

PIOTR KAROLEWSKI

ODDZIAŁYWANIE TLENKÓW AZOTU NA ROŚLINY DRZEWIASTE

Obok dwutlenku siarki i ozonu, tlenki azotu (NO_x) stanowią największe zagrożenie dla roślin w krajach wysoko uprzemysłowionych. W większości krajów europejskich, w tym również w Polsce, gdzie skażenie atmosfery związkami o charakterze silnych utleniaczy (głównie ozonem) nie jest tak znaczne, jak np. w USA, tlenki azotu wysuwają się na drugie miejsce pod względem zagrożenia środowiska przyrodniczego. Według danych zamieszczonych w Roczniku statystycznym (1984) emisja tych związków w 1981 r. w Polsce wyniosła 611 tys. ton.

Jak wiadomo azot ma pierwszorzędne znaczenie w życiu roślin, jak również całego świata organicznego. Źródłem białka na naszej planecie są organizmy roślinne zdolne do jego syntezy głównie z dwutlenku węgla, wody i związków azotu. Zasadniczymi formami azotu przyswajanymi przez rośliny wyższe są jego połączenia nieorganiczne. Z najważniejszych trzech składników żywienia mineralnego roślin — azotu, fosforu i potasu — najbardziej deficytowy jest właśnie azot. Związki nieorganiczne azotu znajdują się zarówno w glebie, jak i w atmosferze. Ilość ich w atmosferze jest nieznaczna i w odżywianiu roślin nie ma praktycznego znaczenia. Z połączeń tych spotykamy oprócz amoniaku, tlenki azotu (głównie dwutlenek azotu NO_2) powstające przez utlenienie azotu cząsteczkowego przy wyładowaniach elektrycznych, spalaniu paliw kopalnych w wysokiej temperaturze lub emitowane przez niektóre zakłady przemysłowe.

Toksyczność tlenowych związków azotu jest znacznie niższa w porównaniu z dwutlenkiem siarki czy ozonu. Jak wynika z szeregu badań przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych, spowodowanie po-

równalnych do SO_2 czy O_3 uszkodzeń roślin, wywołanych działaniem tlenków azotu wymaga kilku do kilkunastokrotnie wyższego stężenia tych gazów przy tym samym czasie działania (Van Haut 1975, Zahn 1975, Sanders, Reinert 1982). Na czym więc polega tak znaczne zagrożenie dla roślin skażeniem atmosfery przez tlenki azotu?

Jedną z przyczyn jest występowanie lokalnie bardzo wysokich stężeń tlenków azotu. Chwilowe wartości stężenia NO_2 dochodzą nawet do 3—4 ppm (Anonim wg Thompson i in. 1970). Spowodowały to rozwijające się dynamicznie takie gałęzie przemysłu chemicznego jak produkcji kwasów siarkowego i azotowego czy nawozów azotowych. Produkcję kwasu siarkowego przy użyciu azotanu jako utleniacza rozpoczęto w Anglii już w XVIII wieku. Stosowane jeszcze do tej pory technologie wykorzystujące nitrozową metodę otrzymywania H_2SO_4 charakteryzują się dużymi stratami tlenków azotu skażających atmosferę. Innym źródłem znacznego lokalnego skażenia powietrza przez tlenki azotu są powstałe w początkach naszego stulecia zakłady kwasu azotowego i niedługo po nich nawozów azotowych. Już w 1900 r. Mościcki, a następnie Birkeland i Edde w 1903 r. oraz Schönher w 1905 r. opracowali metody otrzymywania kwasu azotowego na skalę przemysłową.

Drugą z przyczyn dużego zagrożenia przez skażenie atmosfery tlenkami azotu, mimo niedużej toksyczności samych tych związków, jest ich synergistyczne działanie na rośliny w połączeniu z innymi gazami,

Tabela 1

Niektóre własności fizykochemiczne tlenków azotu

Nazwa i wzór tlenku	Stopień utlen. azotu	Temp. wrz. °C	Temp. topn. °C	Kwas utworzony w reakcji z H_2O
Podtlenek azotu N_2O	+1	-89,5	-102,4	$\text{H}_2\text{N}_2\text{O}_2$ podazotawy
Tlenek azotu NO	+2	-151,8	-163	
Trójtlenek dwuazotu N_2O_3	+3	rozkład	-102	HNO_2 azotawy
Dwutlenek azotu NO_2	+4	21,3	-10,2	$\text{HNO}_2 + \text{HNO}_3$
Czterotlenek azotu N_2O_4	+4	21,15	-11,25	
Pięcioletek azotu N_2O_5	+5	45	30	HNO_3 azotowy
Trójtlenek azotu NO_3	+5			

jak SO_2 (Tingey i in. 1971, Van Haut 1975), O_3 (Sanders, Reinert 1982) lub obydwoma SO_2 i O_3 (Kress i in. 1982).

