

PIOTR KAROLEWSKI

ODDZIAŁYWANIE FOTOCHEMICZNYCH ZWIĄZKÓW UTLENIAJĄCYCH NA ROŚLINY DRZEWIASTE

W rejonach o dużym natężeniu ruchu pojazdów spalinowych emitowane są do atmosfery produkty spalania olejów napędowych i benzyn, w tym w znacznych ilościach węglowodory. Spalanie paliw prowadzi również, na skutek endotermicznych reakcji pomiędzy tlenem i azotem zawartymi w powietrzu, do powstawania tlenków azotu NO_x . Przy spalaniu paliw kopalnych w wyższych temperaturach, spośród tlenków azotu powstają głównie tlenek azotu NO i dwutlenek azotu NO_2 . Drugi z wymienionych stanowi około 0,5% całkowitej ilości tlenków azotu. Znaczne ilości tlenków azotu emitowane są również do atmosfery z niektórych chemicznych zakładów przemysłowych.

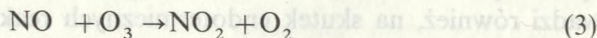
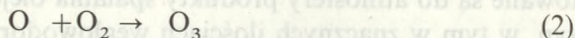
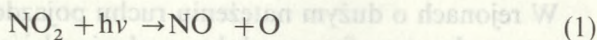
Takie zanieczyszczenia, jak węglowodory nasycone, nienasycone i aromatyczne oraz tlenki azotu, są pierwotnymi zanieczyszczeniami atmosfery. W szeregu fotochemicznych reakcjach ulegają one następnie przemianom do bardziej toksycznych związków, a mianowicie ozonu O_3 i azotanów nadtlenuków acyli o ogólnym wzorze $\text{R-C(O)O}_2\text{NO}_2$, gdzie R stanowi podstawnik alkilowy. Reakcje te zachodzą szczególnie łatwo przy sprzyjających warunkach pogodowych (nasłonecznieniu, inwersji temperatury, długotrwałej ciszy) i są przyczyną powstawania tzw. „smogu” o charakterze utleniającym. Tego typu zanieczyszczenia nie stanowią tak dużego zagrożenia w naszym kraju jak SO_2 i HF. Istnieją jednak na świecie takie obszary (Kalifornia, W. Brytania), gdzie stały się one istotną przyczyną degradacji roślinności.

W poniższym rozdziale zostaną omówione dwa podstawowe skład-

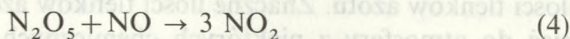
niki zanieczyszczeń powietrza o charakterze silnie utleniającym, ozon i azotan nadtlenu acetylu (PAN), odgrywający główną rolę spośród azotanów nadtlenu acyli.

CHEMIZM

W procesie powstawania O_3 i azotanów nadtlenu acyli (Wojciechowski 1972, Radwańska 1975) podstawową rolę odgrywa proces fotolizy dwutlenku azotu:

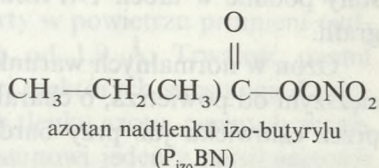
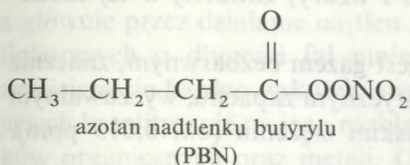
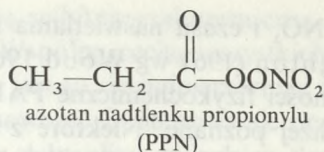
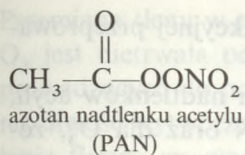


Ilość powstającego ozonu (2) ze względu na prędkość reakcji jego rozkładu (3) jest nieznaczna. Wzrost stężenia O_3 w procesie powstawania smogu tłumaczy się obecnością N_2O_5 spełniającego rolę akceptora NO:

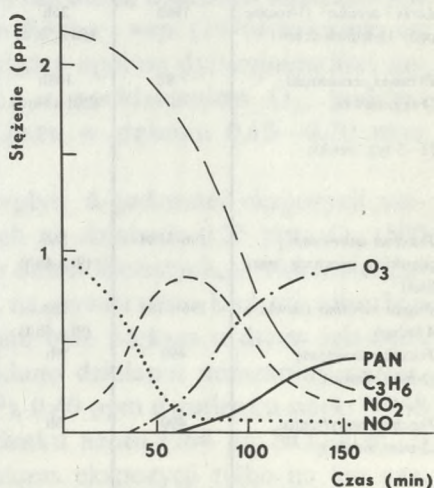


W obecności węglowodorów stwierdzono dalszy wzrost stężenia ozonu.

