

BARBARA GODZIK i KRYSTYNA GRODZIŃSKA

Zakład Ekologii

Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN

Lubicz 46, 31-512 Kraków

e-mail: godzik@ib-pan.krakow.pl

grodzin@ib-pan.krakow.pl

OZON W PRZYGRUNTOWEJ WARSTWIE TROPOSFERY I JEGO WPŁYW NA ROŚLINY POLSKICH PARKÓW NARODOWYCH

WPROWADZENIE

W okresie powojennym, w państwach socjalistycznych Europy Środkowej, wykorzystywane były przestarzałe technologie przemysłowe, w wyniku czego emisje szkodliwych pyłów i gazów plasowały te kraje pod względem zanieczyszczenia środowiska na jednym z czołowych miejsc na świecie. W latach 70. i 80. XX w. zwracano głównie uwagę na obciążenie środowiska metalami ciężkimi i siarką oraz śledzono wpływ tych pierwiastków na funkcjonowanie ekosystemów. W ciągu ostatnich 10 lat, w wyniku recesji gospodarczej oraz przejścia szeregu zakładów przemysłowych na nowe technologie, nastąpiła znacząca redukcja emisji pyłów i gazów, a przy niższej dostawie związków zawierających metale i siarkę, postępowała poprawa jakości środowiska. Pomimo ograniczonej emisji przemysłowych zanieczyszczeń powietrza nadal obserwowany jest wysoki poziom uszkodzeń drzewostanów w krajach Europy Środkowej. Jedną z przyczyn tego stanu może być wzrastający poziom ozonu w przygruntowej warstwie troposfery. Jego toksyczne oddziaływanie na roślinność jest od dawna udokumentowane (GUDERIAN 1985, KRUPA i MANNING 1988). Uszkodzenia drzewostanów mogą być efektem synergistycznego oddziaływania kwaśnych zanieczyszczeń powietrza (głównie SO_2 , NO_x) i ozonu.

Ozon w dolnej warstwie atmosfery powstaje w niewielkich ilościach wskutek wyładowań atmosferycznych oraz w reakcjach fotochemicznych, w których biorą udział tlenki azotu pochodzące z naturalnych źródeł. Stężenia ozonu w powietrzu, przy braku antropogenicznych zanieczyszczeń, wahają się zwykle od 20 do 40, maksymalnie $80 \mu\text{g m}^{-3}$. W naszych szerokościach geograficznych wyższe stężenia ozonu przygruntowego pojawiają się wraz ze zwiększoną insolacją i związanymi z tym wyższymi temperaturami powietrza, tj. z końcem kwietnia i trwają z reguły przez całe lato. Stężenia ozonu mają również charakterystyczny przebieg w ciągu doby: w nocy, przy braku promieniowania słonecznego niezbędnego do jego syntezy, są niskie, natomiast najwyższe rejestrowane są z reguły między godziną 12 a 16. Stężenia ozonu są modyfikowane przez warunki meteorologiczne (temperaturę, opady), znacznie wzrastają wskutek nadmiaru tlenków azotu i lotnych związków organicznych pochodzących ze źródeł antropogenicznych, które są prekursorami do syntezy ozonu zachodzącej w wyniku złożonych reakcji fotochemicznych. Niebagatelną rolę w emisjach substratów do syntezy O_3 odgrywa transport samochodowy. W Polsce liczba samochodów osobowych wzrosła z 2,4 mln w 1980 r. do 10 mln w 2000 r. (GUS 2001). Ozon jest tzw. wtór-

nym utleniaczem fotochemicznym, głównym składnikiem smogu letniego, w skład którego wchodzi także inne utleniacze: azotan nadtlenu acetylu (PAN), azotan nadtlenu propiony-

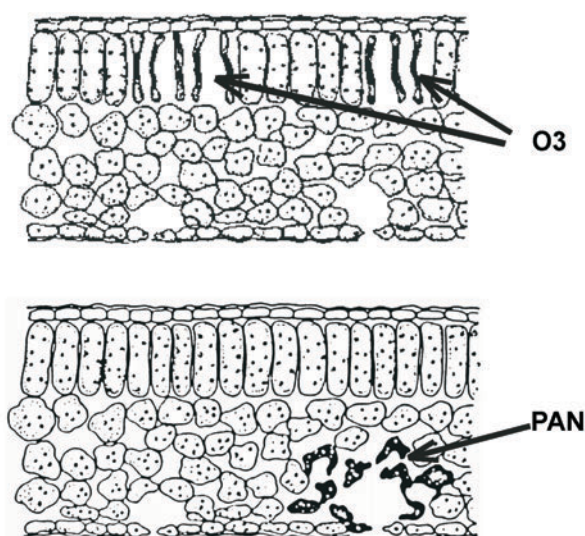
lu (PPN), azotan nadtlenu benzoilu (PBN). Ozon powstały w ośrodkach miejsko-przemysłowych może być transportowany z masami powietrza na dalekie odległości.