Poza tym istnieje, dobrze już dzisiaj poznana, możliwość wchodzenia tlenków azotu w sprzyjających warunkach w reakcję z węglowodarami. W wyniku tych przemian powstają znacznie bardziej toksyczne dla roślin azotany nadtlenków, głównie acetylu (PAN), a także benzoilu (PBN) i propionylu (PPN) oraz ozon. Azotan nadtlenku acetylu i ozon stanowią główne składniki tzw. „smogu” utleniającego.

CHEMIZM

W atmosferze ziemskiej istnieje szereg tlenków azotu, a mianowicie, w kierunku wzrastającego stopnia utlenienia azotu: podtlenek N_2O , tlenek NO , trójtlenek dwuazotu N_2O_3 , dwutlenek NO_2 , czterotlenek N_2O_4 , pięcioletek N_2O_5 oraz trójtlenek NO_3 (tab. 1). Trwałość ich wzrasta ze wzrostem liczby atomów tlenu w cząsteczce. W normalnych warunkach tlenki azotu, z wyjątkiem N_2O_3 i N_2O_5 , są gazami.

Podtlenek azotu jest gazem bezbarwnym o słodkawym zapachu i własnościach narkotycznych. Działa wybitnie utleniająco. W atmosferze występuje w ilościach pozwalających do określenia jego stężenia. Tlenek azotu jest trwalszy od podtlenku. Jest gazem bezbarwnym, stosunkowo trudnym do skroplenia. W wodzie rozpuszcza się bardzo słabo. Tlenek azotu po raz pierwszy otrzymał Priesley w 1784 r. przy przepuszczaniu iskier elektrycznych przez powietrze. Na tej reakcji opiera się techniczna metoda wiązania azotu atmosferycznego z tlenem. Reakcja ta następuje również przy spalaniu paliw w wyższej temperaturze. Powstają wówczas tlenek i dwutlenek azotu. Na powietrzu NO natychmiast brunatnieje, gdyż łączy się łatwo z tlenem z wytworzeniem NO_2 . Szybkość tej reakcji znacznie zwiększa się, gdy uczestniczą w niej węglowodory znajdujące się w powietrzu na skutek spalania paliw. Trójtlenek dwuazotu istnieje prawdopodobnie tylko w stanie stałym i ciekłym. Jest nietrwały i rozkłada się łatwo na tlenek NO i dwutlenek azotu NO_2 . Dwutlenek azotu jest cieczą wrzącą w temperaturze $21,3^\circ\text{C}$ i występuje w postaci mieszaniny dwu- i czterotlenku $\text{NO}_2 \rightleftharpoons \text{N}_2\text{O}_4$. W niższej temperaturze równowaga tej reakcji prze-

sunięta jest w kierunku powstawania N_2O_4 , a w wyższej, NO_2 . W temperaturze $50^\circ C$ pod ciśnieniem 1 atm związki te występują w równowadze ilościowej. Spośród związków zanieczyszczających atmosferę, NO_2 ma największy współczynnik absorpcji światła słonecznego, które dochodzi do powierzchni ziemi. Absorpcja ta prowadzi do reakcji z różnymi węglowodorami, w efekcie których powstaje cały szereg związków stanowiących tzw. „smog” utleniający (Wojciechowski 1972, Radwańska 1975). Pięciotlenek azotu powstaje wyłącznie przez intensywne utlenianie dwutlenku azotu za pomocą ozonu lub przy obecności silnych środków odwadniających. W normalnych warunkach jest on substancją stałą, sublimującą w temperaturze $32,4^\circ C$, rozpadając się na NO i NO_2 . Dokładna struktura trójtlenku azotu nie jest znana. NO_3 jest bardzo nietrwałym związkiem. Powstaje on pod działaniem ozonu na pięciotlenek azotu.