Proces powstawania azotanów nadtlenu acyli charakteryzują ogólnie następujące etapy: 1) niecałkowite spalanie paliw powoduje powstawanie produktów niepełnego utleniania węglowodorów (aldehidów i ketonów), 2) w wyniku absorpcji fotonów przez aldehydy i ketony tworzą się wolne rodniki acyli, 3) rodniki acyli reagując z tlenem atmosferycznym ulegają utlenieniu do rodników nadtlenu acyli, 4) rodniki te wchodząc w reakcję z tlenkiem azotu tworzą azotyny nadtlenu acyli, 5) w szeregu reakcjach następuje przejściowe wytworzenie rodników nadtlenu acyli i NO_2 , które ostatecznie zostają przekształcone w azotany nadtlenu acyli. W mieszaninie powstałych związków, obok innych, przedstawionych na następnej stronie azotanów nadtlenu acyli, powstaje w przeważającej ilości azotan nadtlenu acetylu.



W atmosferze PAN występuje w największym stężeniu, PPN w ilościach 10-krotnie niższych, a pozostałe azotany nadtlenczków acyli na granicy oznaczalności. Stężenie tego typu utleniaczy w powietrzu zależne jest od takich czynników jak stężenie i stosunek ilościowy tlenków azotu do węglowodorów, rodzaju węglowodorów, a co za tym idzie ich reaktywności, intensywności oświetlenia itp. Powstawanie PAN oraz O₃ z wyjściowych substratów, propylenu i tlenków azotu ilustruje wykres (ryc. 1) oparty na laboratoryjnych badaniach, które przeprowadzili Niki i in. (1972 wg Mudd 1982). Ilościowe pomiary powstawania PAN i O₃ w zależności od rodzaju węglowodoru, jego stężenia,



Ryc. 1. Tworzenie się ozonu i PAN z propylenu (C₃H₆) i tlenku azotu w kontrolowanych warunkach (Niki i in. 1972 według Mudd 1982)

stężenia NO_x i czasu naświetlania mieszaniny reakcyjnej przeprowadził Leighton (1961 wg Wood 1968).

Własności fizykochemiczne PAN, jak i innych nadtlenków acyli, nie są bliżej poznane. Niektóre z nich, dla PAN oraz dla O_3 , zostały podane w tabeli 1 (Przeliczniki i wzory) zawartej w tej monografii.

Ozon w normalnych warunkach jest gazem bezbarwnym, znacznie cięższym od powietrza, o charakterystycznym zapachu, wyczuwalnym przez człowieka już przy bardzo niskim stężeniu (ok. 0,015 ppm).

Tabela 1
Efekty działania O_3 na niektóre gatunki i odmiany roślin drzewiastych w warunkach laboratoryjnych (h — godzina, d — doba, t — tydzień)

Gatunek (wiek)	Stężenie gazu ($\mu\text{g O}_3 \times \text{m}^{-3}$)	Czas ekspozycji	Efekt działania dawki gazu	Autor
<i>Pinus taeda</i> (2-tyg. siewki)	98	186h (28d × 6h/d)	Brak uszkodzeń (3—6% redukcja wzrostu)	Kress i in. 1982 a
<i>Pinus sylvestris</i> , <i>P. parviflora</i> , <i>P. strobiformis</i> , <i>P. thunbergii</i> , <i>P. nigra</i> , <i>P. strobus</i> , (2-letnie siewki)	196	560h (70d × 8h/d)	Uszkodzenia igieł 0 — 18%	Townsend i Dochinger 1982
<i>Pinus sylvestris</i> (10-mies. siewki)	392		0 — 40%	
(1-roczone pędy 13-letnich drzew)	580		1,5 — 50%	
<i>Pinus sylvestris</i> (10-mies. siewki)	1960	66h (11d × 6h/d)	Uszkodzenia igieł 2,1—33,2%	Białobok i in. 1980
(1-roczone pędy 13-letnich drzew)			0—14,3%	
<i>Larix decidua</i> (1-roczone pędy 13-letnich drzew)	1960	25h (5d × 5h/d)	Uszkodzenia igieł krótkopędów 0,15—15%	Karolewski i Białobok 1979
<i>Platanus occidentalis</i> (1-tyg. siewki)	98	168h (28d × 6h/d)	Uszkodzenie liści 0—1% (0—8% redukcja wzrostu wys.)	Kress i in. 1982 b
(2—3 tyg. siewki)			Brak uszkodzeń liści (2,5—45% zwiększenie wzrostu wys.)	
<i>Fraxinus americana</i> (siewki z pierwszą parą liści)	196—784	36h (9t × 4h/t)	Uszkodzenie liści 2,6—41,1%	McClenahan 1979
<i>Prunus serotina</i> (siewki z 4 liśćmi)	196—784	36h (9t × 4h/t)	Uszkodzenie liści 1,5—52,5%	McClenahan 1979
<i>Fraxinus americana</i> (2-mies. siewki)	490	6h	Ogólne uszk. liści (ne-krozy, chlorozy, inne przebarwienia) 25—39%	Steiner i Davis 1979
<i>Fraxinus pensylvanica</i> (2-mies. siewki)	490	6h	Ogólne uszk. liści (ne-krozy, chlorozy, inne przebarwienia) 1,5—32%	Steiner i Davis 1979