POZIOM OZONU PRZYGRUNTOWEGO A ZAGROŻENIE ORGANIZMÓW ŻYWYCH

Zgodnie z normą przyjętą w Polsce od 2001r., mając na względzie ochronę zdrowia ludzi, średnie 8-godzinne stężenie ozonu przygruntowego nie może przekroczyć $120 \mu\text{g m}^{-3}$. Poziom dopuszczalny ozonu przygruntowego, ze względu na ochronę roślin, wynosi $24000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$. Jest on wyrażony jako suma różnic pomiędzy stężeniem średnim godzinnym a wartością $80 \mu\text{g m}^{-3}$, obliczaną dla każdej godziny między 8 a 20, dla której stężenie jest wyższe niż $80 \mu\text{g m}^{-3}$ (Dziennik Ustaw 87/2001, poz. 798). Wskaźnik ten obliczany jest dla okresu wegetacyjnego (od 1 maja do 31 lipca). Od stycznia 2010 r. obowiązująca norma, ze względu na ochronę roślin, wynosić będzie $18000 \mu\text{g m}^{-3} \text{ h}$. Norma ta wynika ze wskaźnika AOT40, który oznacza, że stężenie ozonu wyrażone jako kumulacyjna dawka, w której zlicza się wszystkie stężenia wyższe niż 40 ppb (części na bilion, $1 \text{ ppb} = 1,96 \mu\text{g m}^{-3}$) w okresie sezonu wegetacyjnego (kwiecień-wrzesień) nie może przekraczać 10 ppm (części na milion) (STANNERS i BORDEAU 1995). Jeszcze inny wskaźnik określa, że średnie stężenie ozonu wyższe niż 60 w ciągu okresu wegetacyjnego powoduje widoczne uszkodzenia roślinności (FUHRER i współaut. 1997).

Ozon, dostając się przez otwarte w ciągu dnia szparki położone po spodniej części w liściach roślin, uszkadza błony komórkowe i inne wewnętrzne struktury, jak chloroplasty i mitochondria. Dyfundując między komórkami miękiszu gąbczastego (położonymi bezpośrednio wokół i nad szparkami) dociera do miękiszu palisadowego (który znajduje się bliżej wierzchniej powierzchni liścia), powodując jego uszkodzenia (Ryc. 1). Ozon zakłóca zatem procesy fotosyntezy, a także oddychania. W wyniku tych zmian, przy krótkotrwałych, lecz wysokich stężeniach ozonu ($> 50 \mu\text{g m}^{-3}$) na wierzchniej stronie liści, między nerwami, w miejscach obumarcia komórek, pojawiają się nekrozy. Początkowo są to białe, metalicznie połyskujące plamki, z czasem ciemniejące. Ich wielkość jest związana z liczbą obumarłych komórek. Inny związek, który jest także obecny w smogu fotochemicznym – PAN (azotan nad-

tlenu acetylu), powoduje uszkodzenia komórek położonych w bezpośrednim otoczeniu szparek, położonych po spodniej stronie liścia (Ryc. 1). Po obumarciu tych komórek po-



Ryc. 1. Przekrój blaszki liściowej – uszkodzenia komórek miękiszu palisadowego spowodowane przez ozon (O_3) i miękiszu gąbczastego wokół szparek w wyniku oddziaływania azotanu nadtlenu acetylu (PAN).

wstające nekrozy widoczne są po spodniej stronie liścia. W zależności od położenia nekroz (górna lub dolna powierzchnia liścia) można zatem określić związek, który był przyczyną ich powstania. Przy długotrwałych, choć niskich stężeniach ozonu liście stają się żółtawe lub brązowe w wyniku zaburzenia procesów fotosyntezy i wcześniej opadają. Zachwianie procesów życiowych roślin (fotosynteza, oddychanie) może spowodować zwiększoną wrażliwość roślin na choroby i szkodniki, jak również zmniejszenie wysokości plonów, tak roślin uprawnych, jak i dziko rosnących.

