

国立公害研究所研究報告 第108号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 108, 1987.

植物の大気環境浄化機能に関する研究

Studies on the Role of Vegetation as a Sink of Air Pollutants

昭和57～60年度 特別研究総合報告

Final Report in 1982-1985

菅原 淳¹・相賀一郎² 編

Edited by K. SUGAHARA and I. AIGA

¹生物環境部

Environmental Biology Division

²技術部

Engineering Division

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

工場や自動車からの排ガス浄化技術の発達や、大気汚染防止のための様々な施策によって、大気汚染は軽減され、被害もほとんどなくなったと思われています。しかし、実際には大気汚染によると思われる植物の被害は、必ずしも減少しておりません。確かに、我が国における大気中の亜硫酸ガス濃度は著しく減少し、環境基準値を越える地域は見られなくなっていますが、光化学オキシダントの主成分であるオゾンや二酸化窒素の濃度は依然高く、対応が必要です。このような大気中の有害汚染物質を除去し大気を浄化するための方策を見出すことは、人間の生活環境を改善するために緊急を要するものです。

植物は光合成作用によって大気中の炭酸ガスを吸収すると同時に、大気汚染物質をも植物体内に吸収する作用があります。このため、植物をエアークリナーとして大気環境を浄化するために利用する考えがあります。しかし、植物の大気汚染物質吸収能力がどの程度で、植物の種類によって吸収力にどれだけの差があるのか、また、吸収した大気汚染物質を解毒する能力がどの様なものかに関する基礎的知識が十分でないために、都市や工場地帯の緑地が大気環境改善にどれほど貢献しているのかに関する知見は極めて乏しい状態でした。そこで、国立公害研究所において、昭和57年度より特別研究「植物の大気環境浄化機能に関する研究」を開始致しました。

本報告書は、昭和60年刊行の中間報告書に発表した昭和58年までの研究成果と、その後の研究によって明らかになった研究成果を総括することを目的としてまとめたものです。すなわち、植物による大気汚染物質の吸収の機作、吸収の植物種間、または系統間の差、吸収した大気汚染物質の挙動や解毒機構等について、我々が本特別研究によって解明した事象を中心に概説し、各々の研究課題において、どこまでが解明され、残された問題点は何かを明らかにすることに努めました。本研究の成果を基礎として、さらにバイオテクノロジーを利用した大気環境指標植物の開発に向かって研究を進める所存です。

本研究を推進する上で多くの大学、試験研究機関の研究者の方々に多大な御指導と御助言を賜り、4年間にわたる研究を滞りなく終えることができましたことに感謝致します。今後とも、皆様からの御叱責、御教示を期待する次第であります。また、本報告書が大気環境改善の施策を遂行する上で役に立ち、各方面で活用されることを期待するものであります。

昭和61年12月

国立公害研究所
所長 江上信雄

目 次

I 研究の目的と成果の概要	1
菅原 淳	
II 植生の大気汚染質吸収能に関する研究	
1. 植物の生産力に基づく各種植物群落のガス吸収量の評価	19
(戸塚 績)	
2. 大気浄化能力の植物種間差	25
(古川昭雄)	
3. 広葉樹の大気浄化能力の評価	33
(藤沼康実)	
4. 緑地の大気汚染浄化能	41
(青木正敏・戸塚 績・鈴木義則・森岡 進)	
5. 大気と植物のガス交換	53
(原藺芳信・大政謙次)	
6. 土壌による汚染大気中のエチレン除去能力	73
(沢田信一・戸塚 績)	
III 植生の大気浄化能の評価法に関する研究	
1. ^{15}N 希釈法による植物の NO_2 吸収能の評価	89
(岡野邦夫)	
2. 蘚苔類による大気環境評価法の検討	103
(清水英幸)	
3. 大気浄化植物の計測と診断	123
(大政謙次)	
4. 大気環境評価のための高等植物の有用性	143
(藤沼康実)	
IV 植物による大気汚染質の解毒機能に関する研究	
1. NO_2 の植物毒性和亜硝酸代謝について	155
(島崎研一郎)	

2. 二酸化窒素の解毒代謝過程の調節機構	167
(竹内裕一)	
3. 大気汚染ガスによる活性酸素防御系酵素の誘導	179
(田中 淨)	
V 植物の大気汚染質に対する抵抗性とガス吸収能力に関する研究	
1. 大気汚染ガスによる植物の蒸散変化と植物ホルモン	187
(近藤矩朗)	
2. 大気汚染ガスによる緑葉の膜脂質変動と植物の大気汚染ガス抵抗性	199
(神 剛)	
3. 大気汚染に対する感受性の植物種間差	211
(古川昭雄)	
4. 大気汚染物質に対する植物の適応的生長反応	225
(岡野邦夫)	
5. SO ₂ , NO ₂ , O ₃ の複合汚染と植物の葉面拡散 コンダクタンス	239
(名取俊樹)	
VI 植生の成立過程に関する研究	
1. 都市域における植生の成立過程のモデル化	245
(可知直毅)	

CONTENTS

I	Outlines of the Research Project "Studies on the Role of Vegetation as a Sink of Air Pollutants"	1
	(Kiyoshi SUGAHARA)	
II	Capacity of Air Pollutants Uptake by Vegetations	
	1. The evaluation of absorption capacity of air pollutants by plant communities based on the production of vegetation	19
	(Tsumugu TOTSUKA)	
	2. Heritable differences in cleansing capacity of air pollutants by plants	25
	(Akio FURUKAWA)	
	3. Evaluation of absorption capacity in broad-leaved trees	33
	(Yasumi FUJINUMA)	
	4. Estimation of the capacity of vegetation for cleaning atmosphere	41
	(Masatoshi AOKI, Tsumugu TOTSUKA, Yoshinori SUZUKI and Susumu MORIOKA)	
	5. Gas exchange between atmosphere and plants	53
	(Yoshinobu HARAZONO and Kenji OMASA)	
	6. Estimation of ethylene removal capacity by soil acting as a natural sink in polluted atmosphere	73
	(Shinichi SAWADA and Tsumugu TOTSUKA)	
III	Methods for Evaluating Air Pollutants Uptake by Vegetations	
	1. Absorption ability of atmospheric NO ₂ by plants estimated by ¹⁵ N dilution method	89
	(Kunio OKANO)	
	2. Method for evaluating the quality of atmosphere by bryophytes	103
	(Hideyuki SHIMIZU)	

3. Measurement and evaluation of plants absorbing air pollutants	123
(Kenji OMASA)	
4. Availability of higher plants for evaluating air quality	143
(Yasumi FUJINUMA)	
 IV Detoxication of Air Pollutants Absorbed by Plants	
1. Phytotoxicity of NO ₂ and metabolism of nitrite	155
(Kenichiro SHIMAZAKI)	
2. Control mechanism of NO ₂ -detoxicating process	167
(Yuichi TAKEUCHI)	
3. Induction of enzymes in leaves fumigated with air pollutants	179
(Kiyoshi TANAKA)	
 V Resistance of Plants to and Uptake of Air Pollutants	
1. Changes in transpiration rate caused by air pollutants and contents of phytohormones	187
(Noriaki KONDO)	
2. Changes in membrane lipids in plant cells by air pollutants	199
(Takeshi SAKAKI)	
3. Interspecific differences in resistance of photosynthesis to air pollutants	211
(Akio FURUKAWA)	
4. Adaptive growth responses of plants to air pollutants	225
(Kunio OKANO)	
5. Effects of SO ₂ , NO ₂ , and O ₃ singly or in combination on stomatal aperture	239
(Toshiki NATORI)	
 VI Regeneration Process of Plant Communities	
1. Modeling of plant succession in urban area	245
(Naoki KACHI)	

SUMMARY

The purpose of this project is to clarify the function of vegetation for ameliorating polluted atmospheric environment. The plants that have a high capacity of air pollutant absorption and a high ability of detoxication of toxic products produced by the air pollutants absorbed are most useful for the continuous elimination of the air pollutants.

The capacity of plants to uptake air pollutants was investigated in various broad-leaved trees by measuring transpiration rates and was evaluated in plant communities on the basis of plant productivity. The absorption capacity of vegetation in the field was also determined in a plant community in the park and rice field in the suburbs by making the experimental model formula concerning solar radiation, gas concentration and wind velocity. The transportation of air pollutants between atmosphere and vegetation was investigated using a simulation model of plant community, which was made by measuring the direction and velocity of wind, shape of leaf, structure of community, etc. in the facility of plant environment simulator.

The application of ^{15}N dilution method to evaluate the NO_2 absorption by plant and methodology for evaluating the quality of atmosphere using bryophytes and higher plants, that are sensitive to air pollutants, were discussed. Furthermore, image instrumentation of plants was summarized. Using this instrument, the physiological informations such as transpiration rate, stomatal diffusive resistance, air pollutant sorption (by thermal infrared image) or photosynthetic electron transport activity and content of photosynthetic pigment (by chlorophyll fluorescence image) can be estimated easily under intact conditions.

The detoxication mechanism of toxic substance produced by air pollutants absorbed into plant tissues was investigated. Phytotoxicity of NO_2 and metabolism of nitrite was analysed and control mechanism of enzyme activity was demonstrated during NO_2 detoxicating process in the nitrogen metabolism system. Furthermore, detoxication of active oxygen under O_3 exposure was clarified. The detoxicating enzyme was induced under the exposure to low concentration of O_3 , under which little visible injury could

Summarized by Kiyoshi SUGAHARA, Director of Environmental Biology Division

be induced, and plants increased the resistance to O₃ toxicity.

Resistance of plants to air pollutants in relation to stomatal reaction and metabolism of glycolipids composed membrane structure was analysed and adaptive growth response under polluted atmosphere was also investigated.

Based on these results, the selection of useful plants as a sink of air pollutants and the role of vegetation as an air pollutant filter were discussed.

The results obtained from this research project were published in 44 research papers and presented 76 oral speeches as shown in the attached list. A part of the results, obtained in 1982-1983, also published as a research report of this institute No. 82, 1985.

The new knowledges and methods obtained in this research project will contribute to the plans for greening urban areas to ameliorate the polluted atmospheric environment by vegetation.

I 研究の目的と成果の概要

大気環境汚染の現況について見ると、 SO_2 濃度は年々減少し、環境基準を達成する地域が増加してきたが、 NO_2 濃度は多くの都市域で減少せず、横ばいか、あるいはむしろ増加の傾向を示している。また、光化学二次汚染物質のオキシダント濃度も、大気拡散との関連で、都市周辺においても上昇していることが明らかになっている。このように、移動発生源である自動車排ガスに起因する汚染物質の規制が、経済活動との兼ね合いで、なかなか達成できない現況において、発生源規制以外にも、大気環境改善のための有効な手だてをとるべき必要に迫られている。

一方、これまでの一連の特別研究により、植物の種類によっては、多量の汚染物質を吸収し、体内でこれらの汚染物質を無毒化し、高い抵抗性を示すことが明らかにされている。このような性質を持った植物は、大気を浄化する能力があると考えられる。

このような背景に立って、本研究は、複合大気汚染環境における植物の大気浄化機能を解明し、都市域の緑化及び悪化した大気環境の改善の施策に寄与することを目的として、生物環境部生理生化学研究室、陸生生物生態研究室、技術部生物施設管理室及び環境情報部情報システム室が協力して、昭和57~60年の4か年間にわたり実施したものである。

本研究で得られた成果は本文の終わりにまとめられているように、一部は当所の研究報告第82号として昭和60年3月に刊行された。さらに、種々の学会誌、学術誌に印刷発表として44編、また各種学会、シンポジウムにおいて口頭発表76編として公表された。

本報告は、植物個体及び群落の大気汚染質吸収能力の解析と評価、吸収された汚染質の解毒機能の解析、これらのガス吸収能力と抵抗性との関係、植生による大気浄化能力の評価及び都市域における植生の成立過程等の研究課題について、4か年に得られた研究成果を中心に、これに関連した知見を加味してまとめている。

植物が大気を浄化するための第一条件は、汚染ガスをなるべく多く吸収することである。このためには気孔開度が重要である。植物は気孔から大気中の CO_2 を取り込み、光合成を行って生命維持に必要な物質を合成し、その際生じる O_2 を気孔から放出する。また、この気孔から水蒸気を放出し、体温調節や根からの養分吸収を行っている。このようなガス交換の際に、大気中の汚染ガスが同じ経路で取り込まれるので、汚染ガス吸収能力は気孔開度に依存する。一方、気孔開度は蒸散速度を制御する。したがって、蒸散速度とガス吸収量の関係を調べておけば、蒸散速度を測定することによりガス吸収能力を推定できる。

吸収がよく行われるためには、汚染ガスの細胞の表面を覆っている水への溶解度や細胞内での

執筆担当者：菅原 淳（生物環境部 部長）

代謝活性も重要である。気孔が開いていても溶解度が低い場合、大気と気孔内間にガス濃度の落差が生じにくいいため、吸収は極めて悪くなる。溶解度の低い一酸化窒素(NO)が植物によって吸収されにくいのは、このためである。 NO_2 、 SO_2 及び O_3 などは細胞液に溶解し、通常野外で観測される程度のガス濃度では、気孔を介して侵入する量に比べて体内に取り込まれる量が十分に大きいので連続的に吸収される。しかし、大気中のガス濃度が高く、細胞液に溶解した汚染ガスが高濃度に蓄積されるようになると、生理機能が障害され、障害が現れる。

第二の条件は、体内に取り込まれた汚染ガスから生じる有毒物質を十分に解毒できることである。これまでの研究で障害発現に活性酸素や亜硝酸イオンが関与していることが明らかになったが、これらを消去する酵素系や代謝系が十分稼働しておれば、障害を受けない。このような高い解毒機能を備えた植物が見いだされており、多量に汚染ガスを吸収しても高い抵抗性を示す。このような植物は大気浄化に有効である。ちなみに、汚染ガスに接触すると素早く気孔を閉じて汚染ガスの侵入を防ぎ、高い抵抗性を示すものがある。このような植物は抵抗性が高くても浄化能力は低いと考えられる。

上述の条件に関連して行われた研究の主な成果は次のとおりである。

植生の汚染ガス吸収能に関する研究では、まず、植生の光合成生産力から吸収量を評価している。植物群落は光合成のために CO_2 を取り込むと同時に汚染ガスも取り込むので、両者の吸収速度の比は群落構造や葉面積指数に無関係に一定であると考え、アルファルファ群落について得られた両者の比を用いて、既知の植生の年間総 CO_2 吸収速度(総生産量)をもとに、汚染ガス吸収能力を推定している。例えば、日本の大都市域大気中の平均 SO_2 濃度 0.012ppm 、 CO_2 濃度 320ppm では、全国の水稲で平均して年間1ヘクタール当たり18トンの SO_2 を吸収すると算出している。この手法は、汚染ガス濃度が植物に障害を与えないような低濃度の場合、十分利用できる。

また、蒸散速度から吸収能力を評価する研究も行われ、野外条件下でボロメータ法により、蒸散速度の指標となる気孔拡散抵抗を測定し、ガス吸収能力を推定している。広葉樹43科113種(落葉樹78種、常緑広葉樹35種)及び落葉広葉樹であるボブラ62クローンを調べた結果、①同一科や種内でも樹種間、クローン間差が大きい、②常緑樹より落葉樹で能力が大きい、③光要求性の高い樹種(陽樹)で能力が大きい、④葉面積密度が大きい程能力が大きい、⑤生育履歴も含めて、生育環境に大きく影響されることが明らかになった。

一方、野外に緑地として、公園内樹林(大阪城公園内樹林、樹高約10.5m、葉面積指数約5.5、ケヤキ、クスノキ、イチヨウが主体)及び水稲田(山口県新南陽市の工場地帯に近接、草丈約70m、葉面積指数約4.3、出穂直前の生育ステージ)、さらに比較のため水田隣接の裸地(畑地)を選定し、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 及び CO_2 濃度を7月下旬~8月中旬にわたって熱収支法により野外実

測した。この結果、日射量が大きいとガス吸収速度も大きくなり、風速の増大も吸収速度を増大させる傾向を示した。これらの結果から、種々の植生について日射量、ガス濃度及び風速のデータから植生のガス吸収速度を概算する経験モデル式を作成した。この成果は都市の緑地を積極的に利用した大気環境浄化を行うための公園緑地等の計画策定に際し、貴重な参考資料となろう。

上述のように、汚染ガス吸収能力は植物の種類により差がある。この種間差を決めている要因について、環境要因（ガスの種類、濃度、光、温度、湿度、風速等）と植物要因（細胞へのガス溶解度、葉形状、水分状態、葉齢、栄養状態、ガスへの気孔反応等）が列挙され、検討が行われた。この結果、例えば、気孔反応が鈍感なボブラを用いた暴露実験で、ガスの収着（吸収+吸着）速度の変化から、 SO_2 では葉面吸着が起こっている反面、 O_3 は吸着せずに気孔からのみ吸収されていることが示され、また、低濃度ガス条件下では、街路樹のなかで、サクラ、ケヤキが O_3 をよく吸収することが示された。

また、群落によるガス吸収に関連して、大気から群落内葉表面に至るガス拡散輸送現象を、自然環境シミュレータ内にモデル群落を設定して検討した。ワイ性のイネ、ケヤキ、セイタカアワダチソウの3種の構造の異なる群落について、風速と同時に CO_2 、 NO_2 （イネとケヤキのみ）の濃度の鉛直分布を測定した結果、植物の草型や群落構造自体と気流特性とが相互に作用しあって、植物群落によるガスの吸収を特徴づけていることが明らかになった。また、群落内では個々の葉にできる葉面境界層が葉の気流方向への迎え角や風速によって変動し、ガス交換に大きな影響を与えることが示された。

植生の大気浄化能の評価法に関する研究では、 ^{15}N 希釈法による植物の NO_2 吸収能の評価が行われた。この方法の原理は、あらかじめ ^{15}N で標識された植物が大気中の NO_2 を吸収し固定すれば、その固定量に応じて植物組織中の ^{15}N 濃度が希釈され、この希釈度から NO_2 吸収量を定量することにある。この手法の妥当性、影響要因について検討を行い、長期間にわたる植物の NO_2 吸収量を定量的に明らかにすることができた。例えば、ある種のボブラは大気中の NO_2 濃度0.06ppmの時、1日に葉面積 $100cm^2$ 当たり約0.2mgの NO_2 を吸収することが算出された。この手法により野外での NO_2 吸収量が定量できれば、大気浄化能の推定だけでなく、大気環境のモニターにも利用できるもので、現在さらに研究を進めている。

また、サーマルカメラによる葉温の計測から、蒸散速度さらには吸収速度を求める画像計測手法が開発され、大気浄化能の評価が行われた。気孔開度が大きく蒸散が活発に行われている場合、気化熱により葉温は低く保たれているが、気孔開度が小さくなれば蒸散も低下し葉温は上昇する。したがって、温度、湿度、風速、放射などの熱環境要因を考慮した条件下で、葉温と蒸散速度との関係を調べておけば、葉温測定により蒸散速度が求められ、ガス吸収能が推定できる。この画像計測手法を種々の画像センサーを用いてさらに拡大利用し、植物の画像計測診断システムの集

大成が行われた。これにより植物の生体情報、例えば気孔反応、蒸散量、光合成量、汚染ガス吸収量、生体温度、色素含有量、器官別生長量等が非破壊で得ることができ、今後の植物関連の研究、応用に大いに利用されることが期待される。

植物の大気汚染質の解毒機能を解明するためには、植物に及ぼす汚染ガスの影響や汚染ガスに対する植物の抵抗性を調べ、障害に関与する有毒物質及び、これら物質の生成蓄積過程を明らかにし、さらにこの生成の阻止、蓄積の消去に関する機構を明らかにしなければならない。これまでの研究により、 SO_2 による可視障害や光合成障害には、活性酸素分子種が関与していることが明らかにされ、植物は生体内にこの活性酸素を消去するスーパーオキシジスムターゼを誘導し、抵抗することが示された。また、 O_3 による可視障害発現にも活性酸素が作用していることが示された。一方、 NO_2 による障害には、亜硝酸イオンの蓄積が原因であることが示されたが、その作用機作は明らかではない。

本報告では、植物を明暗両条件下で NO_2 に暴露し、亜硝酸イオンの蓄積と可視障害との関連が調べられた。その結果、暗条件下で亜硝酸イオンの蓄積が見られたが、明条件下では見られず、亜硝酸イオンの蓄積した葉では、光合成電子伝達系の障害が起こった。蓄積した亜硝酸は光照射により減少し、光合成障害が回復するが、クロロフィルの分解が起こり可視害が発現した。このことは、光照射により亜硝酸還元酵素が活性化され、亜硝酸がアンモニアに還元されアミノ酸代謝系に入って解毒代謝されるものと考えられる。また、クロロフィルの分解は亜硝酸の蓄積の際の膜系の損傷と、光により作られた活性酸素の関与により発現することが示唆された。