ABSORPCJA I PRZEMIESZCZANIE W ROŚLINIE

Wysoka zawartość tlenków azotu w powietrzu atmosferycznym może spowodować nadmierne pobieranie azotu w stosunku do możliwości jego wykorzystania w procesach metabolicznych. W rezultacie w liściach (igłach) będą akumulowały się znaczne ilości tego pierwiastka w postaci mineralnej. Jak wynika z badań terenowych przeprowadzonych w pobliżu Zakładów Azotowych w Puławach, gdzie w atmosferze znajduje się podwyższona zawartość związków azotu, w czasie intensywnego przebiegu procesów metabolicznych stwierdzono nadmierną akumulację w igłach sosny azotu w postaci mineralnej (Ostrowska 1980). Autorka stwierdziła, że akumulacja azotu ogółem, organicznego i mineralnego, w igłach i korze sosny wzrasta w kierunku do źródła emisji, w igłach 2—4% suchej masy, a w korze 0,4—1,5%, przy czym w odległości 15 km od źródła była ona jeszcze wyższa niż w drzewostanach sosnowych spoza zasięgu emisji. Zawartość azotu mineralnego w igłach sosny rosnącej najbliżej zakładu wynosiła ok. 0,4—0,6%, a na przestrzeni 1,4 do 15 km malała 10-krotnie, a nawet 20-krotnie. Podobnie ok. 10-krotnie obniżała się ona w korze drzew. Naruszony został w tym przypadku stosunek N_{org}/N_{min} , który w igłach sosny

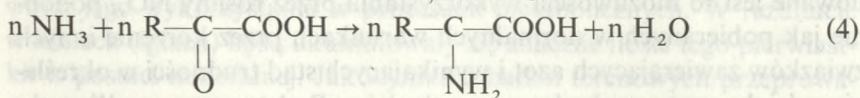
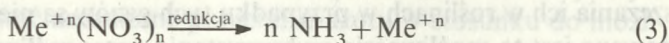
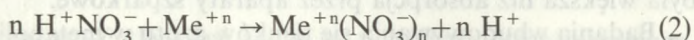
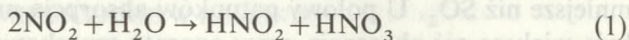
najbliższej źródła emisji utrzymywał się na poziomie 10. W dalszej odległości wzrastał do 100—160. Wartości te są wielokrotnie niższe niż w drzewostanach sosnowych spoza zasięgu emisji.

Badania pochłaniania tlenków azotu w warunkach laboratoryjnych ($125\text{--}550 \mu\text{g} \times \text{m}^{-3} \text{NO}$ i $100\text{--}600 \mu\text{g} \times \text{m}^{-3} \text{NO}_2$) oraz terenowych ($50\text{--}225 \mu\text{g} \times \text{m}^{-3} \text{NO}_2$) przez igły sosny zwyczajnej, przeprowadzone przez Skärby i in. (1981), na 1-rocznych siewkach i pędach 18-letnich osobników drzew wykazały, że we wszystkich przypadkach istnieje liniowa zależność pomiędzy intensywnością pochłaniania NO_x a stężeniem tych gazów w powietrzu. Intensywność pochłaniania była ściśle skorelowana z przewodnictwem szparkowym. Wyniki tych badań w warunkach laboratoryjnych wykazały, że pochłanianie NO_2 jest 3-krotnie wyższe niż NO . Pomiary przeprowadzone przez Elkieya i in. (1982) u 10 gatunków ozdobnych roślin drzewiastych eksponowanych na działanie $764 \mu\text{g} \times \text{m}^{-3} \text{NO}_2$ wykazały wyższą sorbcję tego gazu u gatunków iglastych niż liściastych. Natężenie sorbcji NO_2 było mniejsze niż SO_2 . U połowy gatunków absorpcja na powierzchni liści była większa niż absorpcja przez aparaty szparkowe.

Badania wbudowywania się tlenków azotu w metabolity i przemieszczania ich w roślinach w przypadku tych gazów są nieliczne. Spowodowane jest to możliwością wykorzystania przez rośliny NO_x , podobnie jak pobieranych w normalnych warunkach przez korzenie innych związków zawierających azot i wynikających stąd trudności w określeniu udziału azotu pochodzącego z tlenków. Podstawową, możliwą do zastosowania metodą jest użycie $^{15}\text{NO}_2$. Jak wykazują badania Durmishidze i Nucubidze (wg Durmishidze 1977) pochłanianie NO_x przez liście i przekształcanie ich w inne komponenty zachodzi z dużą szybkością. Po 2-minutowej ekspozycji pędów oliwnika winnego wszystkie organelle komórkowe liści — jądra, plastydy, mitochondria, rybosomy — wykazywały obecność ^{15}N pochodzącego ze znakowanego NO_2 . Dwutlenek azotu pochłaniany jest z powietrza tak przez rośliny trawiaste, jak i drzewiaste: liściaste i iglaste. ^{15}N z NO_2 pochłaniany przez liście lub igły, transportowany jest do innych organów roślin — pędów i korzeni. Do najintensywniej pochłaniających i włączających $^{15}\text{NO}_2$ w związki azotowe należały kolejno: sosna eldarska (*Pinus eldarica*), jesion (*Fraxinus*), klon amerykański (*Acer negundo*), so-