Stężenie ozonu przygruntowego w wysokości 50 ppb ($\approx 100 \mu\text{g m}^{-3}$) powoduje u ludzi bóle głowy, przy stężeniach 60 ppb ($\approx 120 \mu\text{g m}^{-3}$) podrażnienie oczu, kaszel i duszności u

osób wrażliwych i chorych na astmę, a przy stężeniach powyżej 100 ppb ($\approx 200 \mu\text{g m}^{-3}$) bóle klatki piersiowej, podrażnienie śluzówki, swędzenie oczu, choroby dróg oddechowych (nosa, gardła, płuc). Szczególnie narażone na szkodliwy wpływ ozonu przygruntowego są dzieci i słabsze, starsze osoby. Z tego względu przy wysokich stężeniach tego gazu w powietrzu nie powinny one przebywać poza pomieszczeniami.

Ozon troposferyczny ma również swój udział w tzw. globalnych zmianach klimatycz-

nych. Jest jednym z gazów szklarniowych. I choć w tych przemianach pełni mniejszą rolę, gdyż efekt szklarniowy powoduje głównie para wodna zawarta w atmosferze, to jednak duży wpływ na wzrost globalnej temperatury mają gazy pochodzenia antropogenicznego, jak dwutlenek węgla, metan, podtlenek azotu i ozon. W stosunku do wyników badań prowadzonych w drugiej połowie XIX w., od początku lat 70. przybywa w troposferze średnio 0,5–1,0% ogólnej ilości ozonu (OBREBSKA-STARKEL i STARKEL 1991).

METODY POMIARU OZONU PRZYGRUNTOWEGO

Stężenie ozonu przygruntowego określa się metodą pasywną i ciągłą. Metoda pasywna polega na ekspozycji w terenie, w dwutygodniowych lub miesięcznych odcinkach czasowych od początku maja do końca września, próbników (Ogawa & Co, Pompano Beach, FL, USA) (Ryc. 2) zawierających filtry nasączone związkami azotynowymi, które w obecności ozonu w powietrzu tworzą związki azotanowe. Ich stężenie określa się metodą chromatografii jonowej (Dionex-100) i przelicza następnie na stężenie ozonu. Stosując tą metodę pomiaru otrzymujemy średnie stężenie dla okresu ekspozycji próbników w terenie. Pomiar ciągły, wymagający dostępu do energii elektrycznej, jest zapisem stężeń ozonu dokonywanym przy pomocy miernika (UV O₃-Thermo Environmental Model 49C). Pomiar ciągły pokazuje, jakie są przebiegi stężeń ozonu w ciągu godziny, doby, czy miesiąca. Dowiadujemy się z niego, kiedy wystąpiły i jak długo się utrzymywały wartości maksymalne, jak i minimalne. Pomiar ciągły jest również konieczny do kalibracji wyników uzyskanych z pomiarów pasywnych.



Ryc. 2. Próbniki pasywne do pomiaru ozonu (OGAWA & Co., Pompano Beach, FL, USA).

BADANIA OZONU PRZYGRUNTOWEGO W POLSCE

Jeśli pominąć badania wykonane w drugiej połowie XIX w. (DEGÓRSKA i współaut. 1996), współczesne pomiary ozonu przygruntowego wykonywane są od niedawna (początek lat 90.). Zapoczątkowano je w Krakowie i rejonie dawnego województwa krakowskiego (BYTNEROWICZ i współaut. 1993; GODZIK 1997a, b, 1998a, 2000; TURZAŃSKI i PAULI-WILGA 1999), a następnie przeniesio-

no je poza tereny miejskie i podmiejskie oraz do obszarów chronionych – wybranych parków narodowych (BYTNEROWICZ i współaut. 1998, 2002; GODZIK 1998b, 2000). Badania te są prowadzone w ramach programów międzynarodowych sponsorowanych przez US Forest Service i II Fundusz im. Marii Skłodowskiej-Curie.