一方、 NO_2 に由来する硝酸イオンを亜硝酸イオンに還元する硝酸還元酵素について研究が行われ、この酵素活性は光によって誘導され、この誘導を NO_2 が障害すること、その障害の機構として、 NO_2 暴露により細胞内に蓄積したアンモニウムイオンやアミノ酸がこの酵素の合成を抑制していることが示唆された。亜硝酸還元酵素についての詳しい研究はまだ行われておらず、今後の課題となろう。

既に、 O_3 による可視障害発現に活性酸素が関与していることが示されたが、 O_3 に対する抵抗性と植物が本来備え持っている活性酸素防御物質との関連が詳細に検討された。その結果、酸化還元物質であるアスコルビン酸並びに還元型グルタチオン含量と抵抗性との間に相関が見られ、活性酸素由来の有毒産物である過酸化水素とアスコルビン酸との反応を触媒し、デヒドロアスコルビン酸と水に変えて無毒化する酵素であるアスコルビン酸パーオキシダーゼが、低濃度(0.1 ppm) O_3 暴露で誘導されて抵抗性が高められることが明らかになった。また、 O_3 の解毒機能を連続して維持するために、デヒドロアスコルビン酸やグルタチオンの再還元が、光合成電子伝達反応によって作られるNADPHの還元力によって行われていることが示唆された。

これまで述べてきたように、植物の汚染ガス吸収能力に関しては気孔開度が重要であり、汚染

ガス解毒機能に関しては、生理機能への影響の解明が必要である。これらに関する研究も引き続き行われ、気孔開度を支配するアブサイシン酸の含量と蒸散速度の変化との関係が、大気汚染ガスの複合暴露や高濃度CO₂条件下で検討された。また、生理機能の維持に重要な役割を演じている葉緑体膜構成脂質へのO₃の影響も調べられた。これらの結果から、浄化植物の選抜に当たっては、ABA含量が少なく、気孔反応が鈍感な植物や葉緑体膜の糖脂質代謝活性が低い植物を選べばよいと考えられる。

以上述べた研究と平行して、大気環境評価に関する研究も行われた。すなわち、O₃に感受性の高いハツガダイコンについて、指標植物としての条件を満たすかどうかの検討が行われ、また蘚苔類を指標植物とした二連式チャンバーのプリオメータの開発も行われた。これらを用いた大気環境評価について問題点をあげて考察している。一方、大気汚染ガス感受性の植物種間差についても調べられ、植物による積算ガス吸収量と感受性に関して、可視害と光合成速度について検討した。また、SO₂、NO₂、O₃による障害発現機構を模式図にまとめた。

以上、本報告書にまとめられた成果の概要を述べたが、これらの成果は、人間の快適環境創造を目指した都市の緑化や植物による大気環境改善の施策に、大いに寄与するものと期待される。

終わりに当たり、本研究を推進する上で、多くの大学関係者、試験研究機関の研究者の方々に客員研究員として研究協力をお願いし、また適切な御指導、御助言を賜りました事を心より感謝します。

[研究組織]

A. 研究担当者

1. 生物環境部 部長 菅原 淳
2. 生物環境部生理生化学研究室
近藤矩朗・田中 浄・島崎研一郎・竹内裕一・榑 剛・佐治 光
3. 生物環境部陸生生物生態研究室
戸塚 績*・古川昭雄・岡野邦夫・伊藤 治**・名取俊樹・可知直毅・清水英幸
(*現在, 東京農工大学; **現在, 農林水産省農業環境技術研究所)
4. 技術部生物施設管理室
相賀一郎・大政謙次・安保文彰・藤沼康実・松本 茂*・町田 孝
(* 現在, 川村理化学研究所)
5. 技術部動物施設管理室
清水 明
6. 環境情報部情報システム室
安岡善文(現在, 総合解析部第一グループ)

B. 客員研究員

1. 沢田信一 (58~60年度) (弘前大学理学部)
2. 鈴木 隆 (58~60年度) (山形大学教育学部)
3. 原 道宏 (57~60年度) (岩手大学農学部)
4. 岩城英夫 (57~60年度)・藤伊 正 (57~60年度)・内宮博文 (57~60年度)
及川武久 (57~60年度) (筑波大学生物科学系)
5. 古藤田一雄 (58~60年度) (筑波大学水理実験センター)
6. 駒嶺 穆 (58年度) (東京大学理学部 現在: 東北大学理学部)
6. 山田晃弘 (57~60年度)・庄野邦彦 (57~60年度) (東京大学教養学部)
7. 尾上守夫 (59~60年度) (東京大学生産技術研究所)
8. 大森正之 (58~60年度) (東京大学海洋研究所)
9. 森田茂廣 (57,58年度)・三宅 博 (57~60年度) (東京農工大学農学部)
10. 鹿野快男 (60年度) (東京農工大学工学部)
11. 鈴木 彰 (58~60年度) (千葉大学教育学部)
12. 杉山達夫 (59,60年度)・河野恭広 (57,58年度)・巽 二郎 (59,60年度)
手塚修文 (57,58年度) (名古屋大学農学部)

13. 浅田浩二 (57,58年度)・高橋正昭(59,60年度) (京都大学食糧科学研究所)
14. 米谷俊彦 (60年度) (岡山大学農業生物研究所)
15. 岩月善之助(57~60年度) (広島大学理学部)
16. 青木正敏 (58~60年度) (現在, 北海道大学農学部)・鈴木義則(59年度)
(山口大学農学部)
17. 橋本 康 (57~60年度) (愛媛大学農学部)
18. 佐藤 光 (58,59年度) (九州大学農学部)
19. 小林善親 (58,59年度) (鹿児島大学理学部)
20. 和田正三 (58~60年度) (東京都立大学理学部)
21. 竹葉 剛 (57~60年度) (京都府立大学生活科学部)
22. 原菡芳信 (59,60年度)・矢吹万寿(59,60年度) (大阪府立大学農学部)
23. 長野敏英 (58~60年度) (東京農業大学)
24. 鈴木啓祐 (57~60年度) (亜細亜大学経済学部)
25. 田崎忠良 (58年度)・滝本道明(57~60年度)・青山莞爾(60年度) (東邦大学理学部)
26. 丹羽 登 (60年度) (千葉工業大学電気工学科)
27. 伊藤 繁 (57~60年度)・長田敏行(60年度) (基礎生物学研究所)
28. 松岡義浩 (57,58年度) (千葉県農業試験場)
29. 相原敬次 (57~60年度) (神奈川県公害センター)
30. 佐藤秋生 (57~60年度) (電力中央研究所)
31. 森岡 進 (60年度) (大阪市公園局)

[発表一覧]

A. 研究報告書

1. 国立公害研究所研究報告第82号(1985)

(植物の大気環境浄化機能に関する研究 昭和57~58年度 特別研究報告)

1. 藤沼康実・町田 孝・岡野邦夫・名取俊樹・戸塚 績: 大気浄化植物の検索-広葉樹種における葉面拡散抵抗特性の種間差異-
2. 名取俊樹・戸塚 績: 植物群落による汚染ガス吸収能の評価のための基礎研究-SO₂ 暴霧中のイタドリ葉の気孔開度に及ぼす光強度の影響-
3. 安保文彰・大政謙次・相賀一郎: 植物による大気汚染ガスの収着-植物葉と種々の物質の

S O₂収着の比較-

4. 大政謙次・尾上守夫：ディジタル画像処理による気孔反応の評価
5. 岡野邦夫・福沢時秀・田崎忠良・戸塚 績：植物による大気N O₂ 吸収量推定のための¹⁵N希釈法
6. 岡野邦夫・高崎 博・戸塚 績：ヒマワリ葉による¹⁵N O₂ の吸収・代謝及び体内移動と葉齢の関係
7. 大政謙次・松本 茂・相賀一郎：自然環境シミュレータ内の植物群落の微気象-速度成層装置の効果-
8. 原 道宏：土壤環境制御装置における水分分布制御法の理論的考察
9. 古川昭雄・佐々木美緒子・森田茂廣：植物群落によるオゾンの吸収
10. 青木正敏・戸塚 績：分光反射特性に基づく植物群落のクロロフィル量及び葉面積指数の遠隔計測
11. 沢田信一・戸塚 績：数種の土壤におけるエチレン分解能力
12. 竹内裕一・斎藤 真・近藤矩朗・滝本道明・菅原 淳：亜硫酸イオンの細胞生長に及ぼす影響
13. 田中 浄・須田好子・近藤矩朗・菅原 淳：オゾン抵抗性と活性酸素毒性防御物質
14. 近藤矩朗・鈴木 隆：植物のアブサイシン酸及びオーキシン含有量に及ぼすS O₂ 暴露の影響
15. 榊 剛・近藤矩朗：オゾンガス暴露による高等植物葉の脂質変動
16. 伊藤 治・戸塚 績：植物葉中の炭水化物の簡易測定法と二酸化窒素とオゾン暴露がインゲン葉中の炭水化物量に及ぼす影響
17. 古川昭雄・義原 茂・田崎忠良：ヒマワリ葉の水分状態に及ぼすオゾンの影響
18. 可知直毅・戸塚 績・安岡善文・鈴木啓祐：アカマツ林伐採跡地における植生の成立過程に関する研究

B. 印刷発表

1. Tanaka, K., Y. Suda, N. Kondo and K. Sugahara (1985) : O₃ tolerance and the ascorbate-dependent H₂O₂ decomposing system in chloroplasts. *Plant Cell Physiol.*, 26, 1425-1431.
2. Shimazaki, K., K. Nakamachi, N. Kondo and K. Sugahara (1984): Sulfite inhibition of photosystem II in illuminated spinach leaves. *Plant Cell Physiol.*, 25, 337-341.

3. Shimazaki, K., K. Ito, N. Kondo and K. Sugahara (1984): Reversible inhibition of the photosynthetic water-splitting enzyme system by SO₂-fumigation assayed by chlorophyll fluorescence and EPR signal in vivo. *Plant Cell Physiol.*, **25**, 795-803.
4. Takeuchi, Y., M. Saito, N. Kondo and K. Sugahara (1984): Inhibition of zeatin-induced growth of cucumber cotyledons by sulfite ions. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 123-130.
5. Takeuchi, K., J. Nihira, N. Kondo and T. Tezuka (1985): Changes in nitrate reducing activity in squash seedlings with NO₂ fumigation. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 1027-1035.
6. Sakaki, T., J. Ohnishi, N. Kondo and M. Yamada (1985): Polar and neutral lipid changes in spinach leaves with ozone fumigation. Triacylglycerol synthesis from polar lipids. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 253-262.
7. Sakaki, T. and N. Kondo (1985): Inhibition of photosynthesis by sulfite in mesophyll protoplasts isolated from *Vicia faba* L. in relation to intracellular sulfite accumulation. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 1045-1055.
8. 戸塚 績 (1983): 酸性雨問題について. *産業公害*, **19**, 402-410.
9. 戸塚 績 (1983): 環境指標としての植物の利用. *保健の科学*, **25**, 691-695.
10. 戸塚 績 (1985): 地球的規模のCO₂濃度の増加と環境変化. *化学と工業*, **38**, 32-34.
11. Okano, K., O. Ito, G. Takeba, A. Shimizu and T. Totsuka (1984): Alteration of ¹³C-assimilate partitioning in plants of *Phaseolus vulgaris* exposed to ozone. *New Phytol.*, **97**, 155-163.
12. Okano, K., T. Fukuzawa, T. Tazaki and T. Totsuka (1985): Growth responses of plants to various concentrations of nitrogen dioxide. *Environ. Pollut. (Ser. A)*, **38**, 361-373.
13. Okano, K., O. Ito, G. Takeba, A. Shimizu and T. Totsuka (1985): Effects of O₃ and NO₂ alone or in combination on the distribution of ¹³C-assimilate in kidney bean plants. *Jap. J. Crop Sci.*, **54**, 152-159.
14. Okano, K., T. Fukuzawa, T. Totsuka and T. Tazaki (1986): ¹⁵N dilution method for estimating the absorption of atmospheric NO₂ by plants. *New Phytol.*, **102**, 73-84.
15. Okano, K. and T. Totsuka (1986): Absorption of nitrogen dioxide by sunflower plants grown at various levels of nitrate. *New Phytol.*, **102**, 551-562.

16. Ito, O., K. Okano, M. Kuroiwa and T. Totsuka (1985): Effects of NO₂ and O₃ alone or in combination on kidney bean plants (Phaseolus vulgaris L.). Growth and partitioning of assimilates and root activities. J. Exp. Bot., **36**, 652-662.
17. Ito, O., F. Mitsumori and T. Totsuka (1985) : Effects of NO₂ and O₃ alone or in combination on kidney bean plants (Phaseolus vulgaris L.): Products of ¹³C₂O₂ assimilation detected by ¹³C nuclear magnetic resonance. J. Exp. Bot., **36**, 281-289.
18. Natori, T. and T. Totsuka (1984): An evaluation of high resistance in Polygonum cuspidatum to sulfur dioxide (SO₂). Jap. J. Ecol., **34**, 153-159.
19. Kachi, N., Y. Yasuoka, T. Totsuka and K. Suzuki (1986): A stochastic model for describing revegetation following forest cutting: An application of remote sensing. Ecol. Model., **32**, 105-117.
20. Miyake, H., A. Furukawa and T. Totsuka (1984): Differential effects of ozone and sulphur dioxide on the fine structure of spinach leaf cells. New Phytol., **96**, 215-228.
21. Miyake, H., A. Furukawa and T. Totsuka (1985): Structural associations between mitochondria and chloroplasts in the bundle sheath cells of Portulaca oleracea. Ann. Bot., **55**, 813-817.
22. Sawada, S., T. Hayakawa, K. Nakahata and T. Totsuka (1986) : A model calculation of ethylene removal capacity by soil acting as a natural sink in polluted atmosphere. Atmos. Environ., **20**, 513-516.
23. Sawada, S. and T. Totsuka (1986) : Natural and anthropogenic sources and fate of atmospheric ethylene. Atmos. Environ., **20**, 821-832.
24. Sawada, S., K. Nakahata and T. Totsuka (1985): Fundamental studies on dynamics of ethylene in ecosystem. III. Degradation capacity of atmospheric ethylene in soils taken from various vegetations. Jap. J. Ecol., **35**, 453-459
25. 青木正敏・戸塚 績・矢吹万寿・王 茂新 (1984): 植生量の推定方法に関する基礎研究。文部省「環境科学」研究報告集B197-R52, 128-138.
26. 青木正敏・王 茂新・矢吹万寿・戸塚 績 (1986): 葉のクロロフィル量の遠隔測定法に関する研究 (II) 植物群落のクロロフィル量及び葉面積指数の推定に有効な分光反射特性。生物環境調節, **24**, 33-39.
27. Aoki, M., Y. Yabuki, T. Totsuka and M. Nishida (1986): Remote sensing of

- chlorophyll content of leaf. (1) Effective spectral reflection characteristics of leaf for the evaluation of chlorophyll content in leaves of dicotyledon. *Environ. Control Biol.*, **24**, 21-26.
28. 巽 二郎・岡野邦夫・河野恭広 (1983): 節位を異にする水稻根への窒素と炭素の転流—葉に供与した¹⁵Nと¹³Cの追跡—. *日作紀*, **52**, 220-228.
29. Omasa, K., Y. Hashimoto, I. Aiga and B. R. Strain (1983): Continuous observation of stomatal responses of intact growing plants to environmental stimuli. *Plant Physiol.*, **72**, 163.
30. 大政謙次 (1983): 環境制御装置. 「青果物人工環境栽培施設用機材」(初谷編). 流通システム研究センタ, 179-188.
31. 大政謙次 (1983): 人工環境栽培施設用機材としての新素材・新技術の応用. 「青果物人工環境栽培施設用機材」(初谷編). 流通システム研究センタ. 188-199.
32. Omasa, K. and M. Onoe (1984): Measurement of stomatal aperture by digital image processing. *Plant Cell Physiol.*, **25**, 1379-1388.
33. 大政謙次・松本 茂・相賀一郎 (1984): 群落微気象の制御—速度成層装置の効果. *関東の農業気象*, **8**, 2-8.
34. Omasa, K., Y. Hashimoto, P. J. Kramer, B.R. Strain, I. Aiga and J. Kondo (1985): Direct observation of reversible and irreversible stomatal responses of attached sunflower leaves to SO₂. *Plant Physiol.*, **79**, 153-158.
35. Omasa, K., M. Onoe and H. Yamada (1985): NMR imaging for measuring root system and soil water content. *Environ. Control Biol.*, **23**, 99-102.
36. Omasa, K., I. Aiga and J. Kondo (1985): Direct observation of stomatal responses of attached leaves to environmental stimuli. *Proc. Japan-U.S. Joint Seminar on Instrumentation for Research in Physiological Ecology*, 79-101.
37. Omasa, K. (1985): Image instrumentation for evaluating plant response and gas exchange. *Proc. Symposium on Light and Hormone Interaction in Plants*, 21-22.
38. 大政謙次 (1985): 植物生理計測とデータ処理. CELSS 研究ワークショップ報告集, 109-113.
39. 大政謙次 (1985): 植物診断のための画像計測. 地域活性化と生物生産システムシンポジウム報告集, 4- 27-34.
40. 大政謙次 (1986): 環境汚染害. 「農業気象・環境学」(長野敏英ら共著). 朝倉. 131-134.
41. 大政謙次 (1986): 湿度センサとトレーサビリティ. *農業気象*, **42**, 149-151.

42. 藤沼康実 (1984):「実験植物学」の必要性. 関東の農業気象, 7,16-19.
43. 藤沼康実・相賀一郎 (1984):光環境試験室の実際と植物の生長反応. 昭和59年度電気四学会連合大会論文集, (2), 153-156.
44. 安岡善文 (1983):リモートセンシングによる環境監視. 月刊地球, 5, 668-672.

C. 口頭発表

1. 菅原 淳:大気汚染に対する植物の抵抗性と浄化機能. 国立公害研究所10周年記念特別研究発表会 (59.6).
2. 近藤矩朗:SO₂による植物の傷害の初期過程について. 第25回大気汚染学会, 宇部 (59.11).
3. 田中 浄・近藤矩朗:リアロースリン酸キナーゼとチオレドキシンの反応性. 日本植物生理学会, 金沢 (59.4).
4. 田中 浄・近藤矩朗:二酸化硫黄接触時の植物における活性酸素生成. 第25回大気汚染学会, 宇部 (59.11).
5. 田中 浄・近藤矩朗:オゾン抵抗性と葉緑体過酸化水素分解系. 第26回大気汚染学会, 東京 (60.11).
6. 竹内裕一・近藤矩朗・仁平純子・手塚修文:NO₂ガスの硝酸還元酵素に対する影響. 第22回日本生物環境調節学会, 鳥取 (59.10).
7. 竹内裕一・仁平純子・近藤矩朗・手塚修文:硝酸還元酵素の光による誘導におよぼすNO₂の影響. 日本植物生理学会, 宮崎 (60.3).
8. 榊 剛・山田晃弘・近藤矩朗:オゾン(O₃)ガス接触による高等植物葉の糖脂質および中性脂質含量の変動. 日本植物生理学会, 金沢 (59.4).
9. 榊 剛・近藤矩朗:オゾン(O₃)ガス接触による植物葉脂質含量の変化. 第25回大気汚染学会, 宇部 (59.11).
10. 榊 剛・斉藤和季・川口昭彦・近藤矩朗・山田晃弘:オゾン(O₃)ガス接触ホウレンソウ葉のトリアシルグリセロール分子種組成. 日本植物学会第50回大会, 新潟(60.10).
11. 榊 剛・近藤矩朗:二酸化硫黄及びオゾンガス接触による植物葉脂質組成の変動. 第26回大気汚染学会, 東京 (60.11).
12. 仁平純子・竹内裕一・近藤矩朗・手塚修文:NO₂暴露による植物の硝酸還元活性の変動. 日本植物生理学会, 金沢 (59.4).
13. 戸塚 績:植物を指標とした大気汚染評価について. 産業公害防止協会第12回公害防止推進九州地方大会, 北九州 (59.10).