sna czarna (*Pinus nigra*), grab kaukaski (*Carpinus caucasica*), dąb imeryński (*Quercus imeretina*), dąb gruziński (*Quercus iberica*) i jabłoń pospolita (*Malus communis*). Stwierdzono, że NO_2 jest pochłaniany także przez korzenie i zielone pędy roślin (Durmishidze i in. 1976, wg Durmishidze 1977). Azot z $^{15}\text{NO}_2$ pobrany przez korzenie transportowany jest do nadziemnych części roślin, pnia, pędów i liści, a następnie włączany w aminokwasy. Stopień wzbogacenia aminokwasów w azot pochodzący z dwutlenku jest różny. U jabłoni (*Malus communis*) w największym stopniu był on wbudowany w α -alaninę, kwas glutaminowy, tyrozynę i walinę, u morwy (*Morus*) i oliwnika wąskolistnego (*Eleagnus angustifolia*) w kwasy glutaminowy i asparaginowy, u wiśni (*Cerasus vulgaris*) oraz orzecha (*Juglans regia*) w walinę i kwas glutaminowy, a u klonu (*Acer*) ^{15}N z NO_2 stwierdzono jedynie w kwasie asparaginowym.

Włączanie azotu z NO_2 w aminokwasy przebiega w szeregu etapach, z których najważniejsze można scharakteryzować reakcjami:



absorpcji w wodzie z wytworzeniem kwasów azotawego i azotowego (1), neutralizacji, w której uczestniczą kationy, głównie potasu i sodu (2), redukcji azotanu z wytworzeniem amoniaku (3) oraz reakcji syntezy aminokwasów z NH_3 i ketokwasu (4). Pochłanianie i przekształcanie NO_2 prowadzące do powstania aminokwasów jest ściśle związane z fizjologicznym stanem rozwoju rośliny i wewnętrznymi czynnikami aktywności życiowej.

Dzięki stosunkowo łatwemu utlenianiu NO tlenem atmosferycznym do NO_2 , wydajnej absorpcji NO_2 , N_2O_3 , N_2O_5 w wodzie zawartej w powietrzu z wytworzeniem aerozoli kwasów azotawego i azotowego oraz możliwości utleniania HNO_2 do HNO_3 , rośliny mogą pochłaniać i przekształcać w aminokwasy wszystkie tlenki azotu. Jednak-

że normalne pochłanianie i przyswajanie tlenków azotu przez rośliny zachodzi tylko przy ich fizjologicznych stężeniach, które bywa różne w zależności od ekologicznych czynników życia roślin.

MECHANIZM TOKSYCZNOŚCI

Toksyczne działanie tlenków azotu na rośliny nie jest tak dobrze poznane jak innych utleniaczy. Istnieje niewiele przeglądowych prac wyjaśniających mechanizm toksycznego działania NO_x (Dugger, Ting 1970a, b, Ziegler 1973, Ting, Heath 1975, Heath 1980).