Przemiana tlenu w ozon jest reakcją wybitnie endotermiczną, dlatego O_3 jest nietrwałą odmianą tlenu. Wspólną cechą wszystkich reakcji prowadzących do powstania ozonu jest to, że najpierw musi zaistnieć możliwość wytworzenia tlenu atomowego. Ozon powstaje przez działanie fluoru na wodę, w procesie elektrolizy związków tlenowych, a głównie przez działanie na tlen zawarty w powietrzu promieni nadfioletowych o długości fal mniejszych od $1,9 \text{ \AA}$. Trwałość ozonu zmniejsza się bardzo wskutek obecności niektórych substancji działających katalitycznie na jego rozkład, jak tlenku azotu, pewnych związków organicznych oraz metali. Ozon stanowi jeden z najsilniejszych utleniaczy i działa znacznie energiczniej od tlenu. W większych stężeniach działa toksycznie na organizmy ludzkie, zwierzęce i roślinne.

ABSORPCJA W ROŚLINIE

Badania absorpcji i przemieszczania PAN w roślinach nie są znane. Istnieje też niewiele doniesień dotyczących tych zjawisk dla ozonu. Gesalman i Davis (1978) badając wpływ działania ozonu w stężeniu $0,3 \text{ ppm}$ ($590 \mu\text{g } O_3 \times \text{m}^{-3}$) przez 8h na stopień uszkodzenia sadzonek 10 odmian *Rhododendron* sp. nie stwierdzili zależności pomiędzy nim a natężeniem wymiany gazowej lub liczbą aparatów szparkowych na powierzchni liści. Wyniki badań Richa i wsp. (1970) wskazują na istotną statystycznie korelację pomiędzy oporem dyfuzyjnym liści siwek fasoli (*Phaseolus vulgaris* L.) a pochłanianiem O_3 , podczas ich ekspozycji na działanie tego gazu w stężeniu $0,15\text{--}0,20 \text{ ppm}$ ($300\text{--}400 \mu\text{g } O_3 \times \text{m}^{-3}$).

Elkiey i in. (1982) badając wpływ 6-godzinnej ekspozycji szeregu ozdobnych roślin drzewiastych na działanie $0,25 \text{ ppm } O_3$ ($500 \mu\text{g} \times \text{m}^{-3}$) stwierdzili w przypadku drzew liściastych, u większości gatunków wyższą wartość adsorpcji na powierzchni liści niż absorpcji przez szparki. Ogólna sorbcja ozonu była większa u drzew iglastych niż liściastych. Gdy sadzonki poddano działaniu mieszaniny gazów, $0,25 \text{ ppm}$ ozonu ($500 \mu\text{g } O_3 \times \text{m}^{-3}$), $0,40 \text{ ppm}$ dwutlenku siarki ($1068 \mu\text{g } SO_2 \times \text{m}^{-3}$) i $0,40 \text{ ppm}$ dwutlenku azotu ($764 \mu\text{g } NO_2 \times \text{m}^{-3}$) sorbcja ozonu była niższa niż podczas ekspozycji tylko na ten gaz.

Wewnątrzgatunkowe i międzygatunkowe różnice w sorbcji ozonu przez liście 9 gatunków cieniulubnych drzew badał Townsend (1974). Ekspozując sadzonki na działanie 0,20 ppm tego gazu ($400 \mu\text{g O}_3 \times \text{m}^{-3}$) stwierdził on największe natężenie sorbcji, tak na jednostkę powierzchni jak i masy liścia, przez dąb biały (*Quercus alba*) i brzozę białą (*Betula papyrifera*), a najmniejsze przez klon czerwony (*Acer rubrum*) i jesion biały (*Fraxinus americana*). Pośrednią intensywnością sorbcji charakteryzowały się kasztanowiec gładki (*Aesculus glabra*) oraz ambrowiec amerykański (*Liquidambar styraciflua* L.). Istotne różnice w pochłanianiu O_3 , choć nie tak duże jak między poszczególnymi gatunkami, wystąpiły pomiędzy potomstwem klonu czerwonego rozmnożonego z nasion różnych pochodzeń. Liniową zależność poziomu sorbcji ozonu od stężenia tego gazu stwierdzono u sadzonek brzozy białej, w granicach 0,0—0,8 ppm ($0—1600 \mu\text{g O}_3 \times \text{m}^{-3}$) i klonu czerwonego w granicach 0,0—0,5 ppm ($0—1000 \mu\text{g O}_3 \times \text{m}^{-3}$).