14. 戸塚 績：緑地の大気浄化機能．第25回大気汚染学会，宇部（59.11）．
15. 戸塚 績：植物の大気浄化機能に関する研究．国立公害研究所研究発表会，筑波（61.6）．
16. 戸塚 績：光合成を指標とした植物群落の汚染ガス吸収能の評価．第27回大気汚染学会，京都（61.11）
17. 古川昭雄・鄭 華淑：植物の水分バランスに及ぼす O_3 の影響．第22回日本生物環境調節学会，鳥取（59.10）．
18. 古川昭雄・鄭 華淑・田中 浄：オゾンに対する光合成抵抗性の植物種間差異，日本植物学会第50回大会，新潟（60.10）．
19. 古川昭雄・可知直毅・藤沼康実・田崎忠良・戸塚 績：オゾン吸収速度の植物種間差．第24回日本生物環境調節学会，松山（61.8）．
20. 岡野邦夫・福沢時秀・田崎忠良・戸塚 績：植物による大気 NO_2 の吸収と生長- ^{15}N 希釈法による評価-．第177回日本作物学会，藤沢（59.4）．
21. 岡野邦夫・戸塚 績・福沢時秀・田崎忠良： ^{15}N 希釈法による植物の大気 NO_2 吸収能の推定．第21回理工学における同位元素研究発表会，東京（59.7）．
22. 岡野邦夫・福沢時秀・田崎忠良・戸塚 績：ヒマワリの NO_2 吸収能に及ぼす窒素栄養条件の影響．第178回日本作物学会，福岡（59.10）．
23. 岡野邦夫・戸塚 績：植物の栄養生長に及ぼす各種濃度の NO_2 の影響．第25回大気汚染学会，宇部（59.11）．
24. 岡野邦夫・戸塚 績： ^{15}N 希釈法を利用した植物の大気 NO_2 吸収能の評価．第25回大気汚染学会，宇部（59.11）．
25. 岡野邦夫・町田 孝・戸塚 績：植物の大気 NO_2 吸収能の種間差．第179回日本作物学会，東京（60.4）．
26. 岡野邦夫・町田 孝・戸塚 績：草本植物の大気 NO_2 吸収能の ^{15}N 希釈法による比較．第22回理工学における同位元素研究発表会，東京（60.7）．
27. 岡野邦夫・戸塚 績・巽 二郎：水稻根の生長と機能に及ぼすオゾンの影響．第180回日本作物学会，東京（60.10）．
28. 岡野邦夫・町田 孝・戸塚 績：草本植物の NO_2 吸収能の種間差．第26回大気汚染学会，東京（60.11）．
29. 岡野邦夫・戸塚 績・巽 二郎：オゾン暴露にともなう水稻根の生長および機能変化．第26回大気汚染学会，東京（60.11）．
30. 岡野邦夫・戸塚 績・巽 二郎：オゾンに暴露された水稻における物質分配の変化．第181回日本作物学会，宇都宮（61.4）．

31. 岡野邦夫・町田 孝・戸塚 績：広葉樹種の大気 NO_2 吸収能力 - ^{15}N 希釈法による評価。第23回理工学における同位元素研究発表会，東京（61. 7）。
32. 岡野邦夫・町田 孝・戸塚 績：木本植物の大気 NO_2 吸収能力。第27回大気汚染学会，京都（61.11）。
33. 名取俊樹・戸塚 績：イタドリの光合成速度および生長速度におよぼす SO_2 長期暴露の影響。第31回日本生態学会，東京（59. 4）。
34. 名取俊樹・戸塚 績：イタドリとヒマワリの乾物生長におよぼす SO_2 長期暴露の影響。第25回大気汚染学会，宇部（59. 11）。
35. Kachi, N., Y. Yasuoka, T. Totsuka and K. Suzuki: A stochastic model for describing revegetation following forest cutting : an application of remote sensing. 4th International Conference on State-of-Art in Ecological Modeling, Tsukuba, (59.8)。
36. 可知直毅・鈴木啓祐・戸塚 績：シミュレーションによる植生遷移の解析。日本植物学会第50回大会，新潟（60.10）。
37. 可知直毅・戸塚 績：生長曲線のあてはめによる鹿島臨海工業地域におけるクロマツの樹高生長の解析。大気汚染学会第27回大会，京都（61.11）。
38. 清水英幸・清水 明・松本 茂・戸塚 績：蘚苔類による大気環境評価法の検討－実験装置の開発と性能の検討－。第23回日本生物環境調節学会，東京（60. 10）。
39. 清水英幸：蘚苔類による大気環境の評価－ツインチャンバーの検討－。日本蘚苔類学会第15回大会，大分（61.8）。
40. 青木正敏・州崎吉郎・鈴木義則・戸塚 績：葉内クロロフィル含量の遠隔測定法に関する研究。第23回日本生物環境調節学会，東京（60. 10）。
41. 青木正敏・州崎吉郎：植物群落の大気浄化能に関する研究。(1) 水稲群落および裸地の SO_2 ， NO_2 ， O_3 吸収速度。第26回大気汚染学会，東京（60. 11）。
42. 青木正敏・戸塚 績・森岡 進・小西 昭・鈴木義則：植物群落の大気浄化能に関する研究(2)都市公園内樹林による大気汚染ガス濃度の低下。第27回大気汚染学会，京都（61.11）。
43. 青木正敏・戸塚 績・鈴木義則・森岡 進・小西 昭：植物群落の大気浄化能に関する研究(3) 都市公園内樹林の大気中 SO_2 ， NO_2 ， O_3 浄化速度。第27回大気汚染学会，京都（61.11）。
44. 相原敬次・大道幸一・篠崎光夫・古川昭雄・戸塚 績：樹木による大気浄化能の実態調査（公園における窒素酸化物濃度）。第28回大気汚染学会，東京（60.11）。

45. 沢田信一・中上哲広・戸塚 績：地球上におけるC₂H₄の収支について。第31回日本生態学会，東京（59.4）。
46. 沢田信一・中畑 要・戸塚 績：数種の土壌におけるエチレン分解能力。第32回日本生態学会，広島（60. 3）。
47. 池田浩明・名取俊樹・戸塚 績・岩城英夫：足尾煙害地に生育するリュウブのSO₂ 抵抗性。第32回日本生態学会，広島（60. 3）。
48. 大政謙次・松本 茂・相賀一郎：群落微気象の制御－速度成層装置の効果。農業気象学会関東支部会，千葉（60.1）。
49. 大政謙次・尾上守夫：植物蛍光の画像計測システム。農業気象学会関東支部会，千葉（60.1）。
50. 大政謙次・相賀一郎：スペクトロラジオアナライザの試作。昭和58年度農業気象学会関東支部会。筑波（58.1）。
51. 大政謙次・相賀一郎・橋本 康：気孔開閉運動の非破壊計測。昭和58年度農業気象学会関東支部会。筑波（58.1）。
52. Omasa, K., Y. Hashimoto, I. Aiga and B.R. Strain: Continuous observation of stomatal responses of intact growing plants to environmental stimuli. 59th Annual Meeting of Am. Soc. Plant Physiol., Fort Collins, U.S.A. (58.8).
53. 大政謙次・尾上守夫：画像処理による気孔開度の測定。昭和58年度農業気象学会関東支部会。筑波(58.10)。
54. 大政謙次・相賀一郎・橋本 康・B. R. Strain：環境変化に伴う気孔開度の変化と表皮細胞の変形との関係。昭和58年度農業気象学会関東支部会。筑波(58.10)。
55. 大政謙次・尾上守夫：植物蛍光の画像計測システム。昭和60年度農業気象学会関東支部会。千葉(60.1)。
56. 大政謙次・松本 茂・相賀一郎：群落微気象の制御－速度成層装置の効果－。昭和60年度農業気象学会関東支部会。千葉(60.1)。
57. Omasa, K., I Aiga and J. Kondo: Direct observation of stomatal responses of attached leaves to environmental stimuli. Japan-US Joint Seminar on Instrumentation for Research in Physiological Ecology. Tokyo (60.5)。
58. Omasa, K.: Image instrumentation for evaluating plant response and gas exchange. Symposium on Light and Hormone Interaction in Plants. Berlin (60.9)。
59. 松本 茂・大政謙次・相賀一郎：自然環境シミュレータ内の植物群落の微気象－群落密度を変えた場合の気流特性－。第23回日本生物環境調節学会。東京(60.10)。

60. 大政謙次：植物診断のための画像計測．昭和60年度農業気象学会関東支部会．筑波(60.10)．
61. 大政謙次・相賀一郎・尾上守夫：植物診断のためのクロロフィル蛍光の動画像計測(Ⅰ)．第23回日本生物環境調節学会．東京(60.10)．
62. 大政謙次：植物生理計測とデータ処理．CELLS研究ワークショップ．東京(60.12)．
63. 大政謙次：植物診断のための画像計測．地域活性化と生物生産システムシンポジウム東京(60.7)．
64. 大政謙次・相賀一郎・尾上守夫：クロロフィル蛍光の動画像計測．日本植物生理学会．仙台(61.3)．
65. 大政謙次：光合成機能診断のための画像計測．第3回宇宙利用シンポジウム．東京(61.7)．
66. 大政謙次・島崎研一郎・相賀一郎・W. Larcher：植物診断のためのクロロフィル蛍光の動画像計測(Ⅱ)．第24回日本生物環境調節学会．松山(61.8)．
67. 大政謙次：大気汚染による植物影響の画像診断(Ⅰ)．第27回大気汚染学会京都(61.11)．
68. 安保文彰・大政謙次・相賀一郎：緑地の大気浄化機能に関する研究－植物と種々の物質によるSO₂、NO₂の収着－．第23回日本生物環境調節学会．東京(60.10)．
69. 安保文彰・大政謙次・相賀一郎：植物による大気汚染物質の収着に関する研究－植物葉と種々の物質のSO₂およびNO₂収着の比較－．第26回大気汚染学会 東京(60.11)．
70. 藤沼康実・佐藤 光・大村 武：日本在来品種の大気汚染物質に対する感受性について．日本育種学会第65回講演会．東京(59.4)．
71. 藤沼康実・町田 孝・岡野邦夫・名取俊樹・戸塚 績：葉面拡散抵抗から見た広葉樹種の特異性．第22回日本生物環境調節学会．鳥取(59.10)．
72. 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎：実験植物の環境順応性の検討－ハツカダイコンの大気汚染ガス感受性に及ぼす水ストレス前歴の影響－．第22回日本生物環境調節学会．鳥取(59.10)．
73. 藤沼康実・町田 孝・松本 茂・相賀一郎：ファイトトロン内で生じる植物の以上反応－床塗料に起因する生育異常－．第23回日本生物環境調節学会．東京(60.10)．
74. 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎：実験植物の環境順応性の検討－異なる生育段階に大気汚染ガスを暴露したハツカダイコンの生長－．第23回日本生物環境調節学会．東京(60.10)．
75. 藤沼康実・相賀一郎：植物栽培用人工光源．第6回日本照明委員会大会．東京(61.2)．
76. 原藤芳信・大政謙次・古川昭雄・戸塚 績・矢吹万寿：自然環境シミュレータにおける模擬群落内外の気流特性とガス交換．第24回日本生物環境調節学会．松山(61.10)．

II 植生の大気汚染質吸収能に関する研究

1 植物の生産力に基づく各種植物群落のガス吸収量の評価

1.1 はじめに

植物は葉面にある気孔を通して空気中の二酸化炭素(CO₂)を取り込み酸素(O₂)を放出してガス交換を行っている。また、同時に体内の水分を放出して、体温を調節したり、根から養分を吸収する原動力を生み出している。気孔の開度が植物を取り巻く環境条件、特に明るさに応じて調節され、植物の水分欠乏を防ぎながら、最適な生長を示すように植物体のガス交換を制御している。そのようなガス交換の際に空気中に含まれる汚染ガスが植物体内に取り込まれる。

植物によるCO₂や汚染ガスの吸収は主として葉面の気孔拡散抵抗によって支配されている。また、植物群落のCO₂吸収能力は葉面積指数や、葉の傾きや配列など葉群の構造的差異によって変化し得る。しかし、これらの要因は汚染ガス吸収能力にも影響を及ぼす。それ故、大気中のSO₂濃度が植物に障害を与えないような極低濃度の範囲であれば、CO₂吸収量と汚染ガス吸収量との比をあらかじめ求めておけば、植物の総光合成速度のデータをもとに植物の汚染ガス吸収能力を推定することができる。

1.2 植物群落におけるCO₂吸収能力とSO₂吸収能力との比について

図 1.1は Hill(1971) によって報告されたアルファルファ群落における各種の汚染ガス濃度とガス吸収速度との関係を示す。汚染ガスが0.1ppm以下と低濃度の範囲では、ガス吸収速度が汚染ガス濃度に比例して増大している。汚染ガスの単位濃度当たりガス吸収速度は沈着速度(deposition velocity, 単位はcm s⁻¹)で表示される。図 1.1の直線の勾配がその値を示す。アルファルファ群落の場合、二酸化硫黄(SO₂)で 2.8cm s⁻¹, CO₂で0.33cm s⁻¹となっている。その他の汚染ガスの沈着速度はCO 0.0, NO 0.10, PAN 0.63, O₃ 1.67, NO₂1.90, Cl₂ 2.07, HF 3.77 となっている。汚染ガスの種類による沈着速度の差異は汚染ガスの分子拡散係数の差異と植物の気孔底におけるガス濃度の差異に帰因する(大政, 1979; 安保・相賀, 1984)。

植物のCO₂吸収速度は空気中のCO₂濃度が 350ppm程度までCO₂濃度に比例してほぼ直線的に増大する。したがって、CO₂濃度が320ppmの場合、図 1.1に示されたアルファルファ群落における総光合成速度P_gは、

$$P_g = 0.33 \times 10^{-2} \times 1.8 \times 320 \times 10^{-2} \times 3600 = 68 \text{ mg CO}_2 \text{ dm}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ となる。}$$

執筆担当者：戸塚 績 (生物環境部, 現在：東京農工大学農学部)

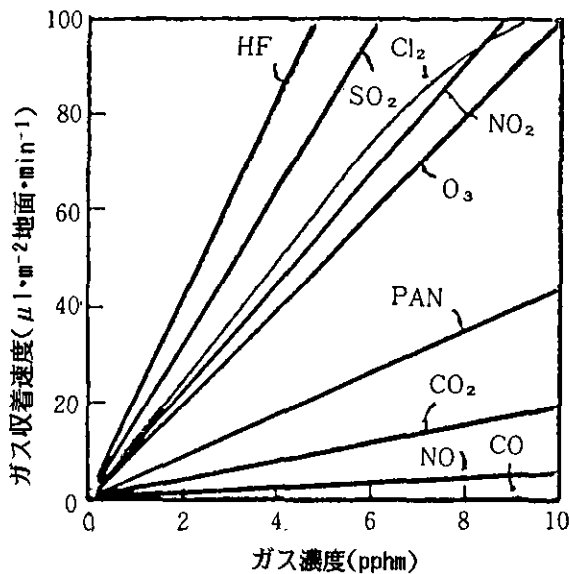


図1.1 アルファルファ群落における各種汚染ガスの収着速度
($\mu\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\text{地面}\cdot\text{min}^{-1}$) (Hill, 1971)

群落の葉面積指数は4~5.5.

測定条件：気温23~24℃，湿度45~50%，照度40~45klx，

群落上20cmにおける風速1.8~2.2 m s^{-1} ，ガス暴露：1~2時間.

一方，大気中 SO_2 濃度が1ppb($= 1.31 \mu\text{g S m}^{-3}$)の場合，上述のアルファルファ群落の SO_2 吸収速度 [SO_2]は，

$$[\text{SO}_2] = 2.8 \times 10^{-2} \times 1.31 \times 10^{-3} \times 10^{-2} \times 3600 = 132 \times 10^{-5} \text{ mg S dm}^{-2} \text{ h}^{-1} \text{ となる.}$$

したがって，空气中 CO_2 濃度320ppm， SO_2 濃度1 ppbにおけるアルファルファ群落の CO_2 吸収速度と SO_2 吸収速度との比 $R[\text{SO}_2/\text{CO}_2]$ は

$$R[\text{SO}_2/\text{CO}_2] = (132 \times 10^{-5} \text{ mg S}) / (68 \times 10^{-3} \text{ g CO}_2) = 1.94 \times 10^{-2} \text{ mg S/g CO}_2 \\ (= 3.88 \times 10^{-2} \text{ mg SO}_2/\text{g CO}_2)$$

この値を，吸収された CO_2 1モル当たりに吸収された SO_2 のモル数に換算すると $2.7 \times 10^{-4} \text{ mol SO}_2/\text{mol CO}_2$ となる。

植物の葉面におけるガス吸収速度は，前に述べたように葉面の気孔拡散抵抗によって律速されている。したがって，気孔拡散抵抗に影響を与える環境要因によってガス吸収能力も変化し得る。葉面における SO_2 吸収に影響を与える要因は CO_2 吸収にも影響を与える。それ故，植物群落の SO_2 吸収能力と CO_2 吸収能力との比は葉面積指数や群落構造に無関係に一定になり得ると考え

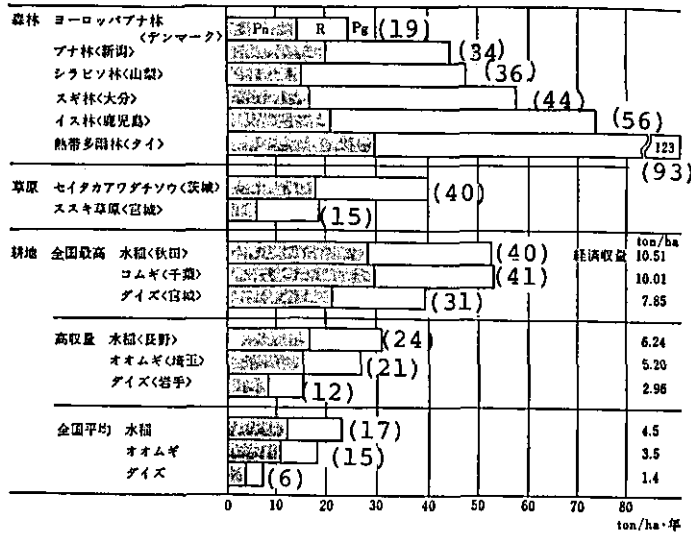


図 1. 2 森林、草原、耕地の一次生産力

純生産量(P_n), 呼吸量(R), 総生産量(P_g=P_n+R).

S O₂吸収速度(x10³g S O₂ ha⁻¹ y⁻¹)の推定値を

図中P_gの値の右側()内に示す(岩城, 1973より改作).