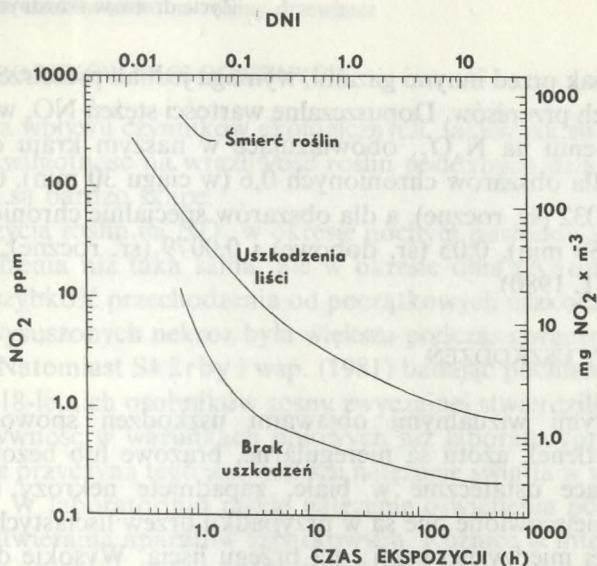
Tlenki azotu po wnikięciu do liści rozpuszczają się w wodzie zawartej w komórkach roślin z wytworzeniem kwasów azotawego i azotowego. Dalej w wyniku dysocjacji powstają jony azotynowe i azotanowe. Te pierwsze są toksyczne dla roślin. W normalnym metabolizmie azotu jony NO_3^- są redukowane przez reduktazę azotanową do NO_2^- , a następnie do NH_3 przez reduktazę azotynową. Działanie NO_2^- na rośliny stymuluje aktywność reduktazy azotynowej (Zeevart 1974), co świadczy o możliwości przekształcania NO_2^- w azotany i azotyny. Podobnie działa na rośliny NO , powodując stymulację reduktazy azotynowej (Wellburn i in. 1980). Redukcja do amoniaku pozwala na włączenie się azotu na normalnej drodze w aminokwasy, za pomocą syntetaz glutaminowej i glutaminianowej oraz dehydrogenazy glutaminianowej, w alternatywie szlaki metaboliczne. Przy niedużych stężeniach NO_x , dzięki stymulującemu działaniu tlenków azotu na aktywność reduktazy azotynowej następuje na tej drodze detoksyfikacja. Wyższe stężenia NO_x , przewyższające możliwości redukcji azotynów do amoniaku, są już toksyczne. Wellburn i in. (1981) sugerują, że między innymi także tlenki azotu mogą powodować uszkodzenia membran chloroplastów i w efekcie np. destrukcję tylakoidów. Toksyczność może być częściowo rezultatem obniżenia pH soku komórkowego (Zeevart 1976). Duże stężenia NO_x powodują feofitynizację chlorofili, a także w przeciwieństwie do SO_2 , rozpad karotenoidów (Kändler, Ullrich 1964 wg Ziegler 1973). Toksyczne działanie tych gazów polega również na indukowaniu reakcji dezaminacji aminokwasów i kwasów nukleinowych. Nadmiar anionów azotanowych mo-

że także reagować z aminami tworząc nitrozoaminy. Innymi niekorzystnymi zmianami następującymi w efekcie działania NO_x to reakcje z nienasyconymi związkami, w wyniku których następować może ich izomeryzacja i tworzenie wolnych rodników, inhibicja wiązania CO_2 czy zmiany w metabolizmie octanów (Smith 1981). Niekorzystne działanie NO_2 charakteryzuje się także przez zdolność wymywania niektórych kationów, głównie K^+ , Ca^{+2} i Mg^{+2} . Zjawisko to zachodzi zarówno w roślinach (Ostrowska 1980), jak i w glebie (Abrahamsen 1981).

TOKSYCZNOŚĆ I STĘŻENIA PROGOWE

Tlenki azotu są dużo mniej toksyczne niż SO_2 , O_3 lub PAN. Badania przeprowadzone przez Zahna (1975) na szeregu gatunkach, tak drzew jak i roślin rolniczych wykazały, że tolerancja roślin na działanie NO_2 jest 2 do 8 razy wyższa niż na SO_2 . Wyniki tych badań wskazują również, że działanie NO_2 w stężeniu ok. $5 \text{ mg} \times \text{m}^{-3}$ przez 2 do 3 godziny jest tolerowane nawet przez wrażliwe rośliny. Rezultatem tygodniowej ekspozycji na działanie 2 do $4 \text{ mg NO}_2 \times \text{m}^{-3}$ była redukcja plonów do 37%, ale bez wizualnych objawów uszkodzeń. Bezpiecznym stężeniem sugerowanym przez tego autora dla najwrażliwszych roślin jest 0,5 do $0,8 \text{ mg NO}_2 \times \text{m}^{-3}$. Według danych publikowanych przez National Academy of Sciences (1977) symptomy uszkodzeń na liściach mogą być spodziewane przy dawkach zbliżonych do 1,6—2,6 ppm ($3\text{—}5 \text{ mg} \times \text{m}^{-3}$) po 48-godzinnej ekspozycji, a 1-godzinna ekspozycja może wymagać nawet 20 ppm ($38 \text{ mg NO}_2 \times \text{m}^{-3}$). Jeżeli stężenie wynosi 1 ppm ($1,9 \text{ mg NO}_2 \times \text{m}^{-3}$), to powstanie symptomów uszkodzeń może wymagać nawet do 100 godzin ekspozycji. Wartości te ilustruje wykres (ryc. 1) krzywych progowych, dawek NO_2 powodujących wizualne uszkodzenia liści i śmierć roślin (MacLean 1977). Z przytoczonych danych wynika, że uszkodzenia przez NO_2 mogą być powodowane tylko w sąsiedztwie dużych źródeł zanieczyszczeń. Niektóre efekty działania tlenków azotu na rośliny drzewiaste w warunkach laboratoryjnych przedstawiono w tabeli 2.

