduje, że do roku 1990 emisje gazów zwiększą się do ok. 12,0 mln ton/rok przy niezmiennym poziomie emisji pyłów — ok. 3,6 mln/rok (Jastrzębski 1976).

1. Wpływ emisji na rozwój drzew

1.1. Mechanizmy emisji, transport i akumulacja związków toksycznych w roślinach

Decydującą rolę w procesie oddziaływania szkodliwych substancji na rośliny odgrywają aparaty szparkowe (Garber 1967, Halbwachs 1971, Engelbrecht i Louw 1973, Godzik 1976), jednak wpływ różnych czynników fitotoksycznych na ruchy szparek oraz ich rola w odporności roślin są jak dotychczas słabo poznane (Mansfield 1973, Godzik 1976). Obniżenie pobierania jonów potasu w liściach fasoli pod wpływem ozonu (0,5—0,6 ppm/h) stwierdzili Evans i Ting (1974).

Stymulację otwierania szparek przez SO_2 pierwsi zaobserwowali Weigl i Ziegler (1962), w badaniach ich SO_2 zaabsorbowany był przez wewnętrzną stronę aparatów szparkowych co zatrzymywało fizjologiczną regulację wymiany gazowej. Natomiast fluorowódor wchodzi do liści przez szparki i nie oddziałuje na powierzchnię

komórek a zbiera się w przestworach międzykomórkowych i później jest absorbowany przez komórki mezofilu, z którego dyfunduje do wiązek przewodzących i transportowany jest w ksylemie w kierunku marginesów liścia i wierzchołka, gdzie jony akumulują się aż do wystąpienia toksycznych stężeń (Engelbrecht, Louw 1973). Zupełnie nie jest absorbowany przez rośliny z gleby fluor, dlatego nawet wysokie stężenia fluoru w glebie nie są szkodliwe dla roślin (Dmuchowski, Mołski 1975).

Ting, Perchorowicz i Evans (1974) uważają, że pierwszą przeszkodą przy imisji ozonu przez komórkę są membrany cytoplazmatyczne a wiele późniejszych symptomów okazuje się wtórnymi następstwami wcześniejszych zmian we właściwościach membran cytoplazmatycznych. W szpilkach sosny poddanych gazowaniu $^{35}\text{SO}_2$ najwięcej siarki gromadzi się w komórkach szparkowych, komórkach endodermi oraz wiązkach waskularnych (Godzik 1976).

Nowak i Czapla (1971) prowadzili badania nad translokacją S pobranej przez igły i korzenie dwuletnich sosen. W obu sposobach podawania siarki największe jej ilości w obrębie korzeni zostały zatrzymane w miejscach mikoryzy jak również w rosnących częściach systemu korzeniowego. Część siarki pobranej została wydzielona przez korzenie do pożywki.

Jensen i Kozłowski (1975) oddziaływali $^{35}\text{SO}_2$ na jednoroczne siewki drzew różnych pod względem odporności na SO_2 . Po 8 dniach od gazowania *Acer saccharum* (gatunek najbardziej odporny na SO_2) miał następujące rozmieszczenie siarki (w %): liście 70,6, górne pędy 2,9, dolne pędy 2,1, korzenie 24,3. Natomiast *Populus grandidentata* Michx. (gatunek najmniej odporny na SO_2) w liściach 90,5, górne pędy 3,2, dolne pędy 1,0 i korzenie 5,2. Pozostałe gatunki o pośredniej odporności na SO_2 , miały również pośrednią zawartość siarki w liściach i korzeniach. Autorzy ci nie znaleźli dowodów na to, że siarka absorbowana z atmosfery i przemieszczana do korzeni jest łatwo wymywana czy wydalana na drodze dyfuzji. Inni takie dowody przytaczają (Freid 1948, de Cormis i inni 1969, cyt. Jensen, Kozłowski 1975). Huttunen (1975) i Havas (1971) stwierdzili, że uszkodzenia sosny rozpoczynają się w okresie zimowym, a najwięcej siarki zawierają igły dwuletnie (Huttunen 1975). Guderian (1970) stwierdził, że nekrozy zawierają mniej siarki aniżeli otaczająca je tkanka zielona, chociaż w niektórych przypadkach wyniki analiz były odwrotne.

Fluor po zaabsorbowaniu przez liście nie dostaje się do części podziemnych (Dmuchowski, Mołski 1975). Przypuszcza się, że głównym miejscem akumulacji fluoru w liściach są chloroplasty. Chang i Thompson (1966) stwierdzili, że chloroplasty zawierają około 60% ogólnego fluoru obecnego w komórce roślinnej. Jednak znaczne ilości fluoru akumulowane są także w ścianie komórkowej, jądrze i cytoplazmie.

Niemal odwrotnie w porównaniu z fluorem przedstawia się akumulacja cynku. Siewki *Quercus rubra* rosnące na glebie zebranej w odległości 16, 5, 4, 3 i 2 km od Huty Cynku w Palmerton (USA) miały średni poziom cynku w liściach odpowiednio: 267, 640, 369, 279, 385, ppm a poziom cynku w korzeniach 852, 2000, 3830, 6080, 9610 ppm. Zawartość cynku w korzeniach jest więc zdecydowanie wyższa i skorelowana z odległością (Jordan 1975).