MECHANIZM TOKSYCZNOŚCI

Istnieje dużo prac dotyczących badań mechanizmu toksycznego oddziaływania ozonu na rośliny, które w dużej mierze zostały uwzględnione w szeregu przeglądowych publikacjach (Dugger, Ting 1970, Ziegler 1973, National Academy of Sciences 1977, Heath 1980, Mudd 1982). Brak jednakże, jak dotychczas, jednolitej hipotezy wyjaśniającej ten problem.

Po wnikięciu ozonu przez aparaty szparkowe może on, jeszcze przed wywieraniem szkodliwego wpływu migrować przez membrany cytoplazmatyczne do wnętrza chloroplastów (National Academy of Sciences 1977). Ozon może również reagować z systemem membran lipidowych. Szczególnie wrażliwe na działanie O_3 są nienasycone kwasy tłuszczowe, tworzące w formie estrów fosfolipidów i glikolipidów podstawową strukturę membran. Dokładny mechanizm wyjaśniający czy zachodzi tutaj ozonoliza, czy peroksydacja, oraz czy mamy do czynienia z pierwotnym działaniem O_3 bądź wtórnymi reakcjami rozpadu tkanek, nie jest aktualnie znany (Mudd 1982). Prawdopodobnie toksyczne działanie ozonu na membrany komórek roślin polega na

utlenianiu grup sulfhydrylowych aminokwasów i białek, rozrywaniu wiązań podwójnych związków tłuszczowych z wytworzeniem związków karbonylowych i hydrolizie lipidów (Rich, Tomlinson 1974).

W wodzie zawartej w komórkach ozon rozkłada się z wytworzeniem cząsteczkowego tlenu. Powstają wówczas duże ilości jonów hydroksylowych, różnych rodników oraz nadtlenu wodoru o silnych własnościach utleniających. W wyniku tego następuje szereg niekorzystnych biochemicznych reakcji w roślinach, jak zmiany zawartości aminokwasów i białek, aktywności enzymów itp. Badania jakie przeprowadzili Mudd i wsp. (1969) wskazują, że bardzo wrażliwe na działanie ozonu spośród aminokwasów są cysteina, tryptofan i metionina, a mniej histydyna i tyrozyna. Najbardziej wrażliwymi enzymami na O_3 jak sugeruje Todd (1958) są te, które zawierają w swoim składzie połączenia sulfhydrylowe. Mniejszą wrażliwością natomiast według tego autora charakteryzują się peroksydaza, ureaza czy katalaza. Szczegółowe rozważania na temat wpływu ozonu oraz PAN na aktywność enzymów i koenzymów przeprowadziła Ziegler (1973). Obniżenie zawartości białek w wyniku działania ozonu obserwowali Constantini-dou i Kozłowski (1979) oraz Beckerson i Hofstra (1979).

Działanie O_3 powoduje wzrost zawartości rozpuszczalnych i redukujących cukrów, co jest wynikiem nie tylko rozpadu skrobi, ale również zahamowania syntezy polisacharydów (Ordin, Kindinger 1969).

Mechanizm toksycznego działania PAN na rośliny jest podobny do O_3 . Identycznie jak ozon, PAN reaguje z grupami sulfhydrylowymi inhibując syntezę kwasów tłuszczowych. Gaz ten zdolny jest do utleniania różnych innych związków (enzymów, koenzymów, aminokwasów) zawierających siarkę. Fizjologiczne zmiany wywołane działaniem PAN w dużym stopniu są wynikiem naruszenia metabolizmu węglowodanów i hormonów. Badania przeprowadzone przez Ordina (1962) oraz Ordina i Skoe (1964) wskazują na inhibicję systemu syntezy polisacharydów z jednoczesną drastyczną redukcją włączenia $^{14}CO_2$ do błonnika i glukanu w wyniku działania PAN. Zahamowanie wzrostu roślin spowodowane działaniem tego gazu jak sugerują Hall i wsp. (1971) polega na utlenianiu produktów metabolizmu kwasu indolo-3-octowego.

Opisane powyżej toksyczne działanie O_3 i PAN na metabolity prowadzi do niekorzystnych zmian w procesach fizjologicznych roślin, fotosyntezie, oddychaniu, transpiracji itp.

TOKSYCZNOŚĆ I STĘŻENIA PROGOWE

Większość doniesień wskazuje, że różne gatunki drzew liściastych są uszkodzane przez ozon w stężeniu 0,20—0,30 ppm (392—580 $\mu\text{g} \times \text{m}^{-3}$) już po krótkiej ekspozycji 2—4 godzin (National Academy of Sciences 1977). Drzewa iglaste są na ogół wrażliwsze na działanie O_3 . Próg wizualnych uszkodzeń *Pinus strobus*, jak wykazują badania Costonisa (1976) jest zbliżony do 0,15 ppm (290 $\mu\text{g} O_3 \times \text{m}^{-3}$) przy 5-godzinnej ekspozycji. Pierwsze symptomy uszkodzeń igieł *Pinus ponderosa* obserwował Taylor (1973) po 12—13-godzinnym działaniu ozonu w stężeniu około 0,08 ppm (157 $\mu\text{g} O_3 \times \text{m}^{-3}$). Wielkość uszkodzeń szeregu roślin drzewiastych wywołanych działaniem określonej dawki ozonu przedstawiono w tabeli 1.