られる。したがって、アルファルファ群落で得られた R[S O₂/C O₂]はいずれの植物集団にも適用できるといえよう。

1. 3 植生による大気浄化効果について

前節で述べたアルファルファ群落で得られたR[S O₂/C O₂]と植生の年間当たり総C O₂吸収速度(総生産)をもとに各種群落のS O₂吸収能力を推定した。

図 1.2は森林、草原、耕地の純生産量と総生産量を示す。純生産量ではいずれの植物集団でもほぼ似た値を示すが、森林では生物量の蓄積が著しいために呼吸量が多い。そのために総生産量が草原や耕地に比較して著しく大きくなっている。

一方、種組成の差異による植生の総生産量(P_g)の変化を見ると、森林では熱帯多雨林で著しく高く、温帯林を構成する常緑広葉樹林や人工林のスギ造林地で 60~70t ha⁻¹y⁻¹を示す。草原ではセイタカアワダチソウ群落で 40t ha⁻¹ y⁻¹, チシマザサ群落 46t ha⁻¹y⁻¹と高い他は 20~30t ha⁻¹ y⁻¹を示す群落が多い。耕地では水稲の全国平均値で P_g= 23t ha⁻¹ y⁻¹となっている。植物体を構成する乾物に占めるC O₂の割合は (6C O₂)/(C₆H₁₀O₅)=1.63にほぼ等しい。そこで、乾物重で示された生産力をC O₂量に換算するためには、乾物重に 1.63を掛ければよい。

我が国では近年、大気中の SO_2 濃度が著しく低下しており、大都市域における年平均濃度は 0.012ppm 程度とされている(環境白書昭和61年版)。そこで、前述のアルファルファ群落で算出された SO_2 吸収能力と CO_2 吸収能力との比をもとに図 1.2 に示した各種群落における SO_2 吸収能力を算出した。すなわち、大気中 SO_2 濃度 0.012ppm、 CO_2 濃度 320ppm における $R[\text{SO}_2/\text{CO}_2]$ は、

$$12 \times 3.88 \times 10^{-2} \text{mg} = 0.47 \text{mg SO}_2/\text{g CO}_2$$

となる。したがって、水稲の全国年平均総生産量 $23 \text{t ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ の場合の SO_2 吸収能力は

$$\begin{aligned} 23 \times 1.63 \times 10^6 \times 0.47 \text{mg SO}_2/\text{g CO}_2 &= 17.6 \times 10^8 \text{mg SO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{y}^{-1} \\ & (= 18 \text{kg SO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{y}^{-1}) \end{aligned}$$

同様にその他の植生についても算出した結果を図 1.2 の図中()内に示した。

1.4 地球規模の陸上植生における SO_2 吸収量の推定

1.2 で述べたアルファルファ群落で得られた $R[\text{SO}_2/\text{CO}_2]$ を基礎として、地球規模の植生による SO_2 吸収量を推定した。

表 1.1 にみられるように陸地における総生産量は $241 \times 10^{15} \text{g 乾物 y}^{-1}$ と推定されている。この値は CO_2 に換算すると $241 \times 1.63 \times 10^{15} \text{g CO}_2 \text{ y}^{-1} = 392 \times 10^{15} \text{g CO}_2 \text{ y}^{-1}$ となる。

一方、地球規模の大気中 SO_2 のバックグラウンド濃度は $1 \mu\text{g S m}^{-3}$ ($= 0.763 \text{ ppb SO}_2$) といわれている(小山, 1980)。この SO_2 濃度においてアルファルファ群落で吸収される SO_2 量 $[\text{SO}_2]$ は、

$$[\text{SO}_2] = 2.8 \times 10^{-2} \times 1 \times 10^{-3} \times 10^{-2} \times 3600 = 100 \times 10^{-5} \text{mg S dm}^{-2} \text{ h}^{-1}$$

となる。したがって、空気中 CO_2 濃度 320ppm、 SO_2 濃度 $1 \mu\text{g S m}^{-2}$ における $R[\text{SO}_2/\text{CO}_2]$ は、

$$R[\text{SO}_2/\text{CO}_2] = (100 \times 10^{-5} \text{mg S}) / (68 \times 10^{-3} \text{g CO}_2) = 1.47 \times 10^{-2} \text{mg S/g CO}_2$$

この値を上述の総生産量 $392 \times 10^{15} \text{g CO}_2 \text{ y}^{-1}$ に掛けると、陸上植物で吸収された SO_2 量として $392 \times 10^{15} \times 1.5 \times 10^{-2} \text{mg S} = 5.9 \times 10^{12} \text{g S y}^{-1}$ が得られる。これまで報告されている地球規模の硫黄サイクルのデータによると、大気から植物に吸収される SO_2 -S 量が著しく高い。例えば、Eriksson(1963)の報告しているデータでは、大気中 SO_2 濃度 $1 \mu\text{g S m}^{-3}$ のとき陸上植物による SO_2 吸収量が $75 \times 10^{12} \text{g S}$ となっており、上述の推定値と比較して約 10 倍以上も高い。本文で述べた推定値は植物の生理機能をもとに算出されたものである。一方、Eriksson(1963)は植物による硫黄の同化量を 1mg S/g CO_2 と推定している。この値は植物体の硫黄含有量に基づいている。植物体の硫黄分は根から吸収された分も含まれるので、根を経由して植物体に取り込まれる SO_4 -S 量を別の方法で評価する必要がある。

表 1. 1 世界の各大生態系の一次生産(総生産, 純生産)の推定値
(Golley, 1972)

生態系	面積 ($\times 10^6 \text{ km}^2$)	総生産量 ($\times 10^9 \text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$)	純生産量 ($\times 10^9 \text{ t}\cdot\text{y}^{-1}$)	P_n/P_g 比
熱帯林	20	133	40.0	0.30
温帯林	6	26	7.8	0.30
亜寒帯林	10	27	8.0	0.30
サバンナ	15	18	10.5	0.58
草原	25	13	7.5	0.58
砂漠	25	3	1.8	0.60
耕地	15	16	9.8	0.61
ツンドラ	10	3	2.0	0.67
氷雪地	15	0	0.0	—
その他	7	2	1.4	0.70
陸地(小計)	148	241	88.8	0.37
海洋	361	92	55.0	0.60
地球全体	509	333	143.8	0.43

表 1. 2 ヨーロッパの土壌の SO_2 沈着速度
(Payrisaat & Beilke, 1975)

土壌の種類	SO_2 沈着速度($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)
Rendsina	0.60
alluvial clay	0.56
parabrown	0.54
podsol	0.47
terra furea	0.52
pseudo clay	0.42
fen	0.38

一方、地表面で吸着されるSO₂量についてPayrisaat & Beilke(1975) がヨーロッパの各種土壌について測定している(表 1.2参照)。SO₂沈着速度は土質によって若干異なり、0.4~0.6 cm s⁻¹の範囲で変化している。そこで、それらの平均値として 0.5cm s⁻¹と仮定する。大気中のSO₂濃度1 μg S/m³ (= 0.763 ppb SO₂)において陸地 1m²におけるSO₂沈着量は、

$$0.5 \times 10^{-12} \times 1 \times 10^{-3} \times 3600 \times 24 \times 365 = 158 \text{mg S m}^{-2} \text{y}^{-1},$$

地球上の陸地面積(148×10¹²m²)におけるSO₂沈着総量は 148×10¹²×0.158 = 23×10¹²g S y⁻¹となる。Eriksson(1963)のデータでは 25×10¹²g S y⁻¹で、ほぼ一致している。

以上に述べたように、植物による汚染ガス吸収量はガス濃度が植物に障害を与えないような極低濃度の場合には、植物の生産力をもとに算出すれば、かなり信頼性の高い推定値が得れるといえる。また、地表面における汚染ガス吸着量はそれぞれのガスの沈着速度をもとに推定できる。

引用文献

- 安保文彰・相賀一郎(1984)：植物群落による大気汚染ガス吸収のモデルとシミュレーション。国立公害研究所研究報告、第64号、191-212。
- Eriksson, E. (1963) : The yearly circulation of chloride and sulfur in nature : meteorological, geochemical and pedological implications, Part II. *Tellus*, **12**, 63-109.
- Golley, F.B. (1972) : *Ecosystem Structure and Function* (ed.) Wiens, J.A., Oregon, State Univ. Press, 69-90.
- Hill, A.C. (1971) : Vegetation : A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **21**, 341-346.
- 岩城英夫(1973)：陸上植物群落の物質生産 II. 生態学講座 6, 共立出版, 東京, 91p.
- 小山忠四郎(1980)：生物地球化学。東海大学出版会, 東京, 258p.
- 大政謙次(1979)：植物群落の汚染ガス収着機能 ----現象の解析とそのモデル化----。国立公害研究所研究報告、第10号、367-385。
- Payrisaat, M. and S. Beilke (1975) : Laboratory measurements of the uptake of sulfur dioxide by different European soils. *Atmos. Environ.*, **9**, 211-217.

2 大気浄化能力の植物種間差

2.1 植物による大気汚染物質の吸収機構

植物は大気中の炭酸ガス(CO₂)を気孔から吸収して光合成作用によって糖を合成し、葉内の水分を気孔から大気に蒸散作用によって放出して葉温の上昇を抑制している。さらに、植物は光合成、蒸散作用を行うと同時に、大気中の汚染物質をも気孔から葉内に取り込んでいる(図 2.1)。大気中のガスは、大気と葉内におけるガスの濃度差にしたがって拡散によって吸収される。図 2.1に示したガスの拡散は、次式によって表される(Gaastera, 1959)。

$$J_{gas} = (C_{air} - C_{leaf}) / (R_{air} + R_{stm}) \quad (2.1)$$

この式において、 J_{gas} はガスの吸収速度、 C_{air} と C_{leaf} は、各々大気と葉内のガス濃度、 R_{air} と R_{stm} は、それぞれ葉面境界層と気孔でのガス拡散抵抗である。上式からも明らかなように、ガスの吸収速度を律速する要因には、大気と葉内のガス濃度以外に、葉の表面で生じる葉面境界層抵抗、気孔間隙を通過する際に生じる気孔抵抗とがある。これらの要因に影響を与えている主な環境要因及び植物側要因をまとめると表 2.1のようになる。表 2.1に基づいてガス吸収速度の

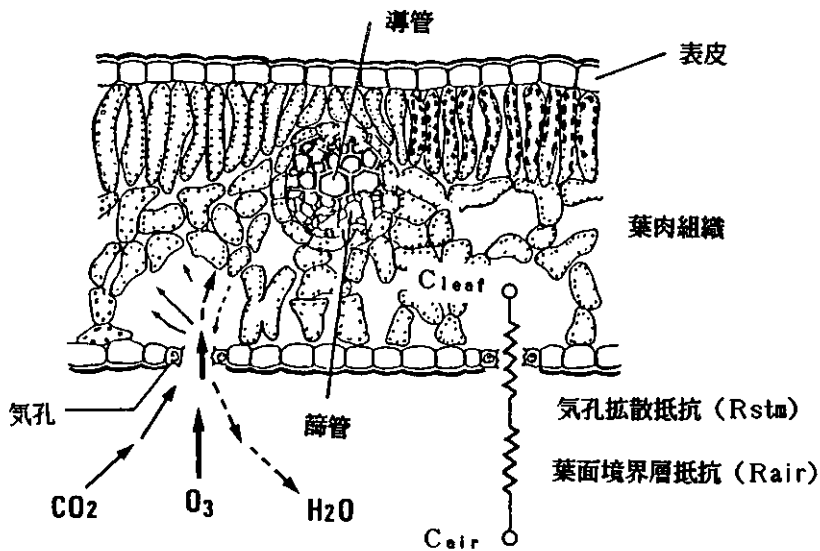


図 2.1 ガス拡散過程の模式図

執筆担当者：古川昭雄（生物環境部）

植物種間差を決めている要因についての概略を述べる。なお、表 2.1でも明らかなように、 R_{air} は有効長(風の流れる方向に対する葉の長さ)と風速によって影響されるが、通常、 R_{air} は R_{stm} よりもかなり低いので、ガス吸収速度の植物種間差を決めている主要因としてはとらえないことにする。

表2. 1 ガス吸収速度を決定している要因と決定要因に影響を及ぼす環境、植物要因

決定要因	記号 ¹⁾	植物要因	環境要因
大気中のガス濃度	C_{air}	細胞の吸収能力 有効長 植物の水分状態 葉齢、栄養状態	ガスの種類、気象条件 水に対する溶解度 風速 光、温度、湿度、 CO_2 、各種汚染ガス
葉内のガス濃度	C_{leaf}		
葉面境界層抵抗	R_{air}		
気孔抵抗	R_{stm}		

¹⁾式2.1で用いた記号

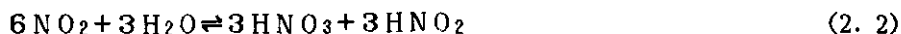
2. 2 単葉によるガス吸収

2. 2. 1 大気汚染質の種類と吸収

植物の大気浄化能力は、大気汚染質の種類によっても異なる。この違いを決めている要因として次のことが考えられる。

1. 大気汚染質の種類による拡散係数の違い
2. 葉内の細胞を包んでいる水分への大気汚染質の溶解度の違い
3. 植物細胞による大気汚染質の代謝活性の違い

拡散係数が異なれば、吸収速度に差異が生ずる。また、水に対するガス溶解度が低ければ、大気と葉内の間に濃度落差が生じないため、植物によるガスの吸収速度は極めて低くなると考えられている(Hill, 1971)。近年、窒素酸化物による大気汚染が深刻な社会問題となっており、植物の大気浄化能力に期待が寄せられている。二酸化窒素(NO_2)は水に溶けると式(2. 2)及び式(2. 3)のように解離する(Hill, 1971)。



NO_2 の吸収は式(2. 2)より、細胞表面での硝酸(HNO_3)と亜硝酸(HNO_2)の濃度によって左右されると思われる。しかし、 NO_2 が葉内に吸収されて生じた硝酸と亜硝酸は、高い活性の酵素によって直ちに還元されてアンモニアからアミノ酸になって代謝される(米山, 1979; 島崎, 1987; 竹内, 1987)。それ故、植物による NO_2 の吸収は非常に高く、吸収力の高い植物を植栽す

表 2.2 種々のガスの水に対する溶解度¹⁾と拡散係数

ガス	溶解度 ²⁾ nmol·ml ⁻¹	拡散係数 ³⁾ m ² ·s ⁻¹
H ₂ O		2.42×10 ⁻⁵
CO	0.0010	
O ₂	0.0014	1.95×10 ⁻⁵
NO	0.0021	
O ₃	0.012	
CO ₂	0.039	1.51×10 ⁻⁵
Cl ₂	0.10	
SO ₂	1.6	4.56×10 ⁻⁵
HF	18	
NO ₂	解離	

1) Bennettら(1973)による。

2) 20℃、1気圧において1mlの水に吸収されるガスのmmol数。

3) 20℃、1気圧における値。種々の文献から引用した。

ることによってNO₂による大気汚染を軽減することができるものと考えられる。しかし、自動車から大量に放出されている一酸化窒素(NO)は水に対する溶解度が低く(表 2.2)、植物の代謝活性も低い(大政ら, 1979)、植物によるNOの吸収速度は極めて低い。

2.2.2 大気汚染質の吸収を支配する拡散抵抗

一般に、植物個体もしくは植物群落によって生じる大気汚染ガス濃度の減衰の要因には、ガスの葉表面での吸着・崩壊と、気孔を通しての葉内への吸収(図 2.1参照)とが考えられる。もし、ガスの吸収がもっぱら気孔を通して行われており、葉面での吸着・崩壊がないか、もしくは一定であるならば、ガス吸収速度と気孔コンダクタンス(拡散抵抗の逆数)との間に正の相関が期待される。しかし、植物の気孔開度は大気汚染ガスによって変化するため(Kondo & Sugahara, 1978; Furukawaら, 1979)、吸着と吸収の区別が困難である。そこで、大気汚染に対する気孔反応が鈍いボブの一種(Furukawaら, 1983)を用い、同化箱法によって測定したSO₂とO₃の収着(=吸着+吸収)速度の経時変化をそれぞれ図 2.2と図 2.3に示した。SO₂収着速度は、SO₂処理直後から急激に低下する。一方、O₃収着速度はO₃処理後2~3時間の間は一定であった。ガスを処理している間、気孔開度の変動が起こらなかったことは気孔コンダクタンスが一定であったことから明らかである。すなわち、葉面への吸着はSO₂で顕著であるのに対して、O₃では葉面での吸着はほとんど見られず、もっぱら気孔から葉内へ吸収されるものと思われる。しかし、葉面でO₃の崩壊が起こっているかどうかについては、この結果からは分からない。

種々の街路樹によるO₃濃度とO₃収着速度の関係を図 2.4に示した。O₃濃度が低く気孔開度

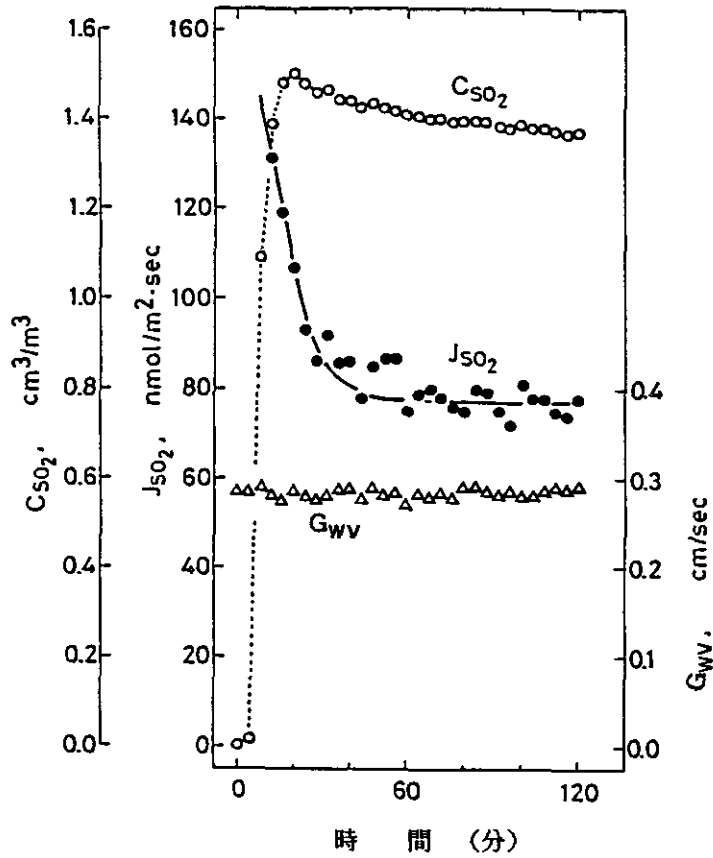


図2.2 ポプラ葉による SO_2 収着速度の経時変化
 C_{SO_2} :大気中 SO_2 濃度; J_{SO_2} : SO_2 収着速度
 G_{wv} :水蒸気輸送に関する気孔コンダクタンス

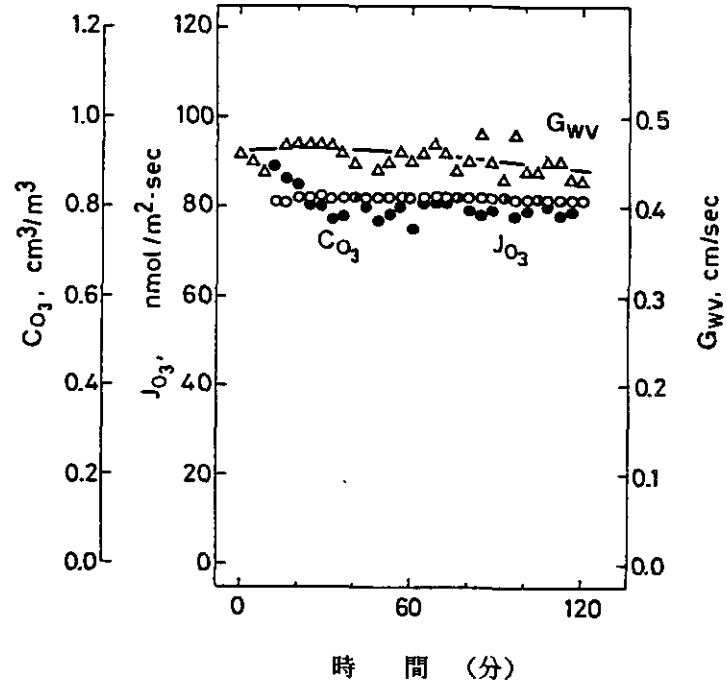


図2.3 ポプラ葉による O_3 収着速度の経時変化
 C_{O_3} :大気中 O_3 濃度; J_{O_3} : O_3 収着速度
 G_{wv} :水蒸気輸送に関する気孔コンダクタンス

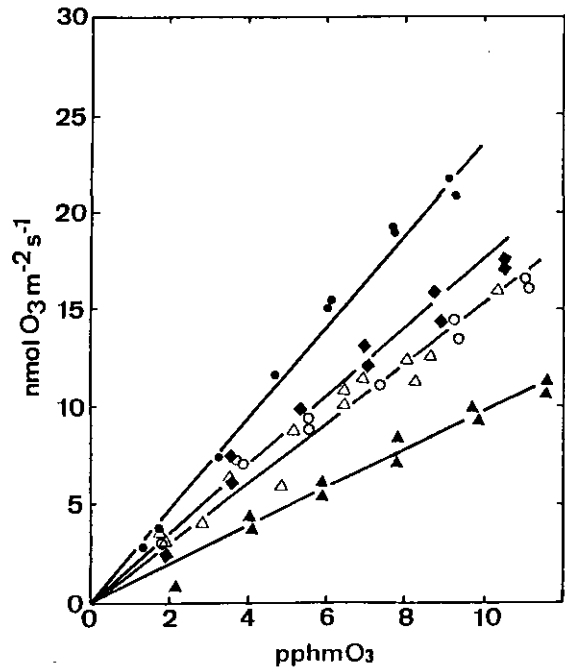


図2.4 種々の街路樹のO₃吸収速度と
大気中O₃濃度との関係
●:サカ; ◆:クヌギ; ○:クスノ
△:ケヤキ; ▲:イチョウ

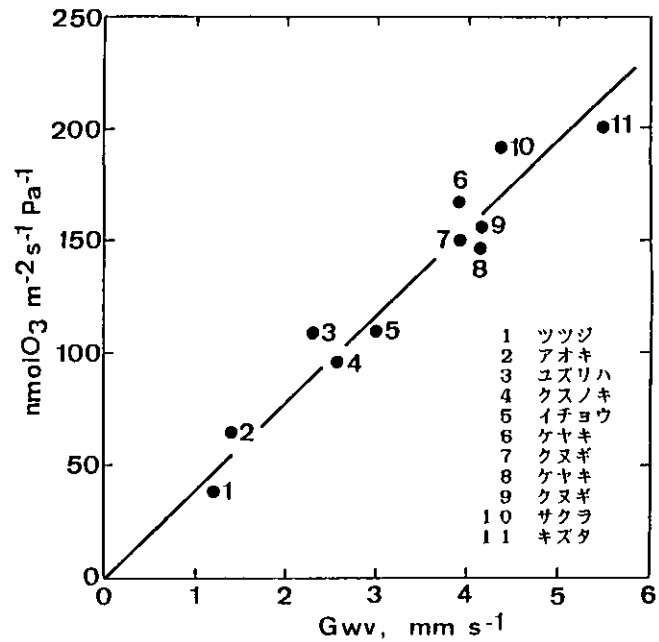


図2.5 種々の街路樹の気孔コンダクタンスと
単位O₃濃度あたりのO₃吸収速度
Gwv:水蒸気輸送に関する気孔コンダクタンス

の 変化が起こらない状態では、 O_3 濃度が上昇するにつれて O_3 収着速度は直線的に増加した。上述のように、 O_3 は主として気孔から葉内に吸収され、葉面での吸着がないと思われるが、図 2.5に示した結果からも吸着が少ないことが分かる。すなわち、図 2.4に示した9種類、11測定値の街路樹の単位 O_3 濃度当たりの O_3 収着速度と気孔コンダクタンスとの間に直線関係が存在することからも、この推測が正しいものであることを裏付けている。さらに、気孔コンダクタンスを0に外挿した時の O_3 収着速度がほぼ0になることより、葉面での吸着もしくは崩壊はほとんどないものと思われる。