STĘŻENIA OZONU PRZYGRUNTOWEGO W PARKACH NARODOWYCH

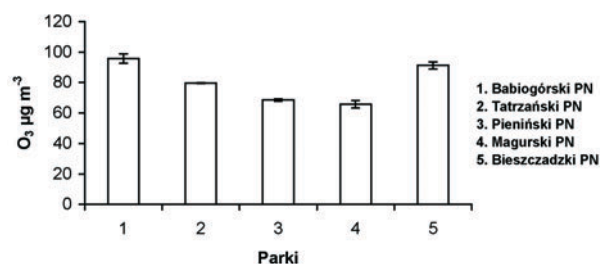
NIZINNE I GÓRSKIE PARKI NARODOWE W POLSCE (SEZON WEGETACYJNY 1996)

Stężenia ozonu przygruntowego mierzono w czterech parkach narodowych położonych na transekcie poprowadzonym z południowego zachodu (park Karkonoski) i południa (park Babiogórski), poprzez centrum (park Kampinoski), ku północno-wschodnim obszarom naszego kraju (park Białowiecki). Okazało się, że średnie stężenia ozonu za okres od 1 czerwca do 30 września wyraźnie malały wzdłuż tego transektu. Najwyższe stężenia ozonu występowały w parkach górskich (Karkonoski – $48 \mu\text{g m}^{-3}$; Babiogórski – $46 \mu\text{g m}^{-3}$), nieco niższe w nizinnym parku Kampinoskim ($40 \mu\text{g m}^{-3}$) i dwukrotnie niższe, w stosunku do parku Karkonoskiego, w parku Białowieckim ($25 \mu\text{g m}^{-3}$). Taki rozkład przestrzenny stężenia ozonu jest zgodny ze stopniem uszkodzenia drzewostanów (WAWRZONIAK i współaut. 1996, 2000; ELVINGSON 1998).

PARKI NARODOWE W KARPATACH (REPUBLIKA CZECH, SŁOWACJA, POLSKA, UKRAINA, RUMUNIA; SEZONY WEGETACYJNE 1996–1999)

Stężenia ozonu przygruntowego były mierzone metodą pasywną, w trzech kolejnych sezonach wegetacyjnych (1997–1999), w 26 stanowiskach leśnych rozmieszczonych w całym łuku Karpat (Ryc. 3). W dwóch stanowiskach był dokonywany również pomiar ciągły ozonu. Średnie stężenia ozonu za okres wegetacyjny wahały się od 40 do ponad $100 \mu\text{g m}^{-3}$ (BYTNEROWICZ i współaut. 1998, 2002). Stężenia dwutygodniowe były najwyższe ($> 100 \mu\text{g m}^{-3}$) w Karpatach Zachodnich; w Karpatach Wschodnich i Południowych były niższe, ale przekraczały na ogół $80 \mu\text{g m}^{-3}$ (Ryc. 3). W kar-

packich parkach narodowych położonych w Polsce (Babiogórskim, Tatrzańskim, Pienińskim, Magurskim i Bieszczadzkim), gdzie pomiary prowadzono w latach 1996–1999, stężenia ozonu były również zróżnicowane (GODZIK 1998b, 2000; BYTNEROWICZ i współaut. 2002) (Ryc. 4). Zróżnicowanie to



Ryc. 4. Średnie dla sezonów wegetacyjnych (1997–1999) stężenia ozonu ($\pm$ SD) w górskich parkach narodowych

było związane głównie z położeniem stanowisk (wysokość nad poziomem morza, relief terenu). Wysokie stężenia ozonu w Bieszczadzkim Parku Narodowym odległym od ośrodków miejsko-przemysłowych, były spowodowane obecnością w dolnej warstwie troposfery tlenków azotu i lotnych związków organicznych pochodzących z wypalarni węgla drzewnego, których ponad 200 jest zlokalizowanych na całym obszarze Bieszczad.

TATRZAŃSKI PARK NARODOWY (POLSKA – TPN, SŁOWACJA – TANAP; SEZONY WEGETACYJNE 1998–2000)

Stężenia ozonu przygruntowego, mierzone również metodą pasywną, w 18 stanowiskach rozmieszczonych w polskiej i słowackiej części Tatr wykazywały duże zróżnicowanie w zale-



Ryc. 3. Średnie dla sezonu wegetacyjnego (maj–wrzesień 1998) stężenia ozonu w Karpatach.