PAN jest najbardziej toksycznym gazem spośród opisanych powyżej fotoutleniaczy. Jednakże w niedostatecznym stopniu znane są progowe dawki PAN i jego homologów, szczególnie dla roślin drzewiastych. Dane uzyskane z laboratoryjnych badań nad wpływem PAN na wrażliwość szeregu gatunków roślin uprawnych wskazują, że progowa dawka dla wrażliwych roślin wynosi około 0,01—0,02 ppm (49—99 $\mu\text{g} \text{PAN} \times \text{m}^{-3}$) przez 4h (U.S. Environmental Protection Agency 1976). Drummond (1971) badając wrażliwość kilku gatunków roślin drzewiastych obserwował symptomy uszkodzeń liści u klonu, jesionu i dębu, gdy eksponowano je na działania 0,20—0,30 ppm (989—1484 $\mu\text{g} \text{PAN} \times \text{m}^{-3}$) przez 8 godzin. Natomiast Davis (1975) nie uzyskał uszkodzeń liści i pojedynczych igieł siewek *Pinus ponderosa* przy tak samo długim okresie ekspozycji na działanie tego gazu w stężeniu 0,40 ppm (1979 $\mu\text{g} \text{PAN} \times \text{m}^{-3}$).

Wartości dopuszczalnych stężeń ozonu (w $\text{mg} O_3 \times \text{m}^{-3}$) obowiązujące w naszym kraju wynoszą dla obszarów chronionych 0,07 (w ciągu 30 min), 0,03 (śr. dobowe) i 0,0062 (śr. roczne), a dla specjalnie chronionych odpowiednio 0,03, 0,02 i 0,0082. Jak dotychczas, dla PAN wartości dopuszczalnych dawek w Polsce nie ustalono.

SYMPTOMY USZKODZEŃ

Widoczne uszkodzenia organów asymilacyjnych spowodowane działaniem ozonu są bardzo charakterystyczne i niepodobne do wywołanych przez inne gazy. Typowym symptomem działania O_3 na komórki mezofilu jest destrukcja komórek miękiszu palisadowego, co objawia się w postaci nekroz, przeważnie punktowych, na zewnętrznej powierzchni liści. U drzew liściastych klasycznymi symptomami są nekrotyczne punkty lub plamki, tworzące charakterystyczne „nakropienie”. Na skutek działania stosunkowo dużych dawek O_3 , ostatecznie cała górna powierzchnia liścia może przybrać wybieloną postać. W innych przypadkach komórki palisadowe mogą akumulować ciemny, barwny alkaloid z wytworzeniem czarnych plamek. Wpływ ozonu w dużych stężeniach może powodować rozszerzenie się nekroz do komórek miękiszu gąbczastego z wytworzeniem głębokich zapadniętych nekroz tkanki (Hill i in. 1961).

Udział różnych typów symptomów uszkodzeń przez O_3 , plamek, chloroz, powierzchni nekrotycznych i zapadnięć tkanek u 21 gatunków drzew liściastych badali Wood i Coppolino (1972).

U drzew iglastych działanie ozonu powoduje wysychanie i brunatnienie końcówek igieł oraz powstawanie chlorotycznych plamek i cętek, które mogą być połączone z wierzchołkowymi nekrozami. U *Pinus ponderosa* ekspozycja na O_3 wywołuje przedwczesne opadanie igieł, zahamowanie wzrostu, chlorozy igieł i ogólne zwiększenie objawów chorobowych (National Academy of Sciences 1977). Berry i Ripperton (1963) obserwowali w warunkach polowych u *Pinus strobus* L. narażonych na działanie fotochemicznych utleniaczy z przeważającą ilością ozonu, charakterystyczne wychylenie „spalonych” końcówek igieł, a w przypadku ekspozycji na działanie ozonu w warunkach laboratoryjnych deformację igieł (skręcenie wokół osi) na prawie połowie ich długości. Podobne objawy, połączone z anormalnym wzrostem części igieł i redukcją wzrostu pozostałych igieł siewek sosny zwyczajnej ekspozowanej na działanie O_3 obserwowali Białobok i wsp. (1980).

Barwne fotografie symptomów uszkodzeń roślin wywołanych działaniem ozonu są dostępne w pracach: Jacobson, Hill (1970), Hinda-

wi (1970), Loomis, Padgett (1973) oraz U.S. Environmental Protection Agency (1976).