1.2. Poziomy toksyczności składników emisji

Ustalenie wyraźnej granicy stężeń danej substancji, od której zaczyna się toksyczne działanie na drzewa jest niezwykle trudne. Wartość ta zależy od gatunku, właściwości osobniczych i wieku drzewa, oraz czynników klimatycznych i glebowych a jej określenie od czasu badań i od zastosowanej metody. Uważa się, (Anonim 1969), że jest jeszcze niemożliwe określenie granicznych wartości, poniżej których uszkodzenia nie występują. Materna (1975) pisze, że obecnym kryterium ustalenia dopuszczalnych wielkości emisji jest ochrona ludzkiego zdrowia. Ten sposób nie zapewnia ochrony roślinności a przede wszystkim lasu. Przy ustaleniu dopuszczalnych stężeń napotyka się brak wystarczających danych co do granicznej wartości stężeń, poniżej których uszkodzenia nie występują. Występowanie progowej wartości stężenia SO_2 , przy której powstają ostre uszkodzenia roślin w określonych warunkach, jest rzeczą ogólnie akceptowaną (Tamm i Aronsson 1972). Progowa wartość stężenia SO_2 (Tamm i Aronsson 1972) jest określona przez zdolność roślin do

Tabela I

Poziom toksyczności częściej spotykanych składników emisji

Substancja toksyczna	Poziom toksyczności	Autor	Uwagi
SO_2	0,3—0,5 mg/m^3 0,20 mg/m^3	Pelz 1962 Knabe 1970	próg toksyczności dla dłuższego okresu czasu, średnia roczna, przy której istnieją jeszcze drzewostany sosnowe na siedliskach borowych,
	0,01 mg/m^3 0,07—0,04 mg/m^3	Materna 1975 Krotowa 1959	zmiany w procesach fizjologicznych roślin, igły sosny zachowują żywotność 1—2 lat, obumierają igły sosny zwyczajnej,
	0,3—0,5% s. m. do 1% s. m.	Krotowa 1959 Krotowa 1959	brak uszkodzeń na drzewach liściastych i u modrzewi,
F	120 ppm w s. m. 40—50 ppm s. m.	Bossavy 1971 Robak 1969	nieznaczne nekrozy u sosny czarnej, silne nekrozy u sosny zwyczajnej,
Zn	5000 ppm	Greszta, Godzik 1969	zawartość cynku w glebie, przy której może jeszcze występować roślinność,
	2300 ppm	Greszta, Godzik 1969	roślinność tworzy już zwartą darni,
	10 ppm	Jordan 1975	minimalny poziom toksyczności w pożywce dla siewek <i>Quercus robur</i> ,
Pb	1000 ppm	Lag i inni 1969	minimalny poziom toksyczności w glebie dla roślin,
Cd	5—30 ppm	Jordan 1975	minimalny poziom toksyczności w liściach dla <i>Quercus rubra</i> ,
Cu	100 ppm	Mc Murtrey Robinson 1938	minimalny poziom toksyczności dla roślin,
B	pow. 200 ppm	Jones 1972	w glebie, wywołuje toksyczne objawy u większości roślin.

zamiany SO_2 lub jonów siarczynowych na siarczany. Szkodliwość siarczanów jest bowiem około 30 razy niższa (Thomas 1961). Dużo mniej poznane są mechanizmy uszkodzeń chronicznych.

Ustalenie poziomu toksyczności utrudnia synergistyczne działanie różnych substancji. Tego typu działanie O_3 i SO_2 na *Larix occidentalis*, *Pinus ponderosa*, *P. strobus* i *P. silvestris* wykazał Banfield (1973), i Costonis (1973). Zwiększenie toksyczności SO_2 i O_3 jest różne u różnych osobników nawet tego samego gatunku. Houston (1974) badając wpływ SO_2 i O_3 na szczepy *Pinus strobus* należące do klonów o różnej odporności stwierdził, że synergistyczne działanie tych gazów objawia się silnymi uszkodzeniami tylko klonów wrażliwych.

Interakcja SO_2 z toksycznością metali może także mieć miejsce (Jordan 1975). Uszkodzenia spowodowane przez ozon wznoszą się wraz ze wzrostem w glebie dostępnego Zn (Mc Ilveen i in. 1975) i kadmu (Czuba, Ormrod 1974). Podobne zależności występują w oddziaływaniu niektórych innych metali. Jordan (1975) stwierdziła u siewek *Quercus rubra* wzrost zawartości Zn w obecności Cd.

1.3. Zaburzenia w fotosyntezie

Pierwsze prace o wpływie zanieczyszczeń atmosfery na proces fotosyntezy pochodzą z lat trzydziestych (Thomas, Hill 1937). Obszerne badania nad oddziaływaniem SO_2 na fotosyntezę drzew iglastych prowadzono w NRD (Börtitz 1964, Vogl 1964, Vogl i inni 1964, Enderlein i Vogl 1966). Enderlein i Vogl (1966) oznaczyli przy pomocy „Infralitu” zmniejszenie fotosyntezy różnych gatunków i na tej podstawie ustalili szereg odpornościowy drzew iglastych.

Müller (1957) po raz pierwszy potwierdził eksperymentalnie przechodzenie chlorofilu w feofitynę pod działaniem gazów. Obniżenie zawartości chlorofilu w liściach pod wpływem fluoru stwierdził Mc Nulty i Newman (1964), natomiast Dässler (1970) informuje, że SO_2 nie wywołuje istotnego zmniejszania barwników u iglastych do momentu powstawania nekroz. Większość autorów nie znajduje również korelacji pomiędzy intensywnością fotosyntezy a zawartością chlorofilu. Imisje przemysłowe przyspieszają proces starzenia się organów asymilacyjnych. Zwiększanie się ilości chlorofilu związane ze starzeniem się liści Šestak (1963) tłumaczy nieaktywną formą chlorofilu, którego ilość uzależniona jest od metabolicznej aktywności rośliny oraz od warunków siedliskowych (cyt. Wolińska 1975). Udział chlorofilu b zwiększa się pod wpływem Zn, przy czym wpływ Zn na zawartość chlorofilu zależy od poziomu dostępnego miedzi (Porochniewicz i inni 1975).

1.4. Zaburzenia w bilansie wodnym

Pod wpływem kwasu siarkowego pierwszy w roślinie uszkodzany jest system osmotyczny komórek (Härtel, Miklau-Gräsl 1974). Już Heiling (1933 cyt. Tamm, Aronsson 1972) pisał, że pierwszym etapem oddziaływania SO_2 na rośliny jest wzrost transpiracji, po którym następuje jej spadek. Börtitz i Vogl (1967)

zwracają uwagę, że tylko przy wysokich stężeniach SO_2 transpiracja wzrasta. Również Godzik i Piskornik (1966) badali transpiracje w odciętych liściach *Aesculus*.