żności od warunków lokalnych (wysokość nad poziomem morza, temperatura, opady, itp.) oraz od okresu pomiaru (miesiąc, rok). Średnie stężenia ozonu za okres wegetacyjny (1 maj – 30 wrzesień) w latach 1998–2000 wynosiły od 64 do 122 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Tabela 1). Najwyższe stężenia ozonu stwierdzono w polskiej części Tatr na

tych pomiarów najwyższe stężenia godzinne w poszczególnych miesiącach wahały się od 160 do 200 $\mu\text{g m}^{-3}$, a średnie miesięczne stężenia osiągały wartość 100 $\mu\text{g m}^{-3}$. Krzywe przebiegu dobowych stężeń ozonu były odmienne dla obu stacji. Na Równi Krupowej minimalne stężenia występujące w nocy były często bliskie

Tabela 1. Stężenia ozonu przygruntowego ($\mu\text{g m}^{-3}$) w Tatrach polskich i słowackich oraz na Gubałówce.

A – zakresy stężeń dla dwutygodniowych okresów ekspozycji próbników pasywnych, B – wartości średnie dla sezonów wegetacyjnych.

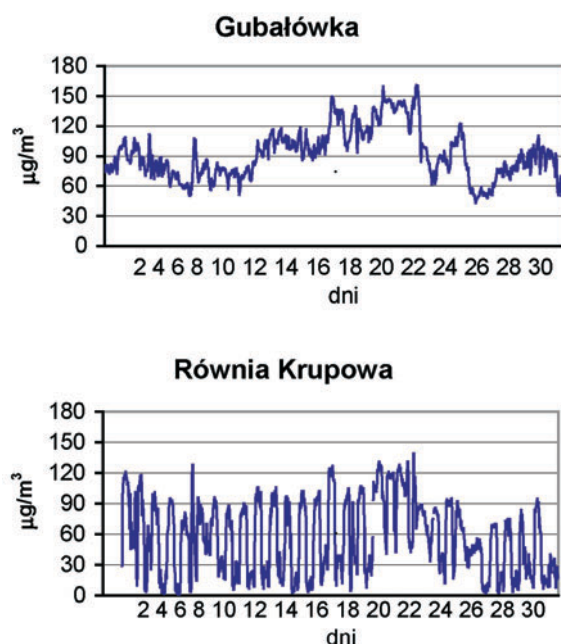
Stanowisko	Wysokość m n. p. m.	1998		1999		2000	
		A	B	A	B	A	B
Gubałówka	1120	43–106	90	63–122	90	78–116	94
Dolina Chochołowska	1340	78–118	100	56–107	84	59–123	98
Dolina Kościeliska	1050	59–88	72	53–102	76	41–120	76
Sarnia Skala	1370	83–116	98	78–118	91	61–200	109
Mała Krokiew	1360	80–123	101	63–118	90	59–157	101
Morskie Oko	1410	80–103	90	61–100	74	60–121	93
Głodówka	1080	67–107	85	58–97	80	52–106	84
Biela Skala	870	76–113	97	66–104	85	61–127	97
Rohacska Dolina	1370	79–127	100	72–108	83	69–126	97
Podbanske	1240	75–121	96	48–119	77	72–125	94
Strbske Pleso I	1350	75–125	104	46–124	92	68–138	105
Strbske Pleso II	1560	–	–	74–131	90	68–132	106
Vysne Hagi I	1160	58–89	78	54–92	69	41–99	74
Vysne Hagi II	1480	–	–	77–114	94	60–129	101
Skalnate Pleso	1770	98–127	112	74–140	102	85–138	112
Start	1230	85–190	121	85–157	122	39–192	122
Stara Lesna	810	47–83	64	50–87	66	31–90	70
Javorina	1170	–	–	49–100	83	60–133	99

Małej Krokwi i Sarniej Skale, a także na przyległej do Tatr Gubałówce. Wszystkie te stanowiska usytuowane były na szczytach, w miejscach dobrze nasłonecznionych i przewietrzanych. W Tatrach słowackich maksymalne wartości występowały też na najwyżej położonych stanowiskach (Tabela 1). Najniższe stężenia ozonu rejestrowano natomiast w niższej położonych, mniej wystawionych na działanie promieni słonecznych i osłoniętych od napływu zanieczyszczeń dolinach. W dwóch stanowiskach (Gubałówka, Równia Krupowa-Zakopane) stężenia ozonu przygruntowego określano również metodą ciągłą. Według

zeru, podczas gdy na Gubałówce z reguły nie spadały poniżej 40 $\mu\text{g m}^{-3}$ (Ryc. 5). Jest to związane z rozkładem ozonu w ciągu nocy wskutek reakcji z tlenkiem azotu, którego stężenie w mieście jest zwykle wyższe niż w stanowiskach pozamiejskich.