Zabezpieczenie roślin przed szkodliwym działaniem tlenków azotu,



Ryc. 1. Zależności powstawania symptomów uszkodzeń roślin przez NO₂ od stężenia i czasu działania tego gazu (MacLean 1977, zmienione)

Tabela 2

Niektóre efekty działania dwutlenku azotu na rośliny drzewiaste z doświadczeń przeprowadzonych w warunkach laboratoryjnych (h — godzina, d — doba)

Rodzaj, gatunek, odmiana (wiek)	Stężenie NO ₂ (mg × m ⁻³)	Czas ekspozycji (h)	Efekt działania dawki azotu	Autor
<i>Larix</i>	2	537	Brak uszkodzeń	Zahn 1975
<i>Picea</i>	2—3	1980	7% spadek przyrostu i 17% spadek przyrostu następnego roku	Zahn 1975
<i>Pinus sylvestris</i> (10-mies. siewki)	0,91	60 (10d × 6h/d)	Uszkodzenia igieł do 10%	Białobok i in. 1980
<i>Pinus sylvestris</i> (pędy 14-letnich drzew)	1,82	24 (4d × 6h/d)	Uszkodzenia igieł 30%	Białobok i in. 1980
<i>Pinus taeda</i> (2-tyg. siewki)	0,182	168 (28d × 6h/d)	Brak uszkodzeń i redukcji wzrostu	Skelly i Hinkelmann 1982
<i>Populus</i> 'Hybrida 280' (<i>P. maximowiczii</i> × <i>P. berolinensis</i>) (20-mies. sadzonki)	3,64	1—5	Brak wizualnych objawów uszkodzeń	Krawiarz i in. 1982
<i>Platanus occidentalis</i> (2—3-tyg. siewki)	0,182	168 (28 × 6h/d)	Brak wizualnych uszkodzeń i redukcji wzrostu	Kress i in. 1982
<i>Citrus</i> spp.	364—455	1—8	Szybkie wędnięcie i opadanie liści	MacLean i in. 1968

podobnie jak przed innymi gazami, wymaga jednak przestrzegania obowiązujących przepisów. Dopuszczalne wartości stężeń NO_x w $\text{mg} \times \text{m}^{-3}$ w przeliczeniu na N_2O_5 , obowiązujące w naszym kraju od 1968 r. wynoszą dla obszarów chronionych 0,6 (w ciągu 30 min), 0,2 (śr. dobowe) i 0,032 (śr. roczne), a dla obszarów specjalnie chronionych 0,15 (w ciągu 30 min), 0,05 (śr. dobowe) i 0,0079 (śr. roczne), (Dziennik Ustaw PRL 1980).

SYMPTOMY USZKODZEŃ

Typowymi wizualnymi objawami uszkodzeń spowodowanymi przez dwutlenek azotu są nieregularne, brązowe lub beżowe plamy, przechodzące ostatecznie w białe, zapadnięte nekrozy (Hindawi 1970). Umiejscowione one są w przypadku drzew liściastych na blaszce liściowej między nerwami i na brzegu liścia. Wysokie dawki tego gazu mogą powodować siatkowe nekrozy z pozostawieniem minimalnej ilości zielonej tkanki na skraju żyłek (Van Haut 1975, National Academy of Sciences 1977). Z reguły dojrzałe liście są bardziej wrażliwe na działanie NO_x niż młodsze (Malhotra, Blauel 1980). Chroniczne uszkodzenia wywołane długotrwałą ekspozycją na działanie niskich stężeń tlenków azotu powodują, według tych autorów, początkowo zwiększenie intensywności barwy zielonej, a następnie chlorozy i ostatecznie opadanie liści.

U drzew iglastych typowymi, początkowymi objawami wywołanymi dużymi dawkami NO_x są czerwobrzązowe nekrozy lub wybarwienia w wierzchołkowej części igieł (Van Haut 1975, National Academy of Sciences 1977). Odbarwienia te mogą ewentualnie rozciągać się do podstawy igły. Wyraźne granice między nekrotycznymi i zdrowymi tkankami igieł mogą występować u sosny i jodły (National Academy of Sciences 1977). Ogólnie, duże dawki tlenków azotu wywołują gwałtowne powstawanie brązowoczerwonych nekroz na wierzchołkowych częściach starszych igieł i chlorozy na wierzchołkach młodszych igieł (Malhotra, Blauel 1980). Długotrwała ekspozycja w małych stężeniach NO_x powoduje chlorozy lub występowanie pojedynczych symptomów uszkodzeń, niejednokrotnie bardzo trudnych do identyfikacji (National Academy of Sciences 1977).