Halbwachs (1967) stwierdził, że ciśnienie osmotyczne wierzchołków igieł jest o 0,5—2,2 atm wyższe w porównaniu z ich podstawą. Drzewa uszkodzone przez SO_2 wykazują obniżenie ciśnienia w górnych częściach korony co pogarsza zaopatrzenie w wodę wierzchołkowej części korony. Może to być wytłumaczeniem, dlaczego uszkodzane przez SO_2 sosny rozwijają szeroką płaską koronę (Tamm i Aronson 1972).

1.5. Zaburzenia w metabolizmie

Kisser i inni (1962) przypuszczają, że chroniczne uszkodzenia są wywołane przez SO_2 po rozpuszczeniu się tego gazu w wodzie zawartej w ścianie komórkowej. Następstwem są zakłócenia metabolizmu komórkowego przez lokalne zmiany pH, koagulację plazmy itp. (Kostiř i inni 1970, Jäger i Pohlich 1972, Godzik i Linskens 1974).

Grill i Esterbauer (1973) badali wpływ SO_2 na zawartość cysteiny i glutationu w igłach świerka. Ci sami autorzy (1975) stwierdzili w igłach świerka wzrost ogólnej zawartości fenoli pod wpływem SO_2 . Podobnie poziom wolnej glukozy zwiększa się w zadymianych igłach. Zawartość fenoli u *Picea abies* badała również Yee-Meiler (1974) i stwierdziła, że analizy na zawartość fenoli nie mogą służyć do wykrywania uszkodzeń niewidocznych.

W literaturze, zwłaszcza dotyczącej drzew, brak badań nad wpływem emisji przemysłowych na poziom endogennych regulatorów wzrostu.

1.6. Zmiany w morfologii i anatomii

Solberg i inni (1955 cyt. Huttunen 1975a) podawali, że największe zmiany w igłach drzew zachodzą w miękiszu asymilacyjnym, w tkankach przewodzących i komórkach parenchymy ksylemu. Dokładną budowę tych tkanek opisują Waller i in. (1973). Jak do tej pory brak informacji z mikroskopu elektronowego o wspomnianych wyżej tkankach w igłach uszkodzonych przez emisje przemysłowe. Godzik i Knabe (1973) badali w mikroskopie elektronowym strukturę uszkodzonych przez SO_2 chloroplastów z igieł trzech gatunków sosen, ale pod uwagę były brane tylko komórki z mezofilu.

Ninowa (1970) prowadziła badania nad 7 gatunkami drzew i stwierdziła, że morfologiczne zmiany występujące pod wpływem zanieczyszczeń były następujące: większa liczba szparek, grubsza kutikula, dłuższe komórki palisadowe a w konsekwencji słabsza aeracja liścia. O zmianach w budowie anatomicznej korzeni *Alnus glutinosa*, *Populus berolinensis* i *robusta* rosnących na toksycznym materiale zwałowym donoszą Harabin i Greszta (1971).

Škarlet (1972) pisze, że w warunkach skażenia atmosfery i gleby wzrasta liczba niedorozwiniętych ziaren pyłku u sosny pospolitej a rozmiary ziaren nieznacznie się

zmniejszają. W późniejszej pracy (Škarlet 1974) autorka wymienia następujące zmiany zachodzące u sosny pod wpływem emisji: zmniejszenie rozmiarów i ciężaru igieł, zakłócenie rytmu w rozwoju męskich i żeńskich organów generatywnych, zmniejszenie rozmiarów organów generatywnych, zaburzenia w podziale redukcyjnym komórek macierzystych pyłku i anomalie w rozwoju załączka.

Karnosky i Stairs (1974) stwierdzili duże różnice wrażliwości na SO_2 pyłku wilgotnego i suchego. Również pod wpływem fluoru obniża się zdolność kiełkowania i długość łagiewek pyłku *Prunus avium* L. cr „Royal Ann” (Facteau i inni 1973).

2. Wpływ czynników ekologicznych na wielkość uszkodzeń

2.1. Wpływ czynników edaficznych

Badania między innymi z *Ilex aquifolium* dowodzą jak właściwości gleby wpływają na wielkość uszkodzeń. Pod wpływem SO_2 na roślinach z gleby piaszczystej wystąpiły ostre uszkodzenia przy całkowitym braku uszkodzeń roślin z gleby gliniastej (Berge 1970). Schramel (1975) badała przyczyny zmniejszania się toksycznego wpływu SO_2 na rośliny w warunkach obniżonego uwilgotnienia gleby.

Uszkodzenia roślin w pobliżu hut metali nieżelaznych związane są głównie z obecnością w glebie dużych ilości cynku, ołowiu, kadmu, miedzi i innych — chociaż synergistyczne działanie metali i emitowanego SO_2 nie może być wykluczone (Buchauer 1973, Hutchinson, Whitby 1974, Zemła 1972). Około 85—95% ogólnej zawartości Zn i 95% Cd znajduje się w wierzchniej 15 cm warstwie gleby (Buchauer 1973), ponieważ pierwiastki te występują głównie w formie trudno rozpuszczalnej (Greszta, Godzik 1969). Jednak w kwaśnym środowisku gleby pierwiastki śladowe (Zn, Pb i inne) przechodzą w formy rozpuszczalne i silniej oddziałują toksycznie na rośliny (Greszta, Morawski 1972).

Zawartość danego pierwiastka w drzewach jest różna nawet u tego samego gatunku i zależy przede wszystkim od fizykochemicznych właściwości gleby (Cybulko 1967, Sarosiek i Wachowska 1960).

2.2. Wpływ innych czynników ekologicznych

Na dobrze przewietrzanych obszarach nawet silne emisje gazowe są rozcieńczane do granic nieszkodliwości przy sprzyjających warunkach pogodowych. (Wentzel 1975).

Brennan i in. (1968) wykazali, że przy większej prędkości powietrza zawierającego SO_2 uszkodzenia są silniejsze, szczególnie przy wyższych stężeniach.

Zanieczyszczenia przemysłowe mogą być przenoszone na znaczne odległości od źródła. Gordon i Gorham (1973) wykazali, że do 40 km w kierunku panujących

wiatrów od źródła emisji SO_2 nie występują w lasach siewki *P. strobus*. (cyt. Bytnerowicz, Molski 1974).