葉における汚染ガスの吸着を、気孔が閉じている暗所において測定している報告がしばしば見受けられる。しかし、著者が明暗両所で種々の植物の O_3 収着速度と気孔コンダクタンスを測定し両者の関係を比較した結果、図 2.5に示したものと同一関係が得られた。すなわち、両者の関係は一直線で表され、気孔コンダクタンスが0の時には O_3 収着速度も0になり、 O_3 の葉面での吸着・崩壊は無視できるほどであった。このことは、暗所でも気孔のわずかな透き間から O_3 が葉内に拡散していることを示唆する。

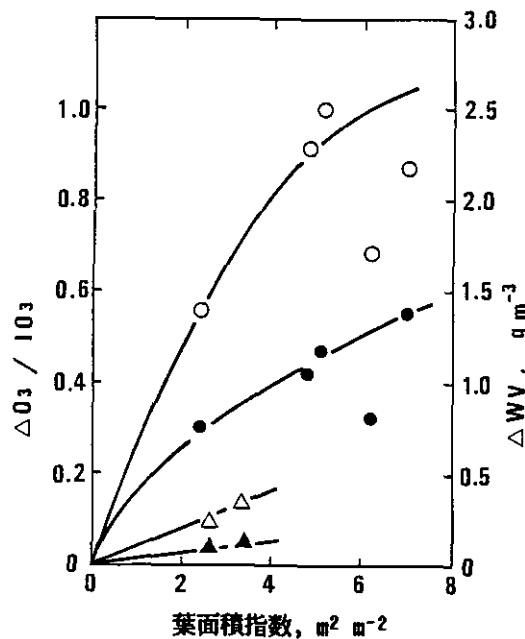


図 2. 6 植物群落の葉面積密度と群落内外での O_3 濃度減衰率($\Delta O_3 / I O_3$)と水蒸気密度上昇(ΔWV)との関係 (古川ら, 1985)

2. 3 群落によるガス吸収

植物群落による大気浄化能力は、吸収の場である葉の量によって左右されるため、群落の葉面

積指数（単位面積当たりの葉の面積）が重要な要因となる。さらに、これまでに述べてきた一枚の葉による大気汚染質の吸収に対する気孔コンダクタンスの重要性は、植物群落による吸収についても同様である。すなわち、植物群落による大気浄化能力は、群落の葉面積指数と植物群落を構成している個々の植物種のガス吸収速度によって決まることを意味している。

キク群落とソルガム群落による O_3 の吸収を測定した結果によれば、 O_3 減衰量は、葉面積指数が高まるにつれて高くなった（図 2.6）。さらに、葉面積指数が等しい時には、キク群落の O_3 減衰量はソルガム群落のそれよりも約5倍高かった。単葉での測定結果によると、キクの気孔コンダクタンスはソルガムのそれよりも高く、群落構成種による O_3 減衰量の差は気孔コンダクタンスによるものであることを示している。したがって、群落葉面積指数が高く、かつ気孔コンダクタンスの高い植物群落ほど大気汚染質除去効率が高く、そのような植物群落は有効なエアフィルターとなりうることを示唆している。

引用文献

- Bennett, J.H. and A.C. Hill(1973) : Absorption of gaseous pollutants by a standardized canopy. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.*, **23**, 203-206.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1979) : Interspecific difference of SO_2 effect on transpiration. *Environ. Control Biol.*, **17**, 153-159.
- Furukawa, A., M. Katase, T. Ushijima and T. Totsuka(1983): Inhibition of photosynthesis of poplar species by ozone. *J. Jpn. For. Soc.*, **65**, 321-326.
- 古川昭雄・佐々木美緒子・森田茂廣(1985) : 植物群落によるオゾンの吸収. 国立公害研究所研究報告, 第82号, 123-136.
- Gaastera, P. (1959) : Photosynthesis of crop plants as influenced by light, carbon dioxide, temperature and stomatal diffusion resistances. *Meded.Landbouwhoges. Wageningen*, **59**, 1-68.
- Hill, A.C. (1971) : Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Pollut.Cont. Assoc.*, **21**, 341-346.
- 環境庁(1983) : 昭和58年度環境白書.
- Kondo, N. and K. Sugahara (1978) : Changes in transpiration rate of SO_2 -resistant and -sensitive plants with SO_2 fumigation and the participation of abscisic acid. *Plant Cell Physiol.*, **19**, 365-373.
- 大政謙次・安保文彰・名取俊樹・戸塚 績(1979) : 植物による大気汚染物質の収着に関する

- 研究. (II) NO_2 , O_3 あるいは $\text{NO}_2 + \text{O}_3$ 暴露下における収着について. 農業気象, 35, 77-83.
- 島崎研一郎 (1987): NO_2 の植物毒性と亜硝酸代謝について. 国立公害研究所研究報告, 第108号, 155-166
- 竹内裕一 (1987): 二酸化窒素の解毒代謝過程の調節機構. 国立公害研究所研究報告, 第108号, 167-178.
- 米山忠克 (1979): 高等植物による大気二酸化窒素 (NO_2) の吸収と代謝. 国立公害研究所研究報告, 第10号, 343-350.

3 広葉樹の大気浄化能力の評価

3.1 はじめに

主な大気汚染質の中で二酸化窒素(NO_2)や光化学オキシダント(O_x)の環境濃度は依然として横ばいか、年々上昇する気配さえみられ、人間や動植物への影響が懸念されている(環境庁, 1986)。快適な生活環境を保全するために、それらの大気汚染質の排出源を規制すると共に、生活環境中の濃度を低減する方策の開発が急がれている。

一方、我々が実施してきた一連の研究から、植物も人間や動物と同様に生活環境中の大気汚染質によって何らかの障害を受けているが、植物には高いガス吸収能力があることが分かってきた。この植物のガス吸収能力を積極的に活用することが NO_2 や O_x などの環境濃度を軽減する一助になる可能性がある。

植物は光合成、呼吸、蒸散など大気と植物体との間で行われるガス交換を葉面に存在する気孔を介して行っている。大気汚染質の植物体への吸収も同じ経路をたどる。気孔から吸収された大気汚染質は植物体内の様々な生理機能に影響し、最終的には可視害を発現したり、生長を抑制したりする。植物の大気汚染質に対する感受性は種や品種によって異なり、植物の生理状態によっても変動する。この感受性には大気汚染質の体内への吸収量と体内の解毒能力の両面が関与しており、感受性が低い(抵抗性である)ことは次の二つの場合が考えられる(藤沼ら, 1981)。① 体内への吸収量が少ない。② 吸収量が多いが体内で解毒できる。したがって、大気汚染質の吸収能力が高く、かつ、解毒能力の高い植物があれば、それは大気汚染を浄化する能力の高い植物であると言える。

我々は様々な植物の大気汚染質の吸収能力を推定し、大気浄化機能の高い植物を検索してきた。ここでは、都市域の街路樹や公園樹、工業地帯の緑化樹として用いられることが多い広葉樹種の大気浄化機能について報告する。

3.2 大気浄化能力の推定方法

植物と大気汚染質との関係を調査解析するためには、大気汚染質の植物体内への吸収を推定することが不可欠な事項になる。そして、そのことが植物の大気浄化能力を推定することにもなる。その方法として、実際に植物体内に取り込まれた大気汚染質中の元素を定量する方法、同位元素を利用する方法、あるいは植物体を封入した箱の出入りのガス濃度差から求める通気法などがあ

執筆担当者：藤沼康実(技術部)

るが、いずれも複雑な操作を要し、簡便に計測できなかつた。しかし、大政ら(1979)は大気汚染質の植物体への吸収速度を葉面の水蒸気拡散速度から推定する方法を開発し、通常野外で観察される程度のカス濃度域で、主要な大気汚染質の吸収速度を簡便に推定できるようになった。また、名取・戸塚(1980)は数種の園芸植物を用いて NO_2 の吸収速度と蒸散速度との間に正の相関があることを示し、葉面の水蒸気拡散速度から大気汚染質の吸収速度が推定できることを実証した。

この葉面の水蒸気拡散現象を簡単に計測できるポロメータ法が Beardsellら(1970)によって開発され、近年市販されるようになった。ポロメータ法で計測する葉面の水蒸気拡散抵抗は水蒸気拡散速度を構成するパラメータであり、植物のカス吸収能力を表す指標として用いることができ、拡散抵抗値が小さいほど単位面積当たりのカス吸収能力が高くなる。また、このポロメータ法では計測葉を生育環境とほぼ同じ温、湿度条件を保ったまま計測できるので人為的影響も少ない。その上、計測葉を損傷することもなく、着葉のまま短時間に計測できるので野外条件下での計測に適した方法である(町田ら、1983)。我々はこのポロメータ法を用いて、広葉樹種の大気浄化能力を評価することを試みた。

3.3 大気浄化能力の種特性

広葉樹種のカス吸収能力に関して、様々な方法で計測した事例が報告されている(Roberts, 1974; DeSantoら, 1976; 名取・戸塚, 1984; 古川ら, 1986)。それらの報告は計測方法も異なり、同一レベルで比較検討することは困難である。

我々は同一レベルで植物の大気浄化能力を評価するために、簡便に大量に検体を計測できるポロメータ法によって広葉樹種のカス吸収能力を推定した。広葉樹 43科 113種(落葉広葉樹 78種、常緑広葉樹 35種)の成熟葉裏面の葉面拡散抵抗値を野外条件下でポロメータ法によって計測し、それらの広葉樹を分類学的、生態学的特徴から類別した(藤沼ら, 1985)。

全調査樹種の平均値は $1.41\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 、最小値、最大値はそれぞれ $0.41\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (キリ)、 $4.08\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (アセビ)であった。落葉樹、常緑樹の平均値はそれぞれ 1.14 、 $2.02\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ であり、両者間には有意な差が認められた(図 3.1)。

同一科に3種以上の樹種が含まれる科では、ニレ科の平均値(3種)が $0.65\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ で最小となり、科内の種間差も最小であった。同一科内に落葉樹と常緑樹が混在している科では種間差が大きく、それらの科内でも落葉樹種が常緑樹種より葉面拡散抵抗値が小さくなる傾向が認められた。

各樹種の生育時における光要求性の程度から樹種を分類することがある。光要求性の高い樹種を陽樹、低い樹種を陰樹と呼ぶ。図 3.1の広葉樹113種それぞれの光要求性の程度と葉面拡散抵抗値との間には負の相関が認められ、光要求性の高い陽樹的性質である樹種で葉面拡散抵抗値が小さくなる傾向が認められた(図 3.2)(藤沼ら, 1985)。

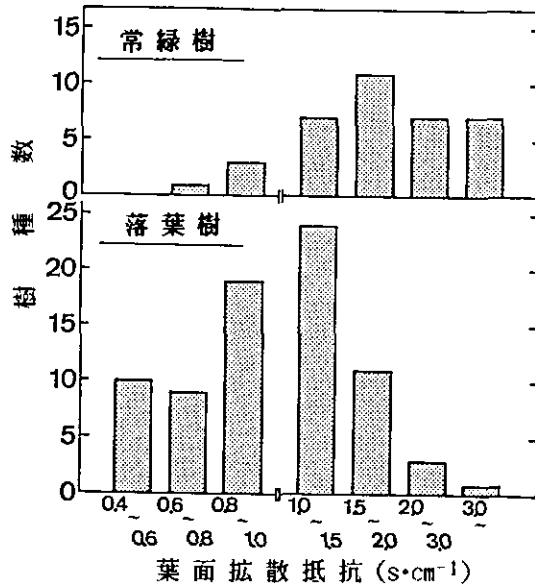


図3.1 葉面拡散抵抗値の大きさにより分類した広葉樹種の分布

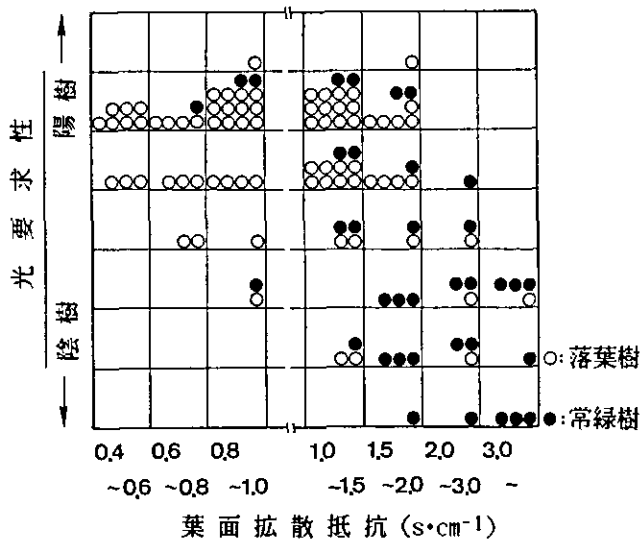


図3.2 広葉樹種における葉面拡散抵抗値と光要求性との関係

図中の○, ●はそれぞれ落葉樹, 常緑樹を示す。調査樹種は図3.1と同じ。樹種の光要求性の分類は飯島・安蒜(1974a, b)によった。

一方、葉面拡散抵抗値の種内間差を検討するために、ポプラ62クローンの葉面拡散抵抗値を広葉樹の調査と同様に計測した(藤沼ら, 1983)。全調査クローンの平均値は $0.74\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ であり、同一種内でも最小($0.34\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)と最大($1.09\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)のクローンの値間には約三倍もの違いがあり、同一種内でもそれぞれの樹種の葉面拡散抵抗値に変異があることが分かった。

このように、広葉樹種の葉面拡散抵抗値は樹種によって大きく異なり、同一科内や種内でもその変異に分類学的な規則性が認められない。しかし、落葉樹・常緑樹という生活型、あるいは陽樹・陰樹という光要求性などの生態学的特性の違いからは類別でき、広葉樹の中で落葉樹及び陽樹で葉面拡散抵抗値が小さいことが分かった。

また、広葉樹種とポプラクローンの葉裏面の気孔密度の平均値はそれぞれ306, 196mm^{-2} であった。しかし、大気と植物葉面のガス交換の場である気孔の密度と葉面拡散抵抗値間には何らの相関も認められなかった。

したがって、大気浄化能力の高い広葉樹種を検索する指針として、次の事項が挙げらよう。

- ①同一科や種内でも樹種間、クローン間差が大きい。
- ②常緑樹より落葉樹で能力が大きい。
- ③光要求性の高い樹種(陽樹)で能力が大きい。
- ④気孔密度とは無関係である。

3.4 大気浄化能力の変動要因

植物の大気浄化機能を評価する際に、葉面のガス吸収能力を一義的に制御している気孔が環境変化に対してどのように応答するのが重要な意味を持つ。気孔は光強度、水ストレス、あるいは大気汚染質の存在などの環境要因によって、その開閉運動を制御されている(Burrows & Milthorpe, 1979; Jarvis & Mansfield, 1981)。したがって、気孔開度がこのような環境ストレスによって影響されにくいことが大気浄化機能の高い植物の一つの条件になる。

例えば、光条件を変化させたときの気孔開度の変化を図 3.3に示した(藤沼ら, 1985)。図 3.1の広葉樹から数十種を無作為で選び、野外条件下でそれらの樹種の成熟葉を枝に着いたまま10分間暗箱で覆い、処理前後の葉面拡散抵抗値を計測した。処理後の値が処理前10倍以上に大きくなった樹種(テウチグルミ, ハルニレ, スダジイ)や処理前後の値がほとんど変化しなかった樹種(モモ, サンゴジュ, サザンカ)もあり、気孔開閉運動の光応答性が樹種によって大きく異なっていた。この気孔の開鎖程度と落葉・常緑, 光要求性, あるいは暗処理前の葉面拡散抵抗値の大きさとの間にはいずれも何らの関係も認められなかった。

また、植物は水欠乏(ストレス)状態になると気孔は閉鎖する傾向になり、強度の水ストレス状態になった経験はその後の気孔開閉機能に影響が残る(藤沼ら, 1984)。この水ストレスによる気

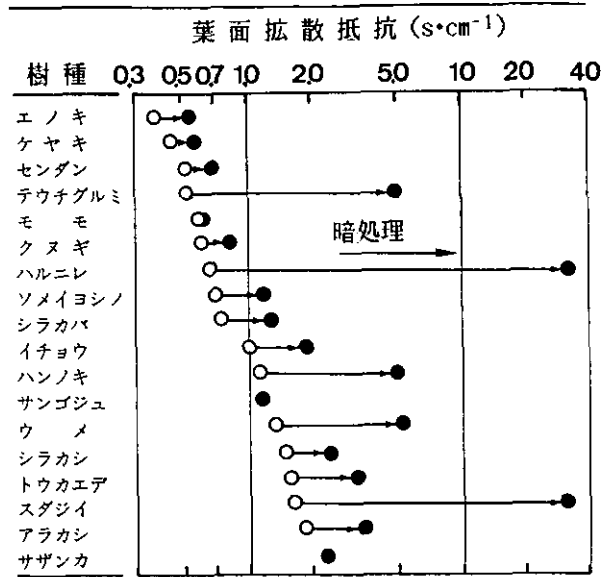


図3.3 広葉樹種の光条件の変化による葉面拡散抵抗値の変化
 図中の○、●はそれぞれ暗処理前、処理後を示す。
 暗処理は10分間行った。

孔開閉機能への影響程度も植物種によって異なっている(田崎ら, 1975)。

一方、大気汚染質は気孔を介して植物体内に吸収されるが、同時に大気汚染質は気孔開閉機能に影響を与えている。例えば、大気汚染質暴露によるポプラクローンの気孔開度の変化を図3.4に示した(藤沼ら, 1981)。ポプラ16クローンに0.2ppm NO_2 と0.1ppm O_3 を単独あるいは複合で暴露し、暴露前と暴露してから4時間経過した時点の葉面拡散抵抗値を成熟葉裏面でボロメータ法によって計測した。 NO_2 単独暴露では気孔開度にほとんど影響しなかった。 O_3 単独暴露では全クローンの気孔開度が小さくなった。そして、 O_3 と NO_2 の複合暴露では気孔閉鎖が O_3 単独暴露の場合より顕著になった。しかし、いずれの大気汚染質暴露の場合でもクローン間で影響程度が異なっていた。同様な方法でポプラクローンに0.1ppm O_3 と0.2ppm SO_2 を単独あるいは複合で暴露した場合にも SO_2 単独暴露では気孔開度にほとんど影響しないが、 O_3 と SO_2 の複合暴露では気孔閉鎖が O_3 単独暴露の場合より顕著になった(藤沼ら, 1981)。また、古川ら(1986)は5種の落葉広葉樹を用いて O_3 濃度を変えた場合の O_3 吸収速度と光合成速度を通気法によって計測し、0.1ppmの O_3 濃度までは O_3 吸収速度が、 O_3 濃度の上昇と共に直線的に増大したことを報告している。これらのことから、 O_3 は環境基準値レベルの濃度でも気孔を若干閉鎖させるが、環境基準