TATRY WYSOKIE – OBIEKT WIELOSTRONNYCH BADAŃ PRZYRODNIKÓW POLSKICH I SŁOWACKICH

Badania poziomu ozonu przygruntowego, a także dwutlenku siarki (SO_2) i dwutlenku azotu (NO_2), koncentrują się obecnie w Tatrach

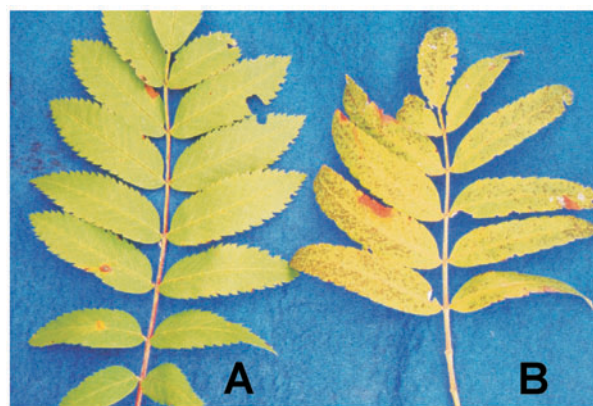


Ryc. 5. Porównanie dobowych przebiegów stężeń ozonu na stacji Gubałówka i Równia Krupowa w sierpniu 2000 roku

Wysokich. Są one prowadzone w górnoregłowych borach świerkowych i świerkowo-moдрzewiowych reprezentujących zarówno drzewostany naturalne, jak i przekształcone przez człowieka. Obok pomiarów zanieczyszczeń powietrza, w kilku stanowiskach prowadzone są pomiary meteorologiczne (temperatura, opady, siła i kierunki wiatrów, natężenie promieniowania całkowitego i UV-B i inne), prace botaniczne: florystyczno-fitosocjologiczne, dendrologiczne, genetyczne, szacowanie uszkodzeń drzewostanów, badanie populacji owadów masowo pojawiających się (szczególnie kornika drukarza) w drzewostanach osłabionych i wreszcie badania chemiczne wybranych wskaźników roślinnych i ściółki leśnej. Wyniki tego szerokiego programu powinny pomóc w wytłumaczeniu przyczyn zmian zachodzących w drzewostanach, w poznaniu zależności pomiędzy zanieczyszczeniami powietrza (w tym przede wszystkim poziomu ozonu) a czynnikami meteorologicznymi, siedliskowymi i genetycznymi.

USZKODZENIA ROŚLIN W PARKACH NARODOWYCH

Stężenia średnie ozonu dla okresu wegetacyjnego były w większości badanych stanowisk wyższe niż $60 \mu\text{g m}^{-3}$ przekraczały też wartości wskaźnika AOT40. Zatem istnieje w tych terenach zagrożenie dla wrażliwych na ozon gatunków roślin. Potencjalne uszkodzenia ozonowe są stwierdzane na liściach roślin występujących w lasach tatrzańskich lub na ich obrzeżach. Reprezentują je m. in. limba (*Pinus cembra*), jarzębina (*Sorbus aucuparia*) (Ryc. 6), jaskry (*Ranunculus repens* i *R. lanuginosus*), starzec (*Senecio subalpinus*). W innych parkach narodowych (Pieniński, Magurski, Bieszczadzki) potencjalnymi roślinami wskaźnikowymi dla ozonu są również leszczyna (*Corylus avellana*), bez koralowy (*Sambucus racemosa*), olcha szara (*Alnus incana*), borówka czarna (*Vaccinium myrtillus*), goryczka (*Gentiana asclepiadea*), chaber (*Centaurea jacea*), a z roślin nierodzimych, zawleczonych do Polski, niecierpek drobnokwiatowy (*Impatiens parviflora*). Uszkodzenia wymienionych gatunków są zbliżone w wielu przypadkach do opisywanych przez INNES i współaut. (1997,



Ryc. 6. Jarzębina (*Sorbus aucuparia*).

A – liść zdrowy, B – liść uszkodzony przez O_3 .