Opady deszczu i śniegu powodują znaczne zmniejszenie emisji gazów i pyłów (Berge 1970b, Wentzel 1975). Mgła i duża wilgotność powietrza przyczyniają się do wzrostu uszkodzeń (Berge 1970).

Steinberger i Balmor (1975) stwierdzili występowanie korelacji między dziennymi średnimi stężeniami SO_2 a opadami deszczu w miesiącach zimowych ($r = -0,783$), natomiast w miesiącach letnich wysoki współczynnik korelacji otrzymano dla temperatury ($r = 0,894$).

Uszkodzenia roślin od emisji przemysłowych zwiększają się w miarę wzrostu aktywności fizjologicznej. Te same stężenia są bardziej szkodliwe jeżeli warunki glebowe, wilgotność powietrza, temperatura i światło sprzyjają optymalnej wymianie materii, (Wentzel 1975).

Na rozprzestrzenienie się zanieczyszczeń duży wpływ ma pionowy gradient temperatury w warstwie przyziemnej, który obok pionowego gradientu prędkości wiatru jest głównym mechanizmem powstawania turbulencji atmosferycznej (Juda, Chróściel 1974).

Absorbacja promieniowania spowodowana obecnością cząstek zanieczyszczeń i związane z tym zmiany temperatury (Strauch 1975) są przyczyną wielu niekorzystnych zmian w procesach fizjologicznych drzew.

Nie badano wpływu jakości światła na uszkodzenia powodowane przez SO_2 (Brandt i Heck 1968).

3. Odporność drzew na imisje przemysłowe

3.1. Metody oceny uszkodzeń drzew przez imisje

Przy ocenie uszkodzeń spowodowanych przez gazy, dymy, i pyły bardziej przydatna jest kontrola imisji w porównaniu z emisją. Przy tym samym poziomie emisji w zależności od wielu czynników (np. klimatycznych) poziom imisji a tym samym wielkość uszkodzeń mogą być różne (Berge 1970).

Charakterystyczne symptomy uszkodzeń liści od imisji fluoru, SO_2 , O_3 , Cl, HCl, tlenków azotu opisuje Garber (1973). Najważniejszym kryterium przy diagnozach uszkodzeń powodowanych przez zanieczyszczenia powietrza są chemiczne analizy liści w połączeniu z analizami powietrza, wody deszczowej i gleby.

Piskornik (1966) proponuje wykorzystać jako wskaźnik uszkodzeń sośny i świerka zmiany zawartości elektrolitu w igłach tych gatunków. Härtel i Grill (1972) wykorzystują oznaczanie pochłanianego przez korę SO_2 poprzez pomiar przewodnictwa elektrycznego wyciągów wodnych z kory.

Lihnell (1969) używał jako wskaźnika zanieczyszczeń powietrza zawartości siarki w liściach, podobnie Huculak (1956, cyt. Wiąckowski 1971), Havas (1971), Pódzórów (1972), Olszowski i inni (1974). Keller i Schwager (1971)

stosowali do wykrywania nawet niewidocznych uszkodzeń wywołanych emisjami oznaczanie aktywności peroksydazy i zawartości fluoru w liściach. Holub i Kontrišova (1973), Holub (1973) oraz Yamamura i in. (1962) oznaczali zawartość fluoru w liściach roślin w celu określenia stopnia skażenia związkami fluoru. Jamrich (1973) na podstawie analiz igieł *Pinus sylvestris* i *P. nigra* oraz *Quercus petraea* i *Robinia pseudoacacia* z terenów zanieczyszczonych fluorem i bez zanieczyszczeń uważa, że wpływ fluoru na fotosyntezę i oddychanie jest odbiciem zmian w kwasowości. Wg tego autora pomiar pH można stosować jako test dla oceny wielkości uszkodzeń. Huttunen (1973, 1975, 1975a) badała zawartość oraz rozmieszczenie w poszczególnych tkankach igieł siarki, potasu i chloru przy pomocy mikroanalizatora rentgenowskiego Joel JxA-3 SM. Również Turunen i Visapää (1972) oznaczali przy pomocy promieni X zawartość S w igłach sosny i liściach brzozy. Godzik i Liskens (1974) uważają, że do badań ukrytych porażen przez SO_2 możliwe jest wykorzystanie zmian w zawartości wolnych aminokwasów. Technika lotniczej fotografii w podczerwieni była stosowana do oceny strat w leśnictwie przez Boullard i Larcher (1974). W warunkach terenowych ocenę uszkodzeń roślin przez imisje przemysłowe utrudniają wzajemne interakcje różnych czynników biotycznych (Davis i Smith 1975). Metodę obliczania wielkości strat spowodowanych przez zakłady przemysłowe w drzewostanach iglastych proponują Czyż i Olszowski (1974). Jako zasadę przyjmują fakt obniżania bonitacji siedliska.

3.2. Zróżnicowanie odporności drzew na imisje przemysłowe

Wewnątrz gatunkowe, genetyczne zróżnicowanie odporności opisywali: Berge (1959), Wentzel (1969), Björkman (1970) i inni. Rohmeder i Schönborn (1965) rozmnożyli wegetatywnie osobniki świerka o wyższej odporności na SO_2 . Okazało się, że przy $1 \text{ mg/m}^3 SO_2/10$ dni igły świerka kontrolnego ginęły w 85% a igły świerka wyselekcjonowanego tylko w 19%.

Tzschacksch i Weiss (1972) prowadzili rozległe badania nad oddziaływaniem SO_2 (10—15 ppm i 30—80 ppm) na świerki 29 proveniencji a także na *Picea sitchensis* 3 proveniencji oraz na *Picea pungens*. Okazało się, że *Picea abies* niektórych proveniencji osiągały a nawet przewyższały odpornością *P. pungens*. Wszystkie egzemplarze *P. sitchensis* były mniej odporne. Procent uszkodzeń *P. abies* był skorelowany z szerokością geograficzną i wysokością n.p.m.

Mrkva (1969, 1974) nie stwierdził istotnych różnic odporności u sosny różnych rodów a problem czy zwiększona odporność na emisje niektórych sosen jest utrwalona genetycznie pozostaje otwartym.