WPLYW CZYNNIKÓW EKOLOGICZNYCH

Badania wpływu czynników ekologicznych, takich jak światło, temperatura i wilgotność na wrażliwość roślin poddanych działaniu tlenków azotu są bardzo skąpe.

Ekspozycja roślin na NO_2 w okresie nocnym powodowała większe ich uszkodzenia niż taka sama, ale w okresie dnia (Anonim 1976). Jednakże szybkość przechodzenia od początkowych uszkodzeń do wyraźnych, wysuszonych nekroz była większa podczas gorących słonecznych dni. Natomiast Skärby i wsp. (1981) badając pochłanianie NO_2 przez igły 18-letnich osobników sosny zwyczajnej stwierdzili jego wyższą intensywność w warunkach polowych niż laboratoryjnych. Sugerują oni, że przyczyną tego jest większe natężenie światła w warunkach polowych. W laboratorium niskie natężenie oświetlenia powodowało redukcję otwierania aparatów szparkowych. Różnice w intensywności otwierania aparatów szparkowych, jak sugerują ci autorzy, mogły być przyczyną różnic w pochłanianiu NO_x badanych przez nich dwóch osobników sosny zwyczajnej. Zmiany w przewodnictwie szparkowym igieł pomiędzy dniem a nocą były też przyczyną mniejszego pochłaniania NO_2 podczas nocnej ekspozycji sosny na ten gaz. Podobnie większe pochłanianie NO_2 przez jednoroczne igły w okresie letnim w porównaniu z zimowym tłumaczą oni różnicą w przewodnictwie szparkowym.

Redukcja wilgotności gleby lub zmniejszenie względnej wilgotności powietrza powodowały zwiększenie tolerancji niektórych roślin na działanie NO_2 (Anonim 1976).

Wpływ innych czynników na wrażliwość roślin narażonych na działanie tlenków azotu jest jednak niedostatecznie jeszcze poznany.

Instytut Dendrologii PAN

ul. Parkowa 5

62-035 Kórnik

LITERATURA

- Abrahamsen G. 1981. Effects of air pollution on forests. W: Beyond the energy crisis opportunity and challenge (eds. R. A. Fazzolare, C. B. Smith). Pergamon Press Oxford and New York.
- Anonim 1976. Oxides of nitrogen. W: Diagnosing vegetation injury caused by air

- pollution (eds. N. L. Lacasse, M. Treshow). Air Pollution Training Institute. U. S. Environmental Protection Agency.
- Białobok S., Karolewski P., Oleksyn J. 1980. Sensitivity of Scots pine needles from mother trees and their progenies to the action of SO_2 , O_3 a mixture of these gases, NO_2 and HF. *Arboretum Kórnickie* 25: 289—303.
- Dugger W. M., Ting I. P. 1970a. Air pollution oxidants — their effects on metabolic processes in plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 21: 215—234.
- Dugger W. M., Ting I. P. 1970b. Physiological and biochemical effect of air pollution oxidants on plants. *Recent. Adv. Phytochem.* 3: 31—58.
- Durmishidze S. V. 1977. Metabolism of some organic air pollutants in plants. Academy of Sciences of the Georgian SSR, Institute of Plant Biochemistry. Mecniereba, Tbilisi.
- Elkley 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.
- Heath R. L. 1980. Initial events in injury to plants by air pollutants. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 31: 395—431.
- Hindawi J. I. 1970. Air pollution injury to vegetation. U. S. Dept. of Health Education and Welfare. Raleigh, North Caroline.
- Krawiarz K., Oleksyn J., Karolewski P. 1982. Effect of NO_2 on photosynthetic pigments in the leaves of *Populus 'Hybrida 280'*. *Arboretum Kórnickie* 26: 163—172.
- Kress L. W., Skelly J. M., Hinkelmann K. H. 1982. Growth impact of O_3 , NO_2 and/or SO_2 on *Platanus occidentalis*. *Agriculture and Environment* 7: 265—274.
- MacLean D. C., McCune D. C., Weinstein L. H., Woodniff G. N. 1968. Effects of some hydrogen fluoride and nitrogen dioxide exposures on citrus and ornamental plants of central Florida. *Environ. Sci. Technol.* 2: 444—449.
- MacLean D. C. 1977. Effects of nitrogen oxides on vegetation. W: Nitrogen oxides (ed. T. T. Crocker). National Academy of Sciences. Washington D. C.: 147—158.
- Malhotra S. S., Blauel R. A. 1980. Diagnosis of air pollutant and natural stress on forest vegetation in western Canada. Northern Forest Research Centre, Canadian Forestry Service, Environment Canada. Edmonton, Alberta, Canada. Raport NOR-X-228.
- National Academy of Sciences 1977. Nitrogen oxides (ed. T. T. Crocker). Washington D.C.
- Ostrowska A. 1980. Akumulacja azotu w igłach, korze i drewnie sosny z zasięgu oddziaływania Zakładów Azotowych w Puławach. *Roczniki Gleboznawcze* 31 (2): 117—131.
- Radwańska A. 1975. Przemiany chemiczne i fizyczne związków chemicznych w atmosferze. II. Ochrona Powietrza 1: 9—15.
- Rocznik statystyczny. 1984. GUS. Warszawa.
- Sanders J. S., Reinert R. A. 1982. Screening azalea cultivars for sensitivity of nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and ozone alone and in mixtures. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 107 (1): 87—90.
- Skärby L., Bengtson C., Boström C.-A., Grennfelt P., Troeng E. 1981. Uptake of NO_x in Scots pine. *Silva Fennica* 15 (4): 396—398.