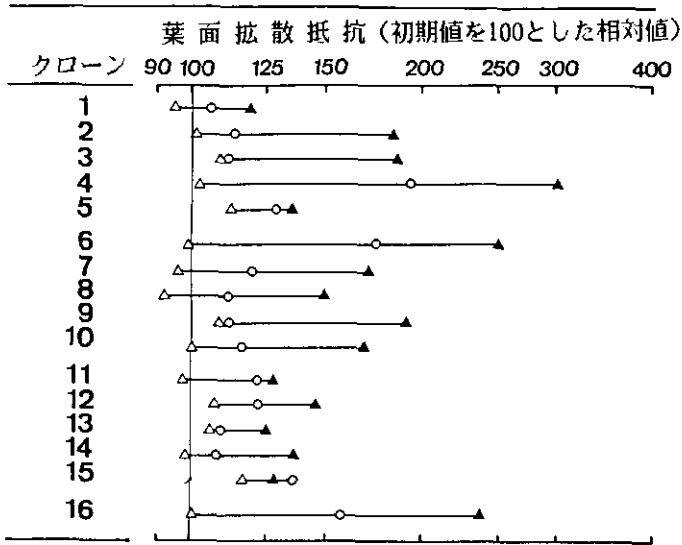


図3.4 ポプラクローンにおけるO₃とNO₂の複合暴露による葉面拡散抵抗の変化
 図中の○, △, ▲はそれぞれO₃0.1, NO₂0.2ppm, O₃+NO₂複合暴露の場合を示し、
 暴露4時間経過した時点の値を暴露前の初期値を100とした相対値で示した。

値レベルの濃度のNO₂やSO₂は単独の大気汚染質としては気孔開閉運動に対して影響せず、O₃との複合条件でO₃の気孔閉鎖作用に対して相乗的効果を生じさせると考えられる。したがって、植物の大気汚染質吸収能力に対してO₃の気孔閉鎖作用が問題になるが、現状の大気環境で0.1ppmを越すO₃濃度が観察される日が年に数回しかない(環境庁, 1986)ことを考えると、野外条件下に生育する植物では環境中の大気汚染質自体が気孔開度に影響することはほとんどないと考えられる。

気孔の開閉機能は環境要因によって制御されると共に、植物体の生理的要因によってその程度が変動する。大気汚染物質は程度に差があるが、植物に何らかの害作用を与える。例えば、O_xは植物の細胞膜の透過性に異常を引き起こし、細胞内の生理生化学の諸現象に様々な異常をもたらす(Rich, 1964)。ただし、上述したように現実の環境の濃度程度の大気汚染物質では植物に顕著な障害を与えることはほとんどないが、植物のガス吸収能力は植物体内の大気汚染物質を無毒化する機能や代謝活性によっても影響を受けていると考えられる。

樹木は生育期間が長いので、葉の生理的齢(Age)の気孔開閉機能に及ぼす影響が問題になる。例えば、クワでは葉の単位面積当たりの蒸散速度が生理的齢によって異なり、その大きさは若齢葉、老化葉、成熟葉の順に大きかったが、老化葉は環境変化に無関係に常にある程度の蒸散を行っていた(田崎, 1978)。また、ポプラではO_xによって成熟葉から老化葉にかけて可視害が顕著

に発現し、老化葉の落葉が促進された(久野, 1979)。このように、一般に落葉広葉樹では葉齢が進むに従って気孔開閉機能が鈍化し、老化葉では常に気孔が開き加減になっていることを示している。したがって、大気汚染物質吸収能力が長時間持続することも大気浄化機能の高い植物の一つの条件になる。

3.5 おわりに

以上、広葉樹種の大気浄化機能をガス吸収能力から評価検討してきたが、現状では「どのような樹種が大気浄化機能が高そうか」としか言えない。これを「この樹種をこの方法で」と断言できるようにするためには、それぞれの樹種の環境要因に対する反応性や生理的特徴などを十分検討し、能力が効果的に発揮できるような植栽の方法や栽培管理方法を開発する必要がある。

引用文献

- Beardsell, M.F., P.G. Jarvis and B. Davidson (1979): A null-balance diffusion porometer suitable to use with leaves of many shapes. *J. Appl. Ecol.*, **46**, 515-519.
- Burrows, F.J. and F.L. Milthorpe (1979): Stomatal conductance in the control of gas exchange. *In: Water Difficults and Plant Growth*, Vol. IV, Kozlowski, T.T.(ed.), Academic Press, New-York, 103-152.
- DeSanto, R.S., W.H. Smith, J.A. Miller, W.P. McMillen and K.A. MacGreger (1976): Open space as an air resource management measure-sink factors-Vol.1., EPA-450, 3-76-028a, N.T.I.S., U.S. Dep. of Commerce, U.S.A.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1981): 大気汚染物質に対する感受性のポプラ品種間差異. 国立公害研究所研究報告, 第28号, 149-159.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1983): ポプラの気孔の開閉に及ぼす大気汚染ガスの複合影響. 日本生物環境調節学会第21回大会講演要旨集, 25-26.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1984): 実験植物の環境順応性の検討—ハツカダイコンの大気汚染感受性に及ぼす水ストレスの影響. 日本生物環境調節学会第22回大会講演要旨集, 31-32.
- 藤沼康実・町田 孝・岡野邦夫・名取俊樹・戸塚 績 (1985): 大気浄化植物の検索—広葉樹種における葉面拡散抵抗特性の種間差異. 国立公害研究所研究報告, 第82号, 13-28.
- 古川昭雄・可知直毅・藤沼康実・田崎忠良 (1986): オゾン吸収速度の植物種間差. 日本生物環境調節学会第24回大会講演要旨集, 23-24.

- 飯島 亮・安森俊比古 (1974a): 庭木と緑化樹1-針葉樹・常緑樹. 誠文堂新光社, 東京, 290p.
- 飯島 亮・安森俊比古 (1974b): 庭木と緑化樹2-落葉高木・低木類. 誠文堂新光社, 東京, 330p.
- Jarvis, P.G. and T.A. Mansfield (1981): Stomatal Physiology. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 259p.
- 環境庁 (1986): 環境白書. 環境庁編. 大蔵省印刷局, 東京, 620p.
- 久野春子 (1979): 光化学オキシダントがポプラさし木苗の生育に及ぼす影響 第一報, 空気浄化法によるポプラさし木苗の生長量, 落葉数などの経日, 経年変化. 大気汚染学会誌, 14, 265-274.
- 町田 孝・藤沼康実・相賀一郎 (1983): 葉面拡散抵抗測定のためのポロメータ法の検討. 日本生物環境調節学会第21回大会講演要旨集, 23-24.
- 名取俊樹・戸塚 績 (1980): 二酸化窒素の短期および長期暴露に伴う植物のガス収着速度を支配する植物側の要因について. 大気汚染学会誌, 15, 329-333.
- 名取俊樹・戸塚 績 (1980): 植物のガス吸収に関する種間差異. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 176-190.
- 大政謙次 (1979): 植物群落の汚染ガス吸収の機能-現象の解析とそのモデル化. 国立公害研究所研究報告, 第10号, 367-385.
- Rich, S. (1964): Ozone damage to plants. Ann. Rev. Plant Physiol., 2, 253-266.
- Roberts, B.R. (1974): Foliar sorption of atmospheric sulfur dioxide by woody plants. Environ. Pollut., 7, 133-140.
- 田崎忠良 (1978): 水ストレスと光合成. 環境植物学, 田崎忠良編著, 朝倉書店, 東京, 154-160.
- 田崎忠良・牛島忠広・藤沼康実 (1975): 水ストレスが植物の蒸散・光合成に及ぼす影響. 生物の発育と環境調節, 「生物環境制御」成果編集委員会, 日本学術振興会, 東京, 264-267.

4 緑地の大気汚染浄化能

4.1 まえがき

緑地は、人間の生活に潤いを与えるといった精神的な意義を持つだけでなく、大気中の SO_2 、 NO_2 、 O_3 等の大気汚染物質を吸収することによって、大気を浄化する機能を持つことが当特別研究等による室内実験で明らかにされている(本報告参照)。本章では、緑地の持つ大気浄化能力が野外条件下においてどの程度のものであるかを明らかにするために当特別研究の一環として行った野外測定の結果(青木ら, 1985; 青木ら, 1986a; 青木ら, 1986b)をもとにして、緑地の浄化能力について論ずる。なお、その野外測定は大気汚染ガスとして SO_2 、 NO_2 及び O_3 を対象としたもので、緑地として公園内樹林(大阪市大阪城公園内樹林: 樹高が約 10.5m, 葉面積指数(LAI)が約5.5, ケヤキ・クスノキ・イチヨウを主体とした公園内の樹林である)及び都市近郊にも広い面積を持つ生産緑地である水田(水稲田: 山口県新南陽市の工場地帯に近接した水稲田であり、草丈が約 70cm, LAI が約 4.3の出穂直前の生育ステージであった)が選定された。比較のため、水田の近くの裸地(畑地であり、直前まで栽培されていたトマトの植物体を撤去した後に耕起して平坦にされた所で、土壌表面は乾燥状態であった)についても測定した。いずれも野外条件下で植生を乱すことなく測定できる熱収支法(内嶋, 1974; 岩切, 1977; 古川, 1981)によって7月下旬~8月中旬の間に測定された。

4.2 野外条件下における緑地の大気汚染ガス吸収速度

図 4.1には水田、図 4.2には樹林の SO_2 、 NO_2 、 O_3 の吸収速度の測定結果の一例を示す。なお、単位土地面積当たり単位時間当たりに緑地等の大気汚染ガスを吸収及び吸着する量を本章では吸収速度と述べることとした。水田において測定された吸収速度の最大値は約 $100 \mu\text{gSO}_2 \cdot 100\text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、約 $100 \mu\text{gNO}_2 \cdot 100\text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、約 $150 \mu\text{gO}_3 \cdot 100\text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、樹林においては約 $400 \mu\text{gSO}_2 \cdot 100\text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、約 $150 \mu\text{gNO}_2 \cdot 100\text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ 、約 $100 \mu\text{gO}_3 \cdot 100\text{cm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ であった。図 4.1及び図 4.2からも明らかになように、野外条件下での緑地の大気汚染ガス吸収速度はどのガスにおいても時間的にかなりの変化があり、また日によっても大きい差が認められる。吸収速

執筆担当者: 青木正敏 (国立公害研究所客員研究員, 山口大学農学部, 現在: 北海道大学農学部)
戸塚 績 (生物環境部, 現在: 東京農工大学農学部)
鈴木義則 (国立公害研究所客員研究員, 山口大学農学部)
森岡 進 (国立公害研究所客員研究員, 大阪市公園局建設部)

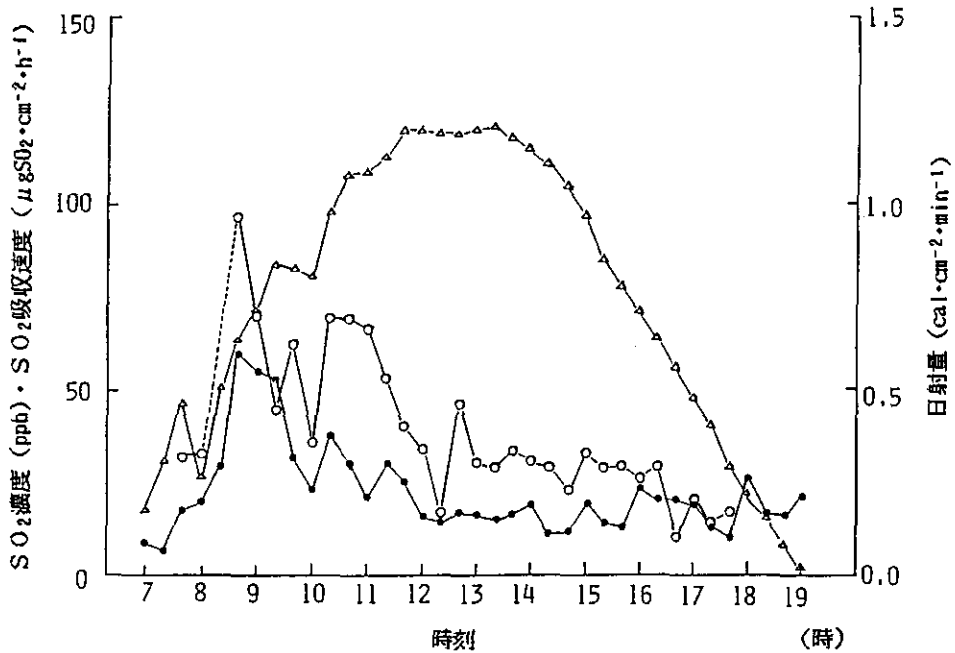


図4.1 日射量, SO₂濃度及びSO₂吸収速度の経時変化(水田,1984年8月8日)
 △:日射量, ○:SO₂濃度, ●:SO₂吸収速度.

度の変化と汚染ガス濃度の変化との対応性のよいことが図4.1及び図4.2にも認められ、この場合に日射量が強いつ時の方が吸収速度のレベルは大きい傾向にあることも認められる。

4.3 汚染ガス濃度及び日射量と吸収速度の関係

図4.3は水田、図4.4は樹林の吸収速度と各汚染ガス濃度との関係を示す。日射量レベルごとに区別して両者の関係を調べると、ばらつきはかなり大きい、ガス濃度がゼロのときガス吸収速度もほぼゼロであり、両者はほぼ直線関係にあることが明らかである。これらの測定結果は大政・安保(1978)及び大政ら(1979)が個葉において得ている結果と同様である。通常の環境濃度のような低濃度においては、大政(1979)が述べているように、SO₂、NO₂及びO₃ではガス吸収が行われる気孔底界面でのガス濃度がゼロと考えてさしつかえないことをこの測定結果は示している。

図4.3及び図4.4が示しているように、日射量が大きいつ時ほどガス濃度に対するガス吸収速度の傾度は大きい。ガス濃度と日射量及び吸収速度の関係を明確にするために、単位ガス濃度当たりの吸収速度(吸収速度/ガス濃度)と日射量との関係を示したのが図4.5及び図4.6である。

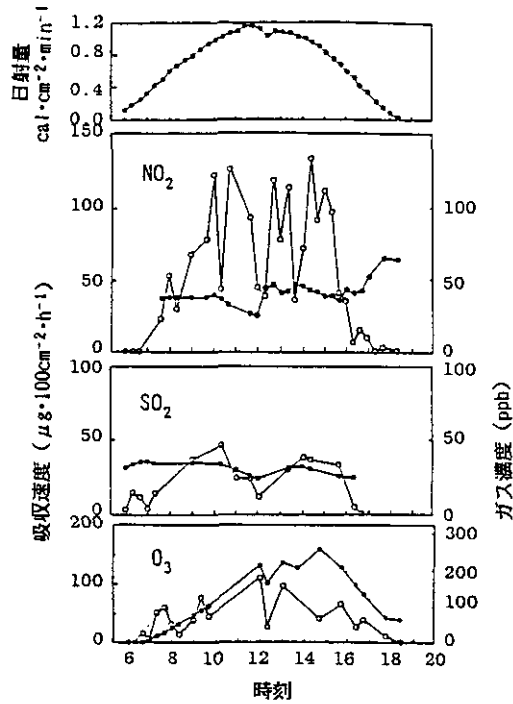


図4. 2 NO_2 , SO_2 , O_3 の吸収速度, 濃度及び日射量の日変化(樹林, 1985年7月30日)
 ○—○: 吸収速度, ●—●: ガス濃度

吸収速度/ガス濃度は $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ 単位となり, この値は沈着速度(deposition velocity)と呼ばれ, 植生等のガス浄化能力を示す指標である。ばらつきはかなり大きい, 水田では日射量が約 $0.1\text{cal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ 以下, 樹林では約 $0.2\text{cal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ 以下において吸収速度はほぼゼロに近い値を示し, 日射量が多い時ほど沈着速度は大きい値を示している。水田では $0.8\text{cal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ 以上になると沈着速度の増加率が小さくなる傾向が認められ, 両者の関係は光-光合成曲線のような形を呈している。この関係は安保・相賀(1984)の数式モデルによるシミュレーション結果とよく類似している。この事実から考えても, 汚染ガスの吸収が葉表面ではほとんど起こらず, 吸収のほとんどが気孔を通じて行われること, 及び吸収速度が葉の気孔拡散抵抗値に強く依存することが明らかである。

風速と沈着速度との関係の一例を図4.7に示す。測定点が少なく, ばらつきはかなり大きい, 風速にも沈着速度が関係し, 植生上の風速の増大はガス吸収速度を増大させることが明らかである。水田においても, 同様に, 風速が吸収速度を増大する結果である。Chamberlain & Chadwick (1953)は放射性同位元素(I^{131})の沈着速度が風速によって増加すると報告している。さらに,

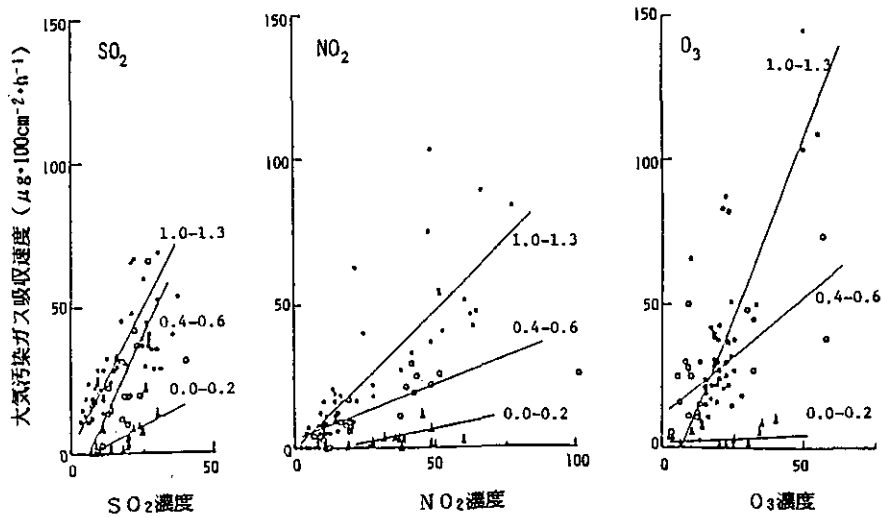


図4.3 水稲群落のSO₂, NO₂, O₃吸収速度とその濃度及び日射量との関係
(図中の数値は日射量(cal・cm⁻²・min⁻¹)を示す。)

●-●: 1.0~1.3cal・cm⁻²・min⁻¹, ○-○: 0.4~0.6cal・cm⁻²・min⁻¹,
▲-▲: 0.0~0.2cal・cm⁻²・min⁻¹

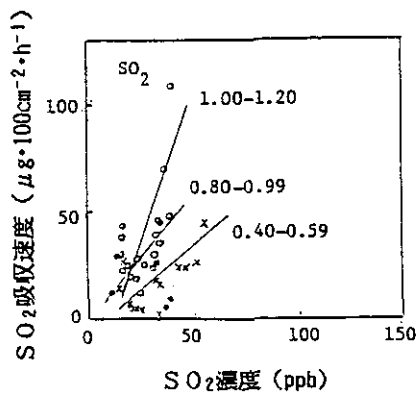


図4.4 SO₂吸収速度とSO₂濃度の関係(樹林)