1998, 2001), SKELLY'EGO i współaut. (1998, 1999) oraz COZZI'EGO i współaut. (2000). Przeprowadzone eksperymenty w kontrolowanych warunkach laboratoryjnych (University of Massachusetts) potwierdziły wartość wskaźnikową kilku gatunków roślin (MANNING i współaut. 2002; Godzik i Manning, dane niepublikowane).

WNIOSKI

Stężenia ozonu przygruntowego w parkach narodowych określane metodą pasywną i ciągłą przekraczają w większości stanowisk przyjęte normy. Istnieje zatem potencjalne zagrożenie wrażliwych gatunków roślin występujących w parkach narodowych, szczególnie w parkach górskich. Wiele gatunków roślin

występujących w tych parkach wykazuje symptomy uszkodzeń spowodowanych przez ozon. U kilku z nich efekt taki został potwierdzony w badaniach eksperymentalnych. Dalszy wzrost stężeń ozonu będzie prawdopodobnie potęgować szkodliwy wpływ ozonu na rośliny.

GROUND LEVEL OZONE CONCENTRATION AND ITS EFFECT ON PLANTS OF POLISH NATIONAL PARKS

S u m m a r y

Ozone concentrations were determined during the 1997–1999 growing seasons in 26 forest sites of the Carpathian Mountains using passive samplers (Ogawa & Co, Pompano Beach, FL, USA). In addition, in two western Carpathian sites ozone was continuously monitored (UV O₃ Thermo Environmental Model 49C). Highest hourly ozone concentrations reached 160 and 200 $\mu\text{g m}^{-3}$; ozone concentrations fluctuated over the whole growing seasons between 40 and 100 $\mu\text{g m}^{-3}$ and showed significant differences between individual monitoring years, monitoring periods and geographic location of the sites. The highest ozone concentrations appeared in Western Carpathians. In the Tatra Mountains (18 forest sites in Polish and Slovak parts) ozone concentrations fluctuated over the whole season between 65 and 122 $\mu\text{g m}^{-3}$, av-

erage monthly concentrations reached 100 $\mu\text{g m}^{-3}$, and the highest 1-hour concentrations were close to 200 $\mu\text{g m}^{-3}$. The sites equipped with active monitors showed different patterns of diurnal ozone distribution. The results of studies show that high ozone concentrations appeared in many parts of the Carpathian range, and potential phytotoxic effects of ozone on forest stands (trees, herb layer) can be expected to appear on almost the entire territory of the Carpathian Mountains. The following species showed ozone-like injury symptoms: *Pinus cembra*, *Sorbus aucuparia*, *Corylus avellana*, *Sambucus racemosa*, *Ranunculus repens* and *R. lanuginosus*, *Senecio subalpinus*, *Vaccinium myrtillus*, *Gentiana asclepiadea*, *Centaurea jacea*, *Impatiens parviflora*.

LITERATURA

- COZZI A., FERRETTI M., INNES J. L., 2000. *Sintomi fogliari attribuibili ad ozono sulla vegetazione spontanea in Valtellina*. Monti e Boschi 51, 42–49.
- BYTNEROWICZ A., MANNING W. J., GROSJEAN D., CHMIELEWSKI W., DMUCHOWSKI W., GRODZIŃSKA K., GODZIK B., 1993. *Detecting ozone and demonstrating its phytotoxicity in forested areas of Poland: a pilot study*. Environ. Pollut. 80, 301–305.
- BYTNEROWICZ A., GRODZIŃSKA K., GODZIK B., KRYWULT M., 1998. *Monitoring of tropospheric ozone and evaluation of its effects on forests in the Carpathian Mountains*. Proceeding of the ILTER Regional Workshop, 16–18 September 1998, Mądralin (Poland), International Centre of Ecology, PASci., US LTER Network Office, Dziekanów Leśny, 143–151.
- BYTNEROWICZ A., GODZIK B., FRĄCZEK W., GRODZIŃSKA K., KRYWULT M., BADEA O., BARANCOK P., BLUM O., ERNY M., GODZIK S., MANKOVSKA B., MANNING W., MORAVCIK P., MUSSELMAN R., OSZLANYI J., POSTELNICU D., SZDZUJ J., VARSANOVA M., ZOTA M., 2002. *Distribution of ozone and other pollutants in forests of the Carpathian Mountains in central Europe*. Environ. Pollut. 116, 3–25.
- DEGÓRSKA M., RAJEWSKA-WIĘCH B., KRZYŚCIN J., 1996. *Seria obserwacji ozonu przyziemnego wykonana w Krakowie w latach 1854–1878 i próba oceny jej współczesnej wartości*. Publs. Inst. Geophys. Pol. Acad. Sc., M-18, 55–60.
- ELVINGSON P., 1998. *Damage has steadily increased*. Acid News 4, 14.
- FUHRER J., SKÄRBY L., ASHMORE M., 1997. *Critical levels for ozone effects on vegetation in Europe*. Environm. Pollut. 97, 91–106.
- GODZIK B., 1997a. *Surface ozone concentrations in southern Poland: tobacco cultivar exposure study*. Fragm. Flor. Geobot. 42, 161–172.
- GODZIK B., 1997b. *Ground level ozone concentrations in the Kraków region, southern Poland*. Environm. Pollut. 98, 273–280.
- GODZIK B., 1998a. *Ozone concentrations in the Kraków Province in 1996*. Fragm. Flor. Geobot. 43, 159–168.
- GODZIK B., 1998b. *Tropospheric ozone concentrations in mountain parks in Poland and their effects on the plants*. Fragm. Flor. Geobot. 43, 169–179.
- GODZIK B., 2000. *The measurement of tropospheric ozone concentrations in southern Poland using the passive samplers and plant bioindicators*. Archiwum Ochrony Środowiska 26, 7–19.
- GUDERIAN R., 1985. *Air pollution by photochemical oxidants. Formation, transport, control, and*