Townsend i Dochinger (1974) badali oddziaływanie ozonu na siewki *Acer rubrum* 4 pochodzeń. Wyniki ich sugerują, że stopień odporności *A. rubrum* jest pod silną genetyczną kontrolą, co ma duże znaczenie dla selekcji tego gatunku. Podobny wniosek wyciągają Houston i Stairs (1973) na podstawie badań nad odpornością osobników *Pinus strobus* różnych klonów na SO_2 i O_3 . Niektóre egzemplarze *Pinus strobus* są bardzo wrażliwe na SO_2 i O_3 podczas gdy inne mogą znosić stosunkowo wysoki stopień zanieczyszczenia atmosfery (Berry i Hepting 1964,

Ellersten i wsp. 1970, Houston 1974). Banfield (1973) stwierdził, że *P. strobus* była silniej uszkodzana przez SO_2 niż przez O_3 w przeciwieństwie *P. ponderosa* i *P. silvestris*. Podobnie Costonis (1970) stwierdza, że SO_2 był dla *P. strobus* bardziej toksyczny niż O_3 .

U modrzewia występuje zróżnicowanie wrażliwości między igłami na krótkopędach i długopędach. Igły na krótkopędach są bardziej wrażliwe we wczesnym stadium a później bardziej odporne (van Haut 1961). Schönbach i wsp. (1964) prowadził doświadczenia z *Larix decidua* z 17 proveniencji, *L. leptolepis* dwóch proveniencji i z hybrydami *L. decidua* \times *leptolepis*. Okazało się, że zróżnicowania między poszczególnymi proveniencjami były nieistotne a hybrydy były bardziej odporne od *L. decidua*. Również Bartkowiak i inni (1975) stwierdzili na przykładzie *Forsythia*, że mieszańce charakteryzują się wyższą odpornością na SO_2 aniżeli gatunki mateczne. Grill i Härtel (1969) badali mikroskopowe uszkodzenia igieł świerka w różnych porach roku. Na wiosnę i w jesieni igły były bardziej wrażliwe niż w czasie lata i zimy. Znacznie mniej badań prowadzono nad zróżnicowaniem odporności drzew na imisje pierwiastków śladowych. Występowanie takiego zróżnicowania potwierdza Jordan (1975), która wykazała, że wzrost siewek *Betula populifolia* i *Populus tremuloides* był mniej hamowany przez Zn niż siewek *Quercus rubra*. Wentzel (1975) uważa, że odporność gatunkowa poszczególnych roślin jest mało zróżnicowana a różnice te są często przeceniane. Zdaniem tego autora wśród gatunków iglastych istnieje większe zróżnicowanie w odporności zależne od gatunku.

3.3. Przyczyny różnej odporności drzew na imisje przemysłowe

Oddziaływanie imisji przemysłowych zaznacza się z różną siłą w zależności od rośliny i czynników ekologicznych. Mechanizmy dotyczące odporności drzew na imisje przemysłowe można rozpatrywać z punktu widzenia niektórych zasad związanych z prawem tolerancji Shelforda (Odum 1963). Berge (1970) uważa, że nie ma ogólnie obowiązujących prawidłowości odnośnie różnic w odporności roślin na SO_2 , ponieważ pochodzenie roślin ma często większe znaczenie niż cechy gatunkowe lub odmianowe. Godzik (1976) pisze, że wiadomości o przyczynach różnej wrażliwości roślin są jak dotąd bardzo niepełne. Nie ma również rozeznania jakie cechy osobnicze drzewa decydują o pobieraniu i gromadzeniu pierwiastków śladowych. Cybulko (1967) przypuszcza że odgrywają tu rolę takie czynniki jak: stopień rozwoju systemu korzeniowego, stan zdrowotny drzewa, mikoryza, aktualne stanowisko drzewa w populacji.

3.4. Korelacje odporności z fizjologicznymi i biochemicznymi cechami drzew

Gatunki roślin, które wykazują normalnie niższą transpirację są odporniejsze na SO_2 . Jednak Berge (1970) przestrzega przed traktowaniem tej zależności jako ogólnej zasady, ponieważ zdarzają się liczne wyjątki.

Berge (1970) i Godzik (1976) podają, że im większa jest zdolność przyjmowania siarki przez roślinę tym jest ona na ogół odporniejsza na SO_2 . Nagromadzenia siarki w tkankach liści spowodować mogą niskie stężenia SO_2 , natomiast krótkie w czasie ekspozycje wysokiego stężenia nie mogą być przyczyną takich nagromadzeń. Również opady deszczu mogą wymyć siarkę z uszkodzonych lub obumarłych tkanek (Davis 1973). Miarą odporności trzech gatunków sosen (*P. nigra*, *P. strobus*, *P. silvestris*) może być pojemność buforowa igieł (Scholz 1974). Ilość n/60 NaOH potrzebna na obniżenie pH o jeden przedstawia się następująco: *P. nigra* 1,25 ml, *P. strobus* 0,97 ml, *P. silvestris* 0,72 ml. Kolejność ta, stwierdza Scholz, odpowiada odporności gatunków na F i SO_2 . Stężenie jonów wodorowych w igłach sosny nie zostało jak dotąd zbadane w kontekście zanieczyszczeń powietrza z uwzględnieniem zmienności sezonowej (Huttunen 1975).

Materna (1967) badał zróżnicowanie w zawartości różnych cukrów w ciągu sezonu wegetacyjnego u *Picea abies*, *P. pungens*, *Pseudotsuga menziesii* i *Taxus baccata* i nie znalazł różnic, które wyjaśniłyby różnice w odporności.