日射量; ○-○: 1.00~1.29cal・cm⁻²・min⁻¹

●-●: 0.80~0.99 //

▲-▲: 0.40~0.59 //

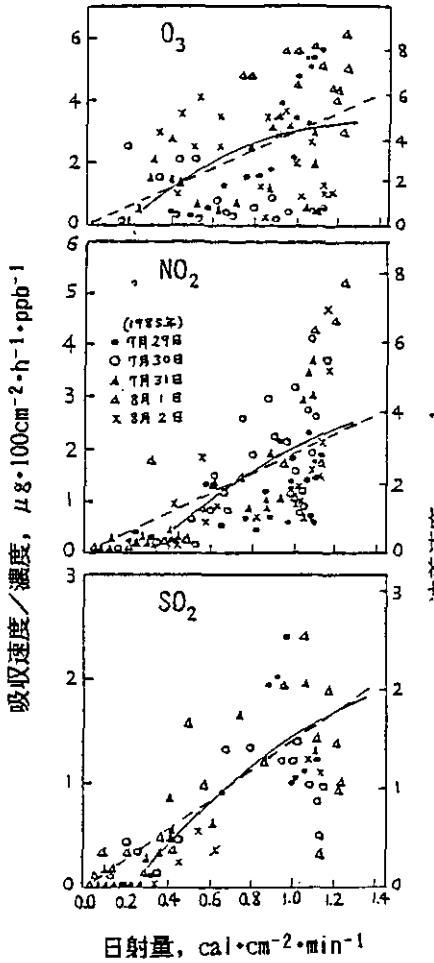


図4.5 日射量と大気汚染ガス沈着速度の関係（樹林）

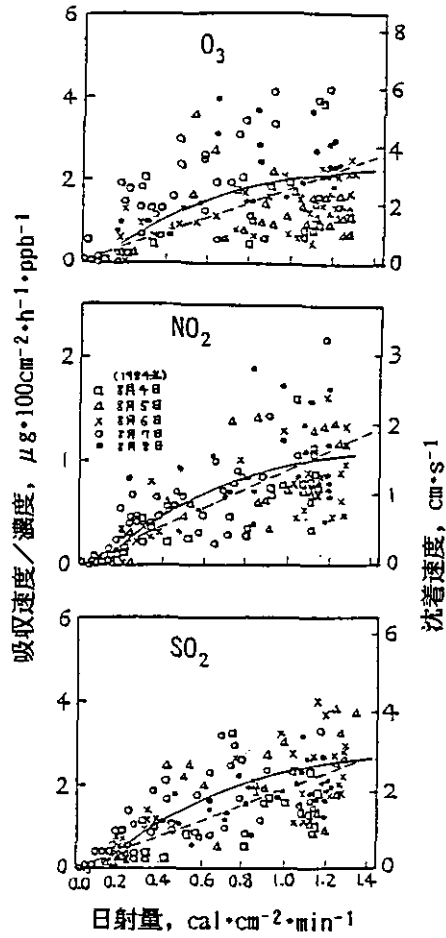


図4.6 日射量と大気汚染ガス沈着速度の関係（水田）

斎藤ら(1971)もSO₂の牧草畑への沈着速度が風速によって増加する結果を得ているが、著者らの測定結果もこれと同様である。大政(1979)のシミュレーションによる結果もこれらと同様である。さらに、この測定結果は矢吹ら(1974)及びYabuki & Aoki(1985)の各種植生の群落光合成に及ぼす風速の効果と同様である。したがって、汚染ガスの吸収についても、葉面上の境界層及び大気抵抗の影響を無視することができないことをこの測定結果は示している。

以上のことから、図4.3～図4.6の点のばらつきの原因は風速による影響が主であると推察される。

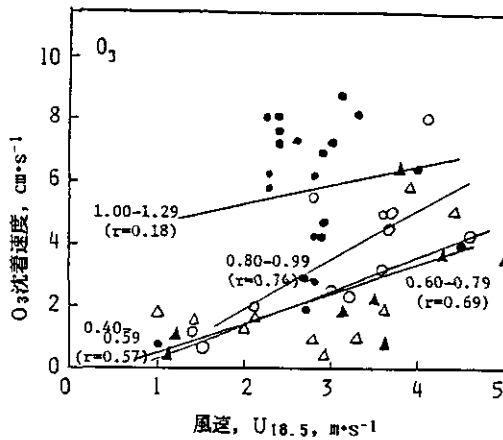


図4.7 風速 ($U_{16.5}$) と O_3 沈着速度の関係 (樹林)

風速は高さ16.5mの値. r は相関係数. 日射量($\text{cal}\cdot\text{cm}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$)

- : 1.00~1.29, ○-○: 0.80~0.99,
 ▲-▲: 0.60~0.79, △-△: 0.40~0.59.

4.4 汚染ガス吸収の経験モデル式

以上の結果から, 単純化のために日射量と沈着速度との関係を図4.5及び図4.6中の点線のよ
 うに直線で表せば, 野外条件下の緑地の汚染ガス吸収の経験モデル式を次のように表すことが
 できる。

$$F = \alpha \cdot A \cdot I \cdot (\beta U + \gamma) \quad (4.1)$$

ここで, F は汚染ガスの吸収速度, A はガス濃度, I は日射量, U は風速である。 α は植生に固
 有な係数である。ここで, 単純化のため, 風速の影響を図4.7の直線のように一次式で表してい
 るが, β 及び γ はその定数である。

上式から, 種々の植生についての α , β 及び γ が明らかになれば, 日射量, ガス濃度, 及び風
 速のデータから植生のガス吸収速度を概算することが可能である。

4.5 CO_2 吸収速度と沈着速度の関係

O_3 沈着速度と同時に測定された水田及び樹林上の CO_2 フラックス/ CO_2 濃度(すなわち CO_2
 沈着速度)の関係を図4.8に示す。ばらつきはかなり大きい, 両者には比例的関係が認められ
 る。 NO_2 及び SO_2 についても同様に比例的関係が認められた。大気汚染ガスの吸収が CO_2 の
 吸収と同じく, 主に気孔を通じたガス拡散の過程で行われることを考慮すると, 両者に比例的関

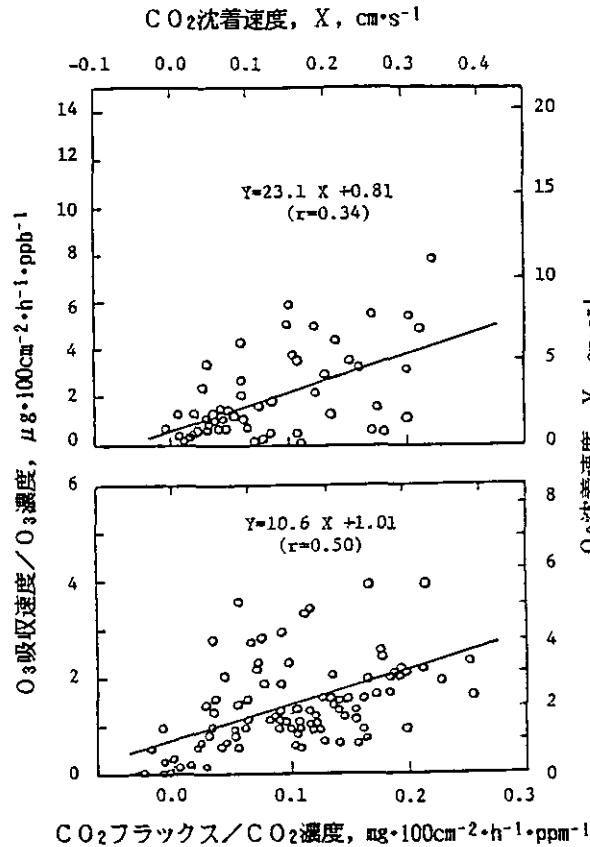


図4.8 CO₂沈着速度とO₃沈着速度の関係
上：樹林，下：水田．rは相関係数．

係が成立することに矛盾はないと考えられる。CO₂吸収の場合は葉肉内のガス拡散抵抗やクロロプラスト内のCO₂濃度も関係するので、植生の生理状態が大きく変化すれば別であるが、通常の状態では植生が同一であれば、大気汚染ガスの沈着速度とCO₂沈着速度の関係は変化することはないと考えられる。

測定された両者の関係は大気汚染ガスの沈着速度をY(cm·s⁻¹)とし、CO₂沈着速度をX(cm·s⁻¹)とすれば、O₃については樹林でY[O₃]=23.1X+0.81、水田でY[O₃]=10.6X+1.01であった。SO₂については樹林でY[SO₂]=7.01X+0.17、水田でY[SO₂]=9.32X-0.40であった。NO₂については樹林でY[NO₂]=16.3X+0.75、水田でY[NO₂]=4.56X+0.16であった。

緑地の群落正味光合成速度はCO₂フラックスと土壌呼吸速度の和であるので、CO₂沈着速度は植生の乾物生産量と土壌呼吸速度とから評価することが可能である。種々の植生についてのそれら資料の蓄積はかなり多いので、上述の関係式が各種の植生について明らかにされれば、ある

地域の植生の生産量と土壤呼吸速度とから、その地域の大気汚染浄化能を概算することが可能である。

4. 6 樹林、水田及び裸地の大気浄化能の比較

表 4.1には、図 4.5及び図 4.6の関係並びに裸地の $SO_2 \cdot NO_2 \cdot O_3$ 沈着速度と日射量との関係から、日射量が $1.0 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$ のときの平均沈着速度を求めた値が示されている。樹林についてみると、 SO_2 の沈着速度は O_3 及び NO_2 の値と比べて $1/2 \sim 1/3$ でありかなり小さい。水田については $1.5 \sim 2.5 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ の範囲の値であり、ガスの種類間の差は少ない。裸地では $0.5 \sim 1.5 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ であり、値に3倍の開きがある。土壤のガス吸収能力は土壤の組成及びガスの種類によって異なることが報告されている(指宿ら, 1986a; 指宿ら, 1986b)ので、裸地でのガスの種類間での沈着速度の差異はこのためとも考えられる。葉のガス沈着速度は同一植物では同一とされている(大政, 1979)ので、群落についてもガスの種類による差異はないと考えられる。しかし、表 4.1に示されているように、水面及び樹林ともガスの種類間で差異があったのは、測定誤差以外に、植生の土壌面(地表面)のガス吸収能力に差があったためとも考えられる。この点についてはさらに検討する必要がある。樹林の SO_2 の値が極端に小さい原因については不明である。

SO_2 を除いて考えると、樹林は水田よりも浄化能力が大きく、裸地は樹林及び水田よりも約半分以下の浄化能力である。水田と比べて樹林の浄化能力が高かったのは葉のガス吸収能力の差以外に、葉面積指数が大きかったこと及び群落の高さが高いために風速が比較的強く、大気及び葉面境界層のガス拡散抵抗値がかなり小さかったことにも原因があると考えられる。

表 4. 1 大気浄化能の比較

	樹林	水田	裸地
SO_2	1.5	2.0	1.0
NO_2	3.0	1.5	0.5
O_3	4.5	2.5	1.5

日射量が $1.0 \text{ cal} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$ のときの沈着速度 ($\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)を示す。

4. 7 他の植生との浄化能力の比較

Shepherd(1974)は英国マンチェスターにおいて、比較的短い芝生地及び水面(水中塩分濃度が約200ppm)の日中における SO_2 沈着速度を空気力学的方法(傾度法)により測定している。測定時の日射量についての記載がないが、6月下旬~7月中旬において、2mの高さの風速が約 $3 \sim 5 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$

であったとき SO_2 沈着速度は約 $0.4 \sim 1.5$ (データ数:4個; 平均値: $0.9 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) であり、10月15日には風速が $4.0 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ であったとき $0.27 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (データ数:1個) であったと報告している。水面については数値が示されていないが、2~3mの高さの風速の値の約 $1/1000$ であると述べているので、風速が $3 \sim 5 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ であったとすれば沈着速度は約 $0.3 \sim 約 0.5 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ であったことになる。

Davis & Wright(1985)は1982年6月中~下旬に草丈が25~30cmの草地の SO_2 沈着速度を傾度法によって測定している。日射条件の記載はないが、日中において $0.3 \sim 4.5 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (データ数:10個; 平均値: $2.0 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)、夕刻において $0.1 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 以下~ $1.8 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (データ数:5個; 平均値: $0.7 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)、夜間において $0.1 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 以下~ $1.7 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (データ数:4個; 平均値: $0.9 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) の値を得ている。Chamberlain & Chadwick (1953)は牧草の放射性同位元素 (I^{131}) の沈着速度を測定し、 $0 \sim 4 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ 程度の値を得ている。この場合、風速の増加とともに沈着速度が増加したと報告している。斎藤ら (1971) はイタリアンライグラス (平均草丈が50cmで、密に植えられ、地面が見えないほどによく繁茂した状態) の草地の SO_2 沈着速度を空気力学的方法で8月上~中旬に測定し、夜間で $1.2 \sim 1.7 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (データ数:3個; 平均値: $1.4 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$)、日中 (日射量の記載はない。高さ1.5mの風速は $0.6 \sim 1.7 \text{m} \cdot \text{s}^{-1}$) で $0.5 \sim 3.7 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$ (データ数:7個; 平均値: $1.6 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) という値を報告している。この場合、夜間においては風速の影響は見られないが、日中では風速の増加につれて沈着速度が増大する傾向が示されている。

図 4.5及び図 4.6に示したように、日射量の考慮なしに沈着速度の大小を論ずることはできないが、草丈が比較的高い草地を対象とした Davis & Wright (1985)、Chamberlain & Chadwick (1953)及び斎藤ら(1971)の値は図 4.5の水田の値 (日中では $0 \sim 4 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) と比べて同程度の範囲である。Shepherd (1974)の芝生の値はこれらの値と比べて最大値が約 $1/3$ である。沈着速度は葉面積指数が大きい方が大きいと考えられ、短い芝生の葉面積指数は草丈の高い草地と比べて小さいことが短い芝生の沈着速度の小さいことの主な原因と考えられる。Shepherd (1974)の水面の値は短い芝生の値の約 $1/2$ であり、著者らの裸地の値 ($0 \sim 1.5 \text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$) よりもかなり小さい。以上のことから総合的に推察すると、浄化能力の大きさは水面 < 裸地 < 草丈の低い芝生地 < よく繁茂した草地及び水田 < 樹林となる。

4. 8 あとがき

緑地は裸地よりも大気浄化能力が高いことが明らかになった。樹林周辺域の大気汚染ガス濃度の水平分布を測定したところ、樹林の風上から樹林の風下側約 1.5kmまでガス濃度が低くなっていることが測定された (青木ら, 1986) が、これは浄化能力の大きい樹林が周辺地域の大気汚染の緩和に寄与した結果と考えられる。

大気汚染浄化能力はガス濃度及び植生の種類のみならず、日射量や風速にも関係していること

が明らかとなり、式(4.1)のような簡単な経験式から浄化速度を概算することができることも明らかにされた。また、汚染ガス浄化能は植生の群落正味光合成速度に比例することも明らかにされ、このことから地域の汚染ガス浄化能を植生の生産力から概算できることも示された。今後、このような気象的要因を考慮に入れて、植生の種類・葉面積指数・群落構造等を考慮しつつ、各種植生の持つ大気浄化能力を測定・調査することが望まれる。

種々の緑地の浄化能力が明らかになれば、都市の緑地を積極的に利用した大気環境浄化及び大気汚染緩和をはかるための効果的な緑化の推進も可能と考えられ、大気環境的な立場から公園緑地等の計画・策定を行う上で貴重な資料となろう。

引用文献

- 安保文彰・相賀一郎(1984)：植物群落による大気汚染ガス吸収のモデルとシミュレーション。1次元拡散モデルにおける各種要因の影響について。国立公害研究所研究報告，第64号，191-212。
- 青木正敏・戸塚 績・鈴木義則(1985)：植物群落の大気汚染浄化能に関する研究(1) 水稲群落および裸地の SO_2 ・ NO_2 ・ O_3 吸収速度。第26回大気汚染学会講演要旨集，454。
- 青木正敏・戸塚 績・森岡 進・小西 昭・鈴木義則(1986a)：植物群落の大気汚染浄化能に関する研究。(2)都市公園内樹林による大気汚染ガス濃度の低下。第27回大気汚染学会講演要旨集，449。
- 青木正敏・戸塚 績・鈴木義則・森岡 進・小西 昭(1986b)：植物群落の大気汚染浄化能に関する研究。(3)都市公園内樹林の大気中 SO_2 ・ NO_2 ・ O_3 浄化速度。第27回大気汚染学会講演要旨，450。
- Chamberlain, A.C. and R.C. Chadwick (1953)：Deposition of air-borne radioactive vapour. *Nucleonics*, 11, 22.
- Davis, C.S. and R.G. Wright (1985)：Sulfur dioxide deposition velocity by a concentration gradient measurement system. *J. Geophys. Res.*, 90, No. D1, 2091-2095.
- 古川昭雄(1981)：植物の生産過程測定法。牛島忠広・古川昭雄・米山忠克(著)，共立出版。東京，101-126。
- 指宿堯嗣・青木正敏・戸塚 績(1986a)：土壌による SO_2 の吸着と硫酸への変換。第27回大気汚染学会講演要旨集，451。
- 指宿堯嗣・忽那周三・竹内浩士(1986b)：大気中窒素酸化物の固体粒子状物質による除去。日本化学会秋季年会講演要旨集，350。

- 岩切 敏 (1977) : 農業気象観測・測定に関する手引書 第2部 研究調査のための測定法.
 (日本農業気象学会関東支部), 30-44.
- 大政謙次 (1979) : 植物群落の汚染ガス収着機能, 現象の解析とそのモデル化. 国立公害研究所
 研究報告, 第10号, 367-385.
- 大政謙次・安保文彰 (1978) : 植物による大気汚染物質の収着に関する研究(I) SO_2 の局所収
 着と可視発現との関係. 農業気象, 34, 51-58.
- 大政謙次・安保文彰・名取俊樹・戸塚 績 (1979) : 植物による大気汚染物質の収着に関する研
 究(II) NO_2 , O_3 あるいは $\text{NO}_2 + \text{O}_3$ 暴露化における収着について. 農業気象, 35, 77-83.
- 斎藤隆幸・磯部誠之・永井良典・堀部淑子 (1971) : 牧草畑への SO_2 ガス付着量の推定. 農業
 気象, 26, 1-4.
- Shepherd, J.G. (1974) : Measurements of the direct deposition of sulphur dioxide onto
 grass and water by the profile method. Atmos. Environ., 8, 69-74.
- 内嶋善兵衛 (1974) : 新編農業気象ハンドブック. 新編農業気象ハンドブック編集委員会(編),
 養賢堂, 142-157.
- 矢吹万寿・青木正敏・體谷 憲 (1974) : 風速と光合成に関する研究(5) 風速と水稻群落光合成
 の関係. 農業気象, 30, 101-105.
- Yabuki, K. and M. Aoki (1983) : 植物の動的環境. 矢吹万寿(著), 朝倉書店, 東京, 270p.