- Skelly J. M., Minkelman K. H. 1982. Growth impact of O_3 , NO_2 and/or SO_2 on *Pinus taeda*. Environmental Monitoring and Assessment 1: 229—239.
- Smith W. H. 1981. Air pollution and forests. Interactions between air contamination and forest ecosystems. Springer-Verlag New York, Heidelberg, Berlin.
- Thompson C. R., Hensel E. G., Kats G., Taylor O. C. 1970. Effects of continuous exposure of novel oranges to nitrogen dioxide. Atmosph. Envir. 4: 349—355.
- Ting I. P., Heath R. L. 1975. Responses of plants to air pollutant oxidants. Adv. Agron. 27: 89—121.
- Tingey D. T., Reinert R. A., Dunning J. A., Heck W. W. 1971. Vegetation injury from the interaction of nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Phytopath. 61 (12): 1506—1511.
- Van Haut H. 1975. Kurzeitversuche zur Ermittlung der relativen. Phytotoxizität von Stickstoffdioxid. Staub-Reinhalt. Luft. 35 (5): 187—193.
- Wellburn A. R., Higginson C., Robinson D., Walmsley C. 1981. Biochemical explanations of more than additive inhibitory effects of low atmospheric levels of SO_2 plus NO_2 upon plants. New Phytologist 88: 223—237.
- Wellburn A. R., Wilson J., Aldrige P. H. 1980. Biochemical responses of plants to nitric oxide polluted atmospheres. Environ. Pollut. 22: 219—228.
- Wojciechowski J. 1972. Badania fizykochemiczne procesów zachodzących w atmosferze ośrodków miejskich i przemysłowych. Ochrona powietrza. 1: 8—12.
- Zahn R. 1975. Begasungsversuche mit NO_2 in Kleingewächshäusern. Staub-Reinhalt Luft 35 (5): 194—196.
- Zeevart A. J. 1974. Induction of nitrate reductase by NO_2 . Acta botanica neerlandica. 23: 345—346.
- Zeevart A. J. 1976. Some effects of fumigating plants for sort periods with NO_2 . Environ. Pollut. 11: 97—108.
- Ziegler I. 1973. The effect 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 Thime Publishers, Stuttgart, Academic Press, Inc., New York, N.Y.: 182—208.

INFLUENCE OF OXIDES OF NITROGEN ON WOODY PLANTS

Summary

Oxides of nitrogen NO_x are the second after SO_2 pollutant type in terms of toxicity to plants in our country. This is caused by the locally very high concentrations of NO_x and also by the possible synergistic action with other gases.

Small doses of oxides of nitrogen can be incorporated into the normal metabolism

of nitrogen. However quantities exceeding certain levels exert an injurious effect on plants. In the chapter a description is given of absorption of NO_x by plants, the currently assumed mechanism of toxic action, the critical levels and the factors modifying the sensitivity of plants.

Symptoms of chronic injury to trees by NO_x with which we have to deal primarily in field conditions are rather difficult to identify compared to other gases. Opinions are also presented concerning the influence of some external factors on the sensitivity of plants under the influence of imissions of oxides of nitrogen.