Symptomy uszkodzenia roślin przez PAN opisane są głównie dla gatunków nierzewiastych. Uszkodzenia roślin spowodowane przez PAN w warunkach laboratoryjnych są na ogół zgodne z obserwowanymi w terenie.

W odróżnieniu od ozonu, PAN wpływa destrukcyjnie przede wszystkim na komórki miększu gąbczastego i dlatego typowe objawy uszkodzeń gatunków liściastych występują początkowo na dolnej powierzchni liści. Klasycznymi syndromami są szklistość powierzchni (tzw. glazura na liściach lub ich srebrzenie), a następnie jej brązowienie. Wysoka dawka PAN może powodować uszkodzenia również na górnej powierzchni liści. Małe dawki tego gazu prowadzą do powstania pojedynczych nekroz. Symptomy uszkodzeń wywołanych przez PAN w połączeniu z działaniem PPN i PBN są podobne. Przedstawione powyżej symptomy uszkodzeń opisane zostały w pracach Hindawiego (1970), Drummonda (1971) i National Academy of Sciences (1977).

Dostatecznych danych określających wizualne objawy uszkodzeń drzew iglastych dotychczas brak.

WPLYW CZYNNIKÓW EKOLOGICZNYCH

Ozon w głównej mierze uszkadza rośliny wnikając do wnętrza tkanek liści przez aparaty szparkowe. Dlatego też spodziewany wzrost uszkodzeń w miarę zwiększanie intensywności oświetlenia podczas ekspozycji roślin na działanie O_3 został stwierdzony przez Hindawiego (1970). Także większe uszkodzenia liści tytoniu przez O_3 obserwowali Rich i Turner (1972) przy mniejszym oporze dyfuzyjnym aparatów szparkowych spowodowanym większą wilgotnością względną powietrza (73%) w porównaniu z roślinami eksponowanymi na ten gaz w bardziej suchej atmosferze (37%). Stosując podobne zakresy wilgotności powietrza McLaughlin i Taylor (1981) stwierdzili większe pochłanianie O_3 przez liście fasoli przy większej wilgotności atmosfery.

Przy wyższej względnej wilgotności powietrza (70—73%) pochłanianie O_3 wzrastało wraz ze wzrostem stężenia tego gazu. Stosowanie wyższych stężeń ozonu w zakresie wilgotności 35—37% powodowało obniżenie jego pochłaniania. Wpływ dwóch różnych poziomów wilgotności (60 i 85%) na uszkodzenia igieł siewek *Pinus virginiana* przez 0,5 ppm O_3 w ciągu 1,5 h badali Davis i Wood (1973). Uszkodzenia igieł były kilkakrotnie większe przy wyższej wilgotności powietrza podczas ekspozycji siewek. Wpływ różnych poziomów wilgotności przed ekspozycją i po ekspozycji na uszkodzenia wywołane przez O_3 był niewielki i różny w zależności od wieku siewek. Ci sami autorzy badając wpływ temperatury w czasie ekspozycji, na wielkość uszkodzeń przez O_3 w zakresie 10—32°C, stwierdzili ich obniżenie ze wzrostem temperatury. Natomiast wyższa temperatura przed ekspozycją oraz po ekspozycji na ozon przyczyniła się do powstawania większych uszkodzeń.

Wpływ wymienionych czynników na reakcję roślin poddanych działaniu O_3 nie jest jednakże wyraźnie poznany. Badania Millera i Davisa (1981) przeprowadzone na siewkach fasoli poddanych działaniu 0,10 ppm O_3 przez 3 h wykazały wzrost przewodnictwa szparkowego wraz ze wzrostem temperatury od 15—32°C. Jednakże uszkodzenia przez O_3 były większe w temperaturze 15°C i 32°C niż w 24°C.

Na istotną rolę reakcji aparatów szparkowych we wrażliwości roślin na działanie ozonu wskazuje obniżenie stopnia uszkodzenia przez O_3 liści sadzonek topoli ze wzrostem stresu wodnego (Harkov, Brennan 1980). Podobnie Ogata i Maas (1973) tłumaczą wpływ zasolenia ($NaCl$ i $CaCl_2$) na redukcję uszkodzeń przez ozon u siewek *Beta vulgaris* L. eksponowanych na działanie 0,20 ppm O_3 . Również Noland i Kozłowski (1979) sugerują, że zwiększenie wrażliwości siewek *Acer saccharinum* eksponowanych na działanie 0,30 ppm O_3 ze wzrostem stężenia jonów potasowych, podawanych w roztworze pożywki, związane jest z otwieraniem aparatów szparkowych i przez to większą absorpcją ozonu.

Wpływ nawożenia azotem u sadzonek rzodkiewki poddanych działaniu O_3 w stężeniu 0,25 ppm był niekorzystny (Ormrod, Adedipe i Hosfra 1973). Dodatkowe nawożenie fosforem natomiast powo-

dowało niewielkie i niejednoznaczne zmiany wzrostu zależne od temperatury.