- effects on plants*. Ecological Studies 52. Springer Verlag.
- GUS (Główny Urząd Statystyczny), 2001. *Ochrona Środowiska 2001*. Warszawa.
- INNES J. L., SKELLY J. M., LANDOLT W., HUG C., SNYDER K. R., SAVAGE J. E., 1997. *Development of visible injury on the leaves of Prunus serotina in Ticino, southern Switzerland, as a result of ozone exposure. Preliminary studies*. [W:] *Exceedances of critical loads and levels*. G. SOJA, KNOFLACHER M. (red.) Forschungszentrum Seibersdorf, Vienna, 146–154.
- INNES J. L., SKELLY J. M., CHERUBINI P., 1998. *L'ozono causa danni nel bosco ticinese*. Mostra itinerante. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research. Birmensdorf.
- INNES J. L., SKELLY J. M., SCHAUB M., 2001. *Ozone and broadleaves species. A guide to the identification of ozone-induced foliar injury*. Bern, Stuttgart, Wien, Haupt, 1–136.
- KRUPA S. V., MANNING W. J., 1988. *Atmospheric ozone: formation and effects on vegetation*. Environ. Pollut. 50, 101–137.
- MANNING W. J., GODZIK B., MUSSELMAN R., 2002. *Potential bioindicator plant species for ambient ozone in forested mountain areas of central Europe*. Environ. Pollut. 119, 283–290.
- SKELLY J. M., INNES J. L., SNYDER K. R., SAVAGE J. E., HUG C., LANDOLT W., BLEULER P., 1998. *Investigations of ozone induced injury in forests of southern Switzerland: Field surveys and open-top chamber experiments*. Chemosphere 36, 995–1000.
- SKELLY J. M., INNES J. L., SAVAGE J. E., SNYDER K. R., VANDERHEYDEN D., ZHANG J., SANZ M. J., 1999. *Observation and confirmation of foliar ozone symptoms on native plant species of Switzerland and southern Spain*. Water, Air, and Soil Pollution 116, 227–234.
- STANNERS D., BORDEAU P., 1995. *Europe's environment. The Dobris assessment*. European Environmental Agency. Copenhagen 1995, 547–551.
- OBREBSKA-STARKEL B., STARKEL L., 1991. *Efekt cieplarniany a globalne zmiany środowiska przyrodniczego*. Zeszyty Instytutu Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN 4, 1–71.
- TURZAŃSKI K. P., PAULI-WILGA J., 1999. *Report on the environment in Kraków 1994–1998. Current status and trends*. The Environmental Monitoring Library, Kraków.
- WAWRZONIAK J., MAŁACHOWSKA J., WÓJCIK J., LEWIŃSKA A., 1996. *Stan uszkodzenia lasów w Polsce w 1995 r. Na podstawie badań monitoringowych*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- WAWRZONIAK i współaut., 2000. *Forest condition in Poland in 1999*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.