3.5. Metody oceny przydatności różnych gatunków drzew w rejonach przemysłowych

Wśród metod, przy pomocy których różni autorzy próbują określić przydatność określonych gatunków drzew w rejonach przemysłowych można wyróżnić: doświadczenia polowe, metody laboratoryjne i metody laboratoryjno-polowe. Doświadczenia polowe wymagają długiego okresu czasu ale dają za to konkretny wynik w określonych warunkach siedliskowych. Bartkowiak i inni (1975) podkreślają jednak, że trudno niejednokrotnie w doświadczeniach polowych ustalić, który czynnik okazał się najbardziej szkodliwy dla roślin, czy była to zatruta substancjami szkodliwymi gleba, czy też trujące substancje gazowe wchodzące w skład atmosfery badanego środowiska. Przy stosowaniu metod laboratoryjnych bada się rośliny w warunkach sztucznych jakie nie istnieją w rzeczywistości. Metody laboratoryjne znajdują zastosowanie do badań nad wpływem określonych substancji toksycznych jedynie na wczesne etapy ontogenezy lub na wybrane fragmenty dojrzałych drzew. Opracowany przez Börtitza i Vogla (1965) szybki test dla selekcji roślin drzewiastych w okręgach przemysłowych, który polegał na ocenie uszkodzeń liści na odciętych gałązkach wysokimi stężeniami szkodliwych gazów, pozwala na wyciągnięcie bardzo ograniczonych wniosków. Odporność drzewa uzależniona jest od ogromnej ilości czynników i nie jest skorelowana z odpornością liści. Do dokładnych badań laboratoryjnych wykorzystuje się komory wegetacyjne. Budowę takich komór, parametry i działanie podaje szereg autorów (Berry 1970, Wood i inni 1973).

Do metod laboratoryjno-polowych można zaliczyć stosowanie przenośnych komór, dzięki którym można oddziaływać na rośliny rosnące w warunkach polowych ściśle określonymi stężeniami toksycznych gazów (Heagle i inni 1973, Mandl i inni 1973).

Inni autorzy hodują rośliny na glebie z terenów skażonych emisjami i prowadzą

obserwacje w warunkach czystej atmosfery (Kluczyński 1973, 1973a, Jordan 1975), lub umieszczają rośliny w doniczkach z identyczną glebą w miejscach o różnym stopniu skażenia atmosfery (Keller i Schwager 1971).

3.6. Preadaptacyjna koncepcja odporności roślin na czynniki antropogenne i klasyfikacja podstawowych form odporności roślin na emisje przemysłowe wg Kułagina (1974)

Termin preadaptacja utworzony został przez Cuénota (1914). Obecnie uważa się, że jakiś organizm jest wtedy preadaptowany, gdy może wykonać nową funkcję bez szkody dla funkcji poprzedniej (Mayr 1974). W reakcji roślin na emisje przemysłowe obserwuje się wyraźnie występowanie cech preadaptacyjnych, do których Kułagin (1974) zalicza kseromorfizm (*Betula verucosa* i *B. pubescens*), kseryzm i sukulentyzm (kaktusy), budowę tkanek okrywających (hypoderma u *Pinus nigra*), gęstość unerwienia liści, jesienne opadanie liści itp. Rośliny mogą się bronić przed toksycznym działaniem emisji na poziomie komórkowo-tkankowym, organizmu i na poziomie populacyjno-cenotycznym. Na wymienionych poziomach Kułagin (1974) wyróżnia następujące formy odporności roślin:

1. Anatomiczna — decydują o niej te cechy budowy anatomicznej, które przeciwstawiają się przenikaniu substancji toksycznych.

2. Fizjologiczna — fotosynteza, oddychanie, praca aparatów szparkowych, system osmotyczny. Jako przykład można podać *Larix leptolepis*, u którego fotosynteza przebiega jeszcze przy dużo wyższych stężeniach SO_2 niż u *Larix decidua*.

3. Biochemiczna — aktywność enzymatyczna metabolizmu białek i węglowodanów jak również buforowość cytoplazmy.

4. Pokrojowa (habitualna) — związana jest z tymi morfologicznymi właściwościami, które zmniejszają kontakt liści i kwiatów z toksycznymi emisjami.

5. Fenorytmiczna — zależna jest od czasu i fizjologicznego stanu rośliny.

6. Anabiotyczna.

7. Regeneracyjna.

8. Populacyjna — bazuje na różnorodności biotypów i zmienności osobniczej.

9. Cenotyczna — związana jest z tymi właściwościami cenozy, które przeciwstawiają się rozprzestrzenieniu szkodliwych gazów i pyłów.

4. Uwagi końcowe

Wysokie stężenia emisji przemysłowych powodują, że emisje substancji toksycznych u drzew przekraczają progowe poziomy toksyczności. W takich wypadkach ochrona drzew możliwa jest jedynie przez zmniejszenie emisji szkodliwych gazów i pyłów.

Na obszarach o mniejszym stopniu skażenia atmosfery istnieją możliwości poprawy warunków wegetacji drzew poprzez odpowiednie zabiegi hodowlane. Warunkiem tej poprawy jest poznanie przyczyn różnej odporności drzew na emisje przemysłowe.