Wpływ czynników ekologicznych na wrażliwość roślin na działanie azotanu nadtlenu acetylu i jego homologów nie jest dostatecznie znany.

Instytut Dendrologii PAN
ul. Parkowa 5
62-035 Kórnik

LITERATURA

- Beckerson D. W., Hofstra G. 1979. Effect of sulfur dioxide and ozone singly or in combination on leaf chlorophyll, RNA and protein in white bean. *Can. J. Bot.* 57: 1940—1945.
- Berry C. R., Ripperton L. A. 1963. Ozone, a possible cause of white pine emergence tipburn. *Phytopath.* 53: 552—557.
- Białobok S., Karolewski P., Oleksyn J. 1980. Sensitivity of Scots pine needles from mother trees and their progenies to the action of SO₂, O₃, a mixture of these gases, NO₂ and HF. *Arboretum Kórnickie* 25: 289—303.
- Constantinidou D. W., Kozłowski T. T. 1979. Effects of sulfur dioxide and ozone on *Ulmus americana* seedlings. II Carbohydrates, proteins, and lipids. *Can. J. Bot.* 57 (2): 176—184.
- Costonis A. C. 1976. Criteria for evaluating air pollution injury to forest trees. *Procc. IUFRO Congres, Oslo, Norway, June 21—26.*
- Davis D. D., Wood F. A. 1973. The influence of environmental factors on the sensitivity of virginia pine to ozone. *Phytopath.* 63 (3): 371—376.
- Davis D. D. 1975. Resistance of young ponderosa pine seedlings to acute doses of PAN. *Plant. Dis. Repr.* 59: 183—184.
- Drummond D. B. 1971. Influence of high concentrations of peroxyacetyl nitrate on woody plants. *Phytopath.* 61: 178.
- Dugger W. M., Ting I. P. 1970. Air pollution oxidants — their effects on metabolic processes in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 21: 215—234.
- Elkiey T., Ormrod D. P., Marie B. 1982. Foliar sorption of sulfur dioxide, nitrogen dioxide, and ozone by ornamental woody plants. *Hort Science* 17 (3): 358—360.
- Gesalman C. M., Davis D. D. 1978. Ozone susceptibility of ten azalea cultivars as related to stomatal frequency or conductance. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 103 (4): 489—491.
- Hall M. A., Brown R. L., Ordin L. 1971. Inhibitory products of the action of peroxyacetyl nitrate upon indole-3-acetic acid. *Phytochem.* 10: 1233—1238.

- Harkov R., Brennan E. 1980. The influence of soil fertility and water stress on the ozone response of hybrid poplar trees. *Phytopath.* 70 (10): 991—994.
- Heath R. L. 1980. Initial events in injury to plants by air pollutants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 31: 395—431.
- Hill A. C., Pack M. R., Treshow M., Downs R. J., Transtrum L. G. 1961. Plant injury induced by ozone. *Phytopath.* 51: 356—363.
- Hindawi L. J. 1970. Air pollution injury to vegetation. U. S. Dept. Health, Education and Welfare. National Air Pollution Control Administration. Raleigh, North Carolina. 44 pp.
- Jacobson J. S., Hill A. C. 1970. Recognition of air pollution injury to vegetation: A pictorial atlas. Air Pollution Control Association. Pittsburgh, Pennsylvania.
- Karolewski P., Białobok S. 1979. Wpływ dwutlenku siarki, ozonu, mieszaniny tych gazów i fluorowodoru na uszkodzenia igieł modrzewia europejskiego. *Arboretum Kórnickie* 24: 297—305.
- Kress L. W., Skelly J. M., Hinkelmann K. H. 1982a. Growth impact of O₃, NO₂ and/or SO₂ on *Pinus taeda*. *Environmental Monitoring and Assessment* 1: 229—239.
- Kress L. W., Skelly J. M., Hinkelmann K. H. 1982 b. Growth impact of O₃, NO₂, and/or SO₂ on *Platanus occidentalis*. *Agriculture and Environment* 7: 265—274.
- Loomis R. C., Padgett W. H. 1973. Air pollution and trees in the East U.S.D.A. Forest Service, State and Private Forestry. Atlanta, Georgia. 28 pp.
- McClenahan J. R. 1979. Effects of ethylene diurea and ozone on the growth of tree seedlings. *Plant Disease Reprtr.* 63 (4): 320—323.
- McLaughlin S. B., Taylor G. E. 1981. Relative humidity: important modifier of pollutant uptake by plants. *Science* 211: 167—169.
- Miller C. A., Davis D. D. 1981. Effect of temperature on stomatal conductance and ozone injury of plants bean leaves. *Plant Disease* 65: 750—751.
- Mudd J. B., Leavitt R., Ongun A., McManus T. T. 1969. Reaction of ozone with amino acids and proteins. *Atmospheric Environment* 3: 669—682.
- Mudd J. B. 1982. Effects of oxidants on metabolic function. W: *Effects of gaseous air pollution in agriculture and horticulture* (eds. M. H. Unsworth, D. P. Ormrod) Butterworth Scientific. London, Boston, Sydney, Wellington, Durban, Toronto. 9: 189—203.
- National Academy of Sciences. 1977. Ozone and other photochemical oxidants. AAS. Washington D. C. 789 pp.
- Noland T. L., Kozłowski T. T. 1979. Influence of potassium nutrition on susceptibility of silver maple to ozone. *Can. J. Bot.* 9 (4): 501—503.
- Ogata G., Maas E. V. 1973. Interactive effects of salinity and ozone on growth and yield of garden best. *J. Environ. Quality* 2 (4): 518—520.
- Ordin L. 1962. Effect of peroxyacetyl nitrate on growth and cell wall metabolism of *Avena* coleoptile sections. *Plant Physiol.* 37: 603—608.
- Ordin L., Skoe B. P. 1964. Ozone effects on cell wall metabolism of *Avena* coleoptile section. *Plant Physiol.* 39: 751—755.
- Ordin L., Hall M. A., Kindinger J. I. 1969. Oxidant — induced inhibition of enzymes