LITERATURA

- Anonim, 1969. Proc. of the 1st Eur. Congr. on the infl. of air poll. on plants and animals. Wageningen 1968: 415.
- Banfield W. 1973. In Abstr. of Pap. 2nd Intern. Congr. of Plant Path., Mineapolis, 0636.
- Bartkowiak S., S. Białobok, L. Rachwał, 1975. Arb. Kórn. 20: 375—384.
- Berge H. 1959. Gartenbauwiss. 24: 220—228.
- Berge H. Handb. d. Pfl. kran. 1 (4): 169. Parey Vlg, Berlin, Hamburg.
- Berry C. R. 1970. Phytopath. 60: 1613—1615.
- Berry C. R., G. H. Hepting, 1964. For. Sci. 10 (1): 2—13.
- Björkman E. 1970. Stud. For. Suec. 78: 1—50.
- Börtitz S. 1964. Biol. Zbl. 83: 501—513.
- Börtitz S., M. Vogl, 1965. D. Züchter 35: 307—311.
- Börtitz S., M. Vogl, 1967. Arch. f. Forstw. 16: 663—666.
- Bossavy J. 1971. Ann. de Gembloux 77 (2): 163—173.
- Boullard B., G. Larcher, 1974. Rev. For. Franc. 26 (5): 347—353.
- Buchauer M. J. 1973. Env. Science and Techn. 7 (2): 131—135.
- Bytnerowicz A., B. Molski, 1974. Wiad. Bot. 18 (3): 169—182.
- Chang C. W., C. R. Thompson, 1966. Plant phys. 42: 211—213.
- Chróściel S., J. Juda, 1969. „Oddziaływ. przem. na lasy”. 3: 37—73, Kraków.
- Costonis A. C. 1970. Phytopath. 60 (6): 994—999.
- Costonis A. C. 1973. Eur. J. For. Path. 3 (1): 50—55.
- Cuénot L. 1914. Scientia 116: 60—73.
- Cybulko T. 1967. Fol. For. Pol., Ser. A, 13: 85—110.
- Czuba M., D. P. Ormrod, 1974. Can. J. Bot. 52: 645—649.
- Czyż A., J. Olszowski, 1974. Sylvan 118 (3): 33—43.
- Davis D. D., 1973. Air pollution damages trees. Dep. of Plant Path. the Pennsylvania State Univ.: 32.
- Davis D. D., S. H. Smith, 1975. Environ. Pollut. 9: 97—101.
- Dässler H. G. 1970. VII Intern. Arbeitstag. Forst. Rauchsachverständiger 7—11 sept. 1970, Essen.
- Dmuchowski W., B. Molski, 1974. Wiad. Bot. 19 (4): 59—71.
- Ellersten B., W. C. J. Powell, C. L. Massey, 1970. VII: Intern. Arbeitstag. Forst. Rauchsachverständiger 7—11 sept. 1970, Essen.
- Enderlein H., M. Vogl 1966. Arch. f. Forstw., 11 (12/15): 1207—1224.
- Engelbrecht A. H. P., C. W. Louw, 1973. Proc. of the 3d intern. cl. air congr., VDI — Verl. GmbH, Düsseldorf: 157—159.
- Evans L. S., I. P. Ting, 1974. Atmosph. Envir. 8: 855—861. Perg. Press.
- Facteau T. J., S. Y. Wang, K. E. Rowe, 1973. Jour. of the Amer. Soc. for. Horticul. Science 98 (3): 234—236.
- Garber K. 1967. Gebr. Borntr. Berlin—Nikolassee: 279.
- Garber K. 1973. Fluor., 6 (1): 33—40.
- Godzik S. 1976. Prace i studia 16, 159. Inst. Pods. Inż. Środ. PAN, Wrocław, Warszawa, Kraków, Gdańsk, Zakład Narodowy im. Ossolińskich.
- Godzik S., Z. Piskornik, 1966. Bull. Acad. Pol. Sc. Ser. Biol. 14 (3): 181—184.
- Godzik S., W. Knabe, 1973. In: Proc. of the 3d cl. air congr. VDI — Verlag GmbH, Düsseldorf, 164—169.
- Godzik S., H. F. Liskens, 1974. Environ. Pollt. 7 (1): 25—38.
- Greszta J., Godzik S., 1969. Roczn. Glebozn. 20 (1): 195—213.
- Greszta J., S. Morawski, 1972. *Rekultywacja nieużytków przemysłowych* PWRiL, Warszawa, 264.
- Grill D., O. Härtel, 1969. Mikroskopie 25: 115—122. Wien.
- Grill D., H. Esterbauer, 1973. Eur. Jour. of For. Path. 3 (2): 65—71.
- Grill D., H. Esterbauer, G. Beck, 1975. Phytopath. 2 (82): 182—184.
- Guderian R. 1970. 2 Teill., Z. Pfl., Krankh. 77 (6): 289—308.

- Halbwachs G. 1967. Allg. Forstztg. 78 (9): 196—197.
- Halbwachs G. 1971. Mitt. d. forst. Bundes — Vers. Wien 92: 33—56.
- Harabin Z., J. Greszta, 1971. Sylwan, 1: 45—48.
- Härtel O., D. Grill, 1972. Eur. J. For. Path. 2 (4): 205—215.
- Härtel O., S. Miklau-Grässl., 1974. Phytion (Austria) 16 (1—4): 81—99.
- Havas P. 1971. Acta For. Fen 121: 1—21.
- Heagle Allen S., E. Denis Body, W. Walter, Heck, 1973. J. Environ. Quality, 2 (3): 365—368.
- Holub Z. 1973. Biologia (Bratislava), 28: 5—12.
- Houston D. B. 1974. Can. J. For. Res. 14 (1): 65—68.
- Houston D. B., G. R. Stairs, 1973. For. Science, 19 (4): 267—271.
- Hutchinson T. C., L. M. Whitby, 1974. Environ. Conser. 1 (2, 3): 123—132, 191—200.
- Huttunen S. 1973. Aquilo Ser. Bot. 12: 1—11.
- Huttunen S. 1975. Acta Univ. Ouluensis, Ser. A, 33 (2): 1—24.
- Huttunen S. 1975a. Acta Univ. Ouluensis, Ser. A, 33 (2): 1—37.
- Il'kun G. M. 1971. *Gazoustojčivost' rastenij* Naukowa dumka, Kijew, 146.
- Jamrich V. 1973. Zborn. Ved. Prac. Lesn. Fak. VSLD vo Zvolene, 15 (2): 35—51.
- Jastrzębski S. 1976. Roczn. Nauk. Roln. Ser. D, 158: 88.
- Jäger H. J., E. Pahlich, 1972. Oecologie 9: 135—140.
- Jones K. F., T. T. Kozlowski, 1975. J. Environ. Qual., Vol. 4 (3): 379—382.
- Jones J. B., 1972: 319—346. In: Micronut. in Agr. J. J. Mortvedt and other Ed., Soil Sc. Soc. Am., Madison, Wisc. 666.
- Jordan J. M. 1975. Ecology, 56: 78—91.
- Juda J., S. Chróściel, 1974. *Ochrona powietrza atmosferycznego* WNT, Warszawa, 448.
- Karnkosky D. F., G. R. Stairs, 1974. J. of Environ. Qual., 3 (4): 406—409.
- Keller T., H. Schwager, 1971. Eur. J. For. Path. 1 (1): 6—18.
- Kisser J., I. Bergamnn-Lenhert, G. Halbwachs, 1962. Wis. Z. Techn. Univ. Dresden, 11: 553—559.
- Kluczyński B. 1973. Arb. Kórn. 18: 200—221.
- Kluczyński B. 1973a. Arb. Kórn. 18: 223—236.
- Knabe W. 1970. Staub-Reinh. d. Luft, 30 (1): 32—35.
- Koštir J., I. Macháckova, V. Jiracek, E. Buchar, 1970. Experimentia 26: 604—605.
- Krotowa N. G. 1959. cyt. Kułagin 1974.
- Kułagin J. Z. 1974. *Drevesnyje rastenija a promyslennaja sreda*. Izd. „Nauka”, Moskwa: 125.
- Lag J., O. Hvatum, B. Bolvika, 1969. Nor. Geo. Unders. 266: 141—159.
- Lihnell D. 1969. In: Air. Poll. Proc. of the 1st Eur. congr. on the infl. of air poll. on plants and animals, Wageningen 1968: 341—352.
- Mandl R. H., L. H. Weinstein, D. C. McCune, M. Keveny, 1973. J. Environ. Qual. 2 (3): 371—376.
- Mansfield T. A. 1973. Comment. in Plant Science, 2: 11—20.
- Materna J. 1967. Commun. Inst. For. Čsl., 5: 181—190.
- Materna J. 1975. Lesnictvi 48, (2—3): 211—220.
- Mayr E. 1974. *Populacje, gatunki i ewolucja*. Wiedz. Powsz., Warszawa, 592.
- Mc Ilveen W. D., R. A. Spotts, D. D. Davis, 1975. Phytopath. 65 (5): 645—647.
- Mc Murtrey J. J., W. Robinson, 1938. In: Soils and men. Yerb. of agric. U. S. Dep. Agric. Gov. Print. Off., Washington, D. C.: 807—829.
- Mc Nulty I. B., D. W. Newman, 1964. Plant physiol., 36 (4).
- Mrkva R. 1969. Acta Univ. Agrocult, Brno, 4: 345—360.
- Mrkva R. 1974. W: Les a premysl. imisie, VEDA, Bratislava, 190—197.
- Müller J. 1957. Naturwiss. 44 (16): 453.
- Ninova D. 1970. Gorskostop. 7 (4): 9—18. (z: For. Abst. 1971, 32/2/2658).
- Nowak G., J. Czapla, 1971. Sylwan, 10: 43—49.
- Odum E. P. 1963. *Podstawy ekologii* PWRiL, Warszawa: 560.
- Olszowski J., M. Warteresiewicz, 1974. Tag. über d. Luftverunr. und Forstw. 15—18. Okt. 1974, Mar. Lazne: 393—399.

- Pelz E. 1962. *Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden*, 11 (3): 643—648.
- Piskornik Z. 1966. *Biul. ZBN*, 8: 43—58.
- Podzorow N. V. 1972. *Lesn. Chorjz.* 25 (5): 29—31.
- Porochniewicz N. V., L. K. Kondratenja, V. A. Ivanovic, 1975. *Botanika*, vyp. 17, Mińsk: 130—136.
- Rohmeder E., A. Schönborn, 1965. *Forstwiss. Zbl.*, 84: 1—13.
- Sarosiek J., K. Wachowska, 1960. *Acta. Soc. Bot. Pol.* t. 29, 1: 99—148.
- Schölz F. 1974. *Tag. über d. Luftverunr. und Forstw.*, 15—18. Okt. 1974, Mar. Lazne: 33—46.
- Schönbach H., H. Dässler, H. Enderlein, E. Bellman, W. Kästner, 1964. *D. Züchter* 34 (8): 312—316.
- Schramel M. 1975. *Bull. Acad. Pol. Sci. Ser. Biol.* 23 (1): 57—64.
- Škarlet O. D. 1972. *Ekologija*, 1: 53—57.
- Škarlet O. D. 1974. *Inst. Ekol. Rośl. i Zw. A. N. ZSRR. Świerdłowski. (Autoref. na praw. ręk.: 27).*
- Steinberger E. H., Balmor Y., 1975. *Atmosph. Environ.* 9: 409—416.
- Strauch E., 1975. *Meteorologia a środowisko* PWN, Warszawa: 272.
- Tamm C. O., A. Aronsson, 1972. *Royal Coll. of For. Stockh. Res. Notes*, 12: 53.
- Thomas M. D., G. R. Hill, 1937. *Plant Physiol.* 12: 309—383.
- Thomas M. D., 1961. *W: Air poll. W. H. O. Mon. Ser.* 46, Columbia Univ. Press: 233—275.
- Ting P. I., J. Perchorowicz, L. Evans, 1974. *ACS Sym. Ser. 3, the Amer. Chem. Soc.:* 7—21.
- Townsend A. M., L. S. Dochinger, 1974. *Atmosph. Environ.* 8: 957—964.
- Turnén J., A. Visapää, 1972. *Paperi ja Puu*, 54: 59—67.
- Tzschacksch O., M. Weiss, 1972. *Beit. f. d. Forstw.* 3: 21—23.
- Vogl M. 1964. *Biol. Zbl.*, 83: 587—594.
- Vogl M., S. Börtitz, H. Polster, 1964. *Arch. f. Forstw.* 13 (10): 1031—1043.
- Wallis B., B. Nyman, T. Alden, 1973. *Studia For. Succ.*, 106: 1—26.
- Weigl J., H. Ziegler, 1962. *Planta* 58: 435—447.
- Wentzel K. F. 1969. In: *Air poll. Proc. of the 1st Eur. congr. on the infl. of air. poll. on plants and animals, Wageningen 1968:* 367—370.
- Wentzel K. F. 1975. *W: Kszt. krajobr. a ochr. przyr. PWRiL:* 547—573.
- Wiąckowski S. K. 1971. *Wiad. Ekol.:* 270—283.
- Wolińska D. 1975. *Wiad. Bot.* 19 (3): 165—180.
- Wood F. A., D. B. Drummond, R. G. Wilhour, D. D. Davis, 1973. *Progr. Rep.* 335 Pennsylvania.
- Yee-Meiler D. 1974. *Eur. J. For. Path.*, 4 (4): 214—221.
- Zemla B. 1972. *Przegl. Geograf.* 4 (1): 107—122.

Zakład Ekologii Roślin, Instytut Botaniki, Uniwersytet Śląski