- involved in cell wall polysaccharide synthesis. Arch. Environ. Health 18: 623—626.
- Ormrod D. P., Adedipe N. O., Hosfra G. 1973. Ozone effects on growth of radish plants as influenced by nitrogen and phosphorus nutrition and by temperature. Plant and Soil 39: 437—439.
- Radwańska A. 1975. Przemiany chemiczne i fizyczne związków chemicznych w atmosferze — część II. Ochrona powietrza 1: 9—15.
- Rich S., Turner N. C. 1972. Importance of moisture on stomatal behavior of plants subjected to ozone. APCA Journal 22 (9): 718—721.
- Rich S., Tomlinson H. 1974. Mechanisms of ozone injury to plants. ACS Symposium Series Number 3. Air pollution effects on plant growth. 6: 76—82.
- Rich S., Wagooner P. E., Tomlinson H. 1970. Ozone uptake by bean leaves. Science 169: 79—80.
- Steiner K. C., Davis D. D. 1979. Variation among *Fraxinus* families in foliar response to ozone. Can. J. Forest Res. 9: 106—109.
- Taylor O. C. 1973. Oxidant air pollutant effects on western coniferous forest ecosystem. Task C Report No EP-R3-73-043/B. State wide Air Pollut. Res. Center, Riverside, California: 189 pp.
- Todd G. W. 1958. Effect of low concentrations of ozone on the enzymes catalase, peroxidase, papain and urease. Physiol. Plant. 11: 457—463.
- Townsend A. M. 1974. Sorption of ozone by nine shade tree species. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 99 (3): 206—208.
- Townsend A. M., Dochinger L. S. 1982. Relative sensitivity of pine species to ozone. J. of Agriculture 8 (7): 186—188.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1976. Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. U.S.E.P.A., Washington D.C.
- U.S.D.A. Forest Service. 1973. Air pollution damages trees. State and Private Forestry. Upper Darby, Pennsylvania: 32 pp.
- Wojciechowski J. 1972. Badania fizykochemicznych procesów zachodzących w atmosferze ośrodków miejskich i przemysłowych. Ochrona Powietrza 1: 8—15.
- Wood F. A. 1968. Sources of plant-pathogenic air pollutants. Symposium on trends in air pollution damage to plants. Fifty-ninth Annual Meeting of The American Phytopathological Society. Washington D. C., 20—24 August 1967. Phytopath. 58: 1075—1084.
- Wood F. A., Coppolino J. B. 1972. The influence of ozone on deciduous forest tree species. Mitteilungen der Forstlichen Bundes — Versuchsanstalt. Wien. 92: 233—253.
- Ziegler I. 1973. The effects of air-polluting gases on plant metabolism. W: Global aspects of chemistry, toxicology and technology as applied to the environment. Environmental quality and safety (eds. F. Coulston, F. Korte). Georg Thieme Publishers, Stuttgart, Academic Press, Inc., New York, N. Y. 2: 182—208.

INFLUENCE OF PHOTOCHEMICAL OXIDISING AGENTS ON WOODY PLANTS

Summary

Ozone, PAN and its homologues besides oxides of nitrogen constitute the basic components of an oxidising smog.

The mechanism of action of these substances on plants depends primarily on the oxidation of fatty acids and their derivatives, of amino acids and of proteins having sulphhydryl groups in their structures.

The symptoms of injury to plants caused by the action of ozone and PAN are very characteristic and easy to identify.

The main path of entry of these gases into the leaves is through the stomata. Thus the intensity of illumination is a significant factor determining the degree of injury to plants. Factors causing an increase in the diffusion resistance of the stomatal apparatus, such as drought or salinity, reduce the negative influence of O_3 and PAN.