5 大気と植物のガス交換

5.1 まえがき

植物群落は、主要な大気汚染ガスである SO_2 、 NO_2 、 O_3 、PAN、 CO_2 等を収着（吸収+吸着、吸着量は小さい）する能力が地表面を構成する他の物質（土壌、水、その他）に比べて大きく、大気の浄化に寄与していることが知られている（Rasmussenら、1975；大政ら、1979；Sehmel、1980；Jones、1983；安保ら、1985a,b）。これは、植物葉それ自身が持つ大きなガス代謝吸収能力に加えて（Hill、1971；大政、1979）、「群落効果」、すなわち、葉が重なることによる単位土地面積当たりの葉面積の増大と、群落内外の気流かくはんによる拡散輸送量の増大に起因している（Monteith、1973；Bennett & Hill、1975；大政、1979）。

植物葉内のガス代謝吸収能力を支配する要因については、ガス拡散抵抗モデルを用いた解析により、体内へのガスの入口である気孔の開度、数、構造などに関係する気孔拡散抵抗（あるいは、気孔コンダクタンス）と植物側の濃度境界条件である気孔底界面でのガス濃度（あるいは葉肉抵抗）とに分けて調べられている。気孔拡散抵抗は、植物の種類や生育している環境で変化し、また、葉位や葉面部位の違いによっても異なる（Meidner & Mansfield、1968；Furukawaら、1979；Jones、1983；Omasaら、1981a,b；近藤、1984）。最近、気孔拡散抵抗を測定する技術が進歩してきており、生育している植物の葉の部位や種による違いを容易に測定比較できるようになってきた（大政ら、1981；Kramerら、1987）。

他方、気孔底界面でのガス濃度は、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 、PAN等のガスの場合、通常の生育状態の植物では、その代謝能力が吸収された量に比べて十分大きく、0ppmと近似できることが知られている（大政・安保、1978；大政ら、1979；Black & Unsworth、1979；大政、1980；河内、1980；野内、1980；名取ら、1981）。このことは、これらの植物によるガス吸収は、大気から気孔を介して気孔底に至る気層でのガス拡散により律速されることを意味する。光合成に関する CO_2 の気孔底界面でのガス濃度は前述のガスに比べて大きく、生育環境や植物種により変化するが、ガス吸収量（光合成量）に気層でのガス拡散輸送現象が大きい影響を及ぼすことは言うまでもない（Monteith、1973；Jones、1983）。

それ故、気孔底界面でのガス濃度や気孔拡散抵抗など植物葉内のガス代謝吸収能力に関係する要因の他に、「群落効果」に関係する大気から葉表面に至る拡散輸送現象の解明とそのモデル化

執筆担当者：原菌芳信（国立公害研究所客員研究員，大阪府立大学農学部），
大政謙次（技術部）

が必要となる。

大気中から葉表面へ至るガスの拡散輸送過程については、葉表面近傍の境界層における輸送と大気中から群落内までの拡散輸送に分離して調べられている。前者については、Gaastra(1959)の先駆的研究や Monteith (1963), Gates & Benedict (1963), Parkhurstら (1968), Drakeら (1970), Schuepp (1971), Parlange & Waggoner(1971), 長谷場・伊藤(1971,1984), 長谷場・武智(1972), 矢吹・西岡(1973), Chamberlain(1974), Pearmanら(1974), Wigley & Clark(1974), GraceとWilson(1976), 原圃・矢吹 (1979; 1980)等により、葉面境界層の構造や特性と葉面境界層を通じた熱や物質の輸送との関係が調べられている。後者については、群落内外の気流特性と物質や熱の輸送とが、群落構造や植物の草型との関連で調べられているが(例えば, Lemon, 1960, Inoue, 1963; 斎藤, 1963; 内嶋ら, 1968, 1970; Thom, 1971; Monteith, 1973; Billら, 1976; Seginerら, 1976; Finnigan, 1979; Inoue & Uchijima, 1979; Maitani, 1979; Ohtaki, 1980; Wilsonら, 1982; 米谷ら, 1984; Ohtaki, 1984; Anderson, 1986; Hicksら, 1986), まだ不明なことが多い分野である。これは、大気から植物葉表面に至る拡散経路の拡散抵抗は、植物の草型や群落構造により異なること、気流の乱れに伴って植物体が揺らぐと、群落内の乱れが増加するだけでなく、その境界面である群落高さ(植被面)も変化し、群落上部の気流特性が影響されるという、複雑な現象を伴うことによる。さらに、野外における気流は不規則に変動し、測定が困難であることも、この分野での拡散輸送の解明を妨げている。

植物の大気浄化機能と関連して、大政(1979), 安保・相賀(1984)が植物のガス吸収についてモデル解析と若干の理論的解析を行い、概説している。しかし、なお未定の定数や仮定なども含まれており、野外での観測や風洞実験からの検討を必要としている。ここでは、「群落効果」に関係する大気から葉表面に至る拡散輸送現象について、筆者らの実験的な研究成果をもとに概説する。

5. 2 大気中から植物群落内への物質輸送

まきがきで示したように、自然条件下における植物の大気汚染質の吸収は、植物群落内外の気流特性に関連していると見られることから、気流特性とガス吸収との関係を明らかにすることは、植物の大気浄化機能を評価するうえで重要である。自然条件下では、変動要因が多く、再現性のある実験を行うことが困難であるので、国立公害研究所に設置された自然環境シミュレータ(相賀ら, 1982)(以後シミュレータと略す)を用いてこれを調べた(大政ら, 1985; 原圃ら, 1986)。

1) 水稻群落内外の気流特性

シミュレータの測定部に、イネのバット植えたものを隙間なく配置し、水稻群落と類似の模擬群落を作った。植物を配置した後シミュレータの速度成層装置を調節し、測定位置での模擬群

落上部の平均主流風速の鉛直分布を野外で測定されたもの(原菌・矢吹, 1984a, b; 原菌ら, 1985)に近づけた。この時のシミュレータ内の平均主流風速の鉛直分布の測定結果を図 5.1に示す。風速の測定には、空間分解能の高い熱線風速計のx型プローブを用い、トラバース装置に取り付けて主流方向の風速Uと鉛直方向の風速Wとを同時に測定し、U、Wの2次元の風速分布を求めた。

主流方向の風速Uは植被面より約0.1m低い高さから急激に増加し、速度の鉛直勾配 dU/dz は群落上約0.2mの高さまで極めて大きい。群落の上部では0.1m間隔で測定されたUに横(Y軸)方向への差異は見られないが、群落内では測定位置による差異が認められ、葉や茎が気流の方向を変化させていることが分かる。

測定断面における乱れ(6u, 6w)の分布と鉛直方向の風速Wの分布を図 5.2に示す。気流の乱れは、群落の上方 0.1m~0.2mの所で最も大きく、Uの鉛直分布において dU/dz が大きい範囲で dU/dz にほぼ比例した大きさの分布を持ち、Uの鉛直分布との関連が大きい。鉛直風速Wは、群落高さの下約0.1mから群落高さの上約0.3mの範囲で、鉛直上向きと下向きとの流れが見られる。測定した横方向1mの範囲内では、上向き流れと下向き流れとが局所的に分布し、流れと直角方向に約0.5mの直径を持つ縦渦が2個並んでいるようなWの風速分布である。同様の鉛直風速は、ほ場の水稻群落でも測定されており(原菌・矢吹, 1984a, b)、植被面における摩擦応力と植物体の揺らぎとの相互作用で、より安定な主流方向に軸を持つ縦渦を発生していると考えられる。このような流れ方向に軸を持つ縦渦は、河川の流れのように横方向に境界面がある場合に顕著に見られているが(禰津・中川, 1981)、海洋で観測されているラングミュア流れ(水野, 1984)や突起物の後流で縦渦状の流れが発生する(Schlichting, 1979)など、横方向の境界面が存在しな

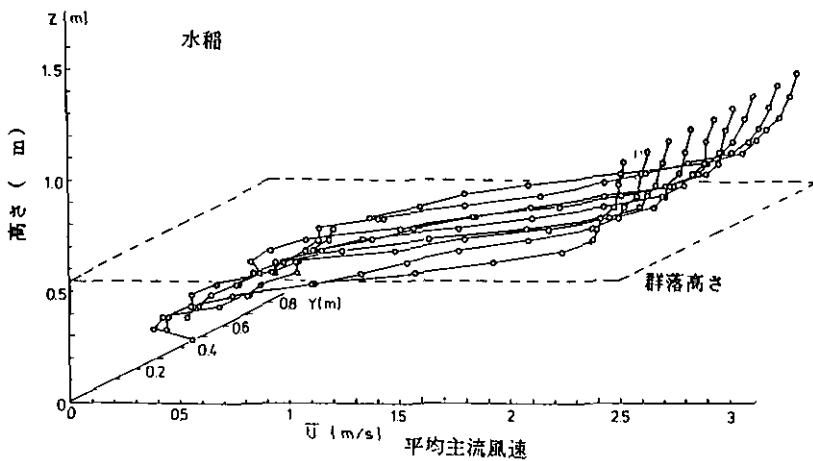


図5.1 自然環境シミュレータ内の水稻群落の平均主流風速分布

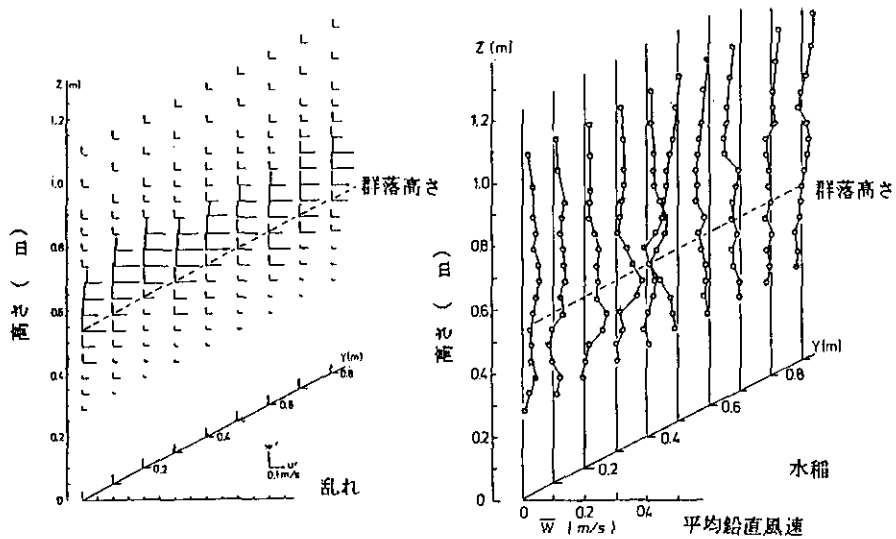


図5.2 水稻群落の鉛直風速分布と乱れの分布

くても縦渦が発生する可能性は否定できない。

このことは、植物群落のように表面が変化し、大きい粗度を持つような場合には、縦渦状の流れが発生しやすく、これが、群落内外で、乱れによる乱流拡散の他に平均的な鉛直方向の移流による輸送を持たらすことを意味する。したがって、群落内外におけるガス吸収を評価する際には移流による輸送についても検討する必要があると思われる。

2) 群落構造の差異と群落内外のガス濃度の鉛直分布

シミュレータの測定部に3種の異なる群落を設け、風速と同時に CO_2 、 NO_2 ガス濃度の鉛直分布を測定した。群落構造の特性値としては、葉面積の空間分布と植物生重の空間分布とを用いている。葉面積分布は、群落の受光量との関係から気孔開度に影響し、植物葉の表面でのガス吸収を特徴づける群落特性値である。生重分布は群落内外の気流や植物体の揺らぎなどに関する特性値である。

ワイ性のイネとケヤキの群落では、 CO_2 と NO_2 を同時に測定した。この結果を図5.3に示す。図中には測定値の他に、群落構造図も示している。

イネの群落は植被面の高さや植物の密度が均一で、葉面積指数9.0の群落構造である。群落内外における CO_2 と NO_2 双方のガス濃度の鉛直プロファイルは、 CO_2 濃度が群落の下層で再び高濃度になることを除けばよく似ている。 CO_2 濃度が極小となる高さ20cmと群落上方の高さ80cmとの濃度勾配をみると、 CO_2 濃度は群落内外で1.6%低下しているが、 NO_2 濃度は6.3%と大きく低下している。このことは気孔底界面での濃度が、 CO_2 より NO_2 の方が小さいため、

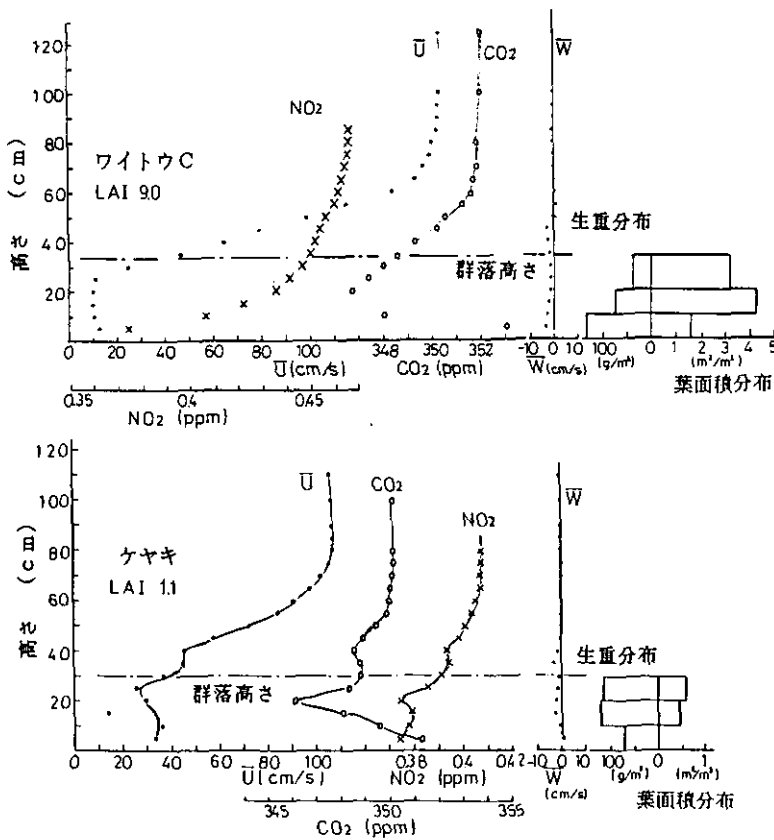


図5.3 ワイ性のイネ，ケヤキの群落構造図と群落内外の風速・ガス濃度の鉛直分布

気孔底界面と大気との相対濃度勾配(群落内外の濃度差/大気濃度)は、 NO_2 の方が大きく、 NO_2 ガスの拡散が多かったことを示している。高さ20cm以下の群落下層では、 CO_2 濃度は地表面に近づくほど再び高くなっており、光強度の減少に伴う光合成量の低下と呼吸による放出、並びに、土壌からの放出によるものと見られる。一方、 NO_2 濃度は群落下層でも低下しており、群落下層や水面でも吸収が十分に行われていることが示されている。ガスの濃度勾配は、気流の乱れが大きい部分で増大しており、濃度境界層の厚さは速度境界層の厚さの約 1/2と薄くなっている。 CO_2 濃度が最低となるのは群落高さより10cm低い所であり、光合成を行っている場合には、この面に向かって CO_2 が輸送されている。

ケヤキ群落は密度が小さく植被面の高さも不ぞろいである。このため、測定位置の風上にある幹や枝の影響が風速分布に現れ、群落高さ付近で変動しているが、群落の中層以上における NO_2 、 CO_2 濃度の鉛直プロファイルは似ており、風速分布とも非常によい対応を示している。群落下

層まで合めたCO₂ガスの濃度分布は、イネの濃度分布と似ており、最低濃度となるのは大局的にはイネと同様で、群落の平均高さより約10cm低い高さとなっている。この場合のCO₂濃度が最低となる高さで群落外との間のガスの濃度勾配は、CO₂が1.1%の低下、NO₂が4.4%の低下であり、両者の比は水稻の場合とほとんど同じ1:4である。

群落構造や気流の分布が異なる二つの群落において、2種のガス濃度の鉛直分布がよく似ており、ガス吸収量に比例する相対濃度勾配の比もほとんど同じであったことは、シミュレータ内の大気と葉表面との間のガス拡散抵抗は同じで、そのドライビングフォースのみが異なることを示している。このことは、双方のガスが全く同じ拡散経路を経由して葉内に到達していることを推測させ、汚染ガスが気孔を通して吸収されるという結果（大政・安保、1978；大政ら、1979）を裏付けている。

葉面積指数9.1と密なセイタカアワダチソウ群落の場合について、昼夜のCO₂濃度プロフィールを測定した結果を図5.4に示す。群落密度は高いが、個々の植物の高さは不ぞろいであり、測定点の風上に位置する植物の高さの影響が鉛直方向の風速分布に現れている。明条件で光合成している場合のCO₂濃度分布は、ケヤキやワイ性のイネと異なり、群落の平均高さで最低値である。これは、セイタカアワダチソウ群落の葉面積指数が大きく、草型は水平葉型でなおかつ群落上層に大きい葉面積を持つため、CO₂吸収の能動面が、光合成が最も盛んとなる高い面に移動したと見られる。

暗条件のセイタカアワダチソウ群落の場合、気流特性として摩擦速度 V_* の鉛直分布を示しているが、CO₂濃度が最大値となる高さは、明条件のCO₂濃度が極小となる高さより低く、摩擦速度が0となる高さと同様である。このことから、明条件では光合成の能動面が摩擦速度が0となる高さより高くなるのに対して、暗条件の呼吸によるCO₂発生源は、群落密度の高い中央部にあるため、群落外への拡散の能動面が $V_*=0$ となる高さより低下したと考えられる。

3) 気流構造とガス濃度の分布との関係

ケヤキ、ワイ性のイネの二つの異なる群落状態の場合とも、CO₂濃度が最低値となる高さは、平均風速の勾配 du/dz が大きい値から急に小さくなる高さにはほぼ一致している。この高さは、セイタカアワダチソウ群落の結果に示したように、摩擦速度 V_* が0になる高さに相当し、気流特性上はこの高さの面に向かってガスの輸送が生じているといえる。セイタカアワダチソウ群落の場合のみ、CO₂吸収面が $V_*=0$ となる高さよりやや上になっているが、これは前述のように、草型が水平葉型でなおかつ群落上層に大きい葉面積を持つためと考えられ、気流特性だけでなく、植物の草型や群落構造自体もガス吸収に影響している。

摩擦速度が0になる高さは、群落の揺らぎや群落表面の凹凸に関係しており、葉面積の分布より生重の分布に対応している。一方、葉面積分布と草型は群落における光合成速度や呼吸速度の

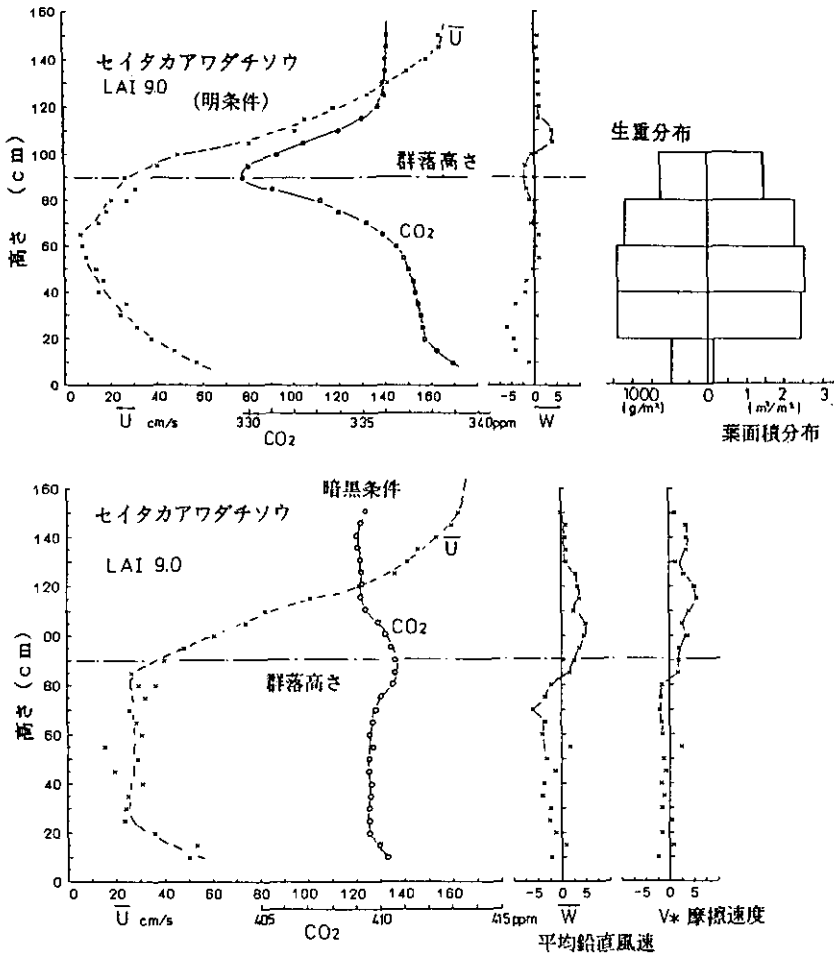


図5.4 セイタカアワダチソウの群落構造図と群落内外の風速・ガス濃度の鉛直分布

空間分布を規定している。3種の異なる植物の群落状態と、それぞれにおけるガス濃度の分布、風速分布の測定結果から、植物の草型や群落構造自体と気流特性とが相互に作用しあって、植物群落によるガスの吸収を特徴づけていることを明らかにできた。また、これまでの水田での測定から、植物群落によるガスの吸摩擦速度が0となる高さは、地面修正量と非常に近い値であることが明らかにされており(原菌ら, 1985), 気流特性と群落構造の情報だけでガス吸収量の推定が可能になると考えられるが、定量的な評価についてはさらに検討が必要である。

5.3 葉面境界層の気流構造と物質輸送

粘性流体中に置かれた物体の周辺には、主流速度より遅い境界層が発達する。空気も粘性を持つため、葉や茎などの植物の周りには境界層ができる。葉の周辺にできるものを、葉面境界層と呼んで、特に重要視している。これは、大気中の汚染質や CO_2 等のガス交換が葉との間で行われ、その量が葉面境界層の状態に大きく影響されるからである。葉面は一般に平面状であり、これには工学分野で研究された平板境界層に関する知見を応用できる。

1) 風速とガス交換

風速が増大すれば、葉面にできる境界層は薄くなり、大気から葉内への CO_2 輸送量は増加する。そこで、光強度、気温、 CO_2 濃度を一定に保ち、風速と相対湿度とを変えた場合の光合成速度の違いを、キュウリについて測定した結果を図5.5に示す(矢吹・宮川, 1970)。

縦軸は光合成によって増加した乾物重(純同化率NAR)であり、図中の数値は実験時の相対湿度を示している。相対湿度80%の場合には、風速の約1/2乗に比例して光合成が増加しており、葉面境界層の厚さが風速の1/2乗に比例して薄くなることとよく対応している。しかし、相対湿度65、50%の場合には、高風速域で逆に光合成速度が低下している。植物葉は、光合成による CO_2 の吸収と同時に蒸散により水蒸気の放出を行っており、風速が増大し、境界層抵抗が低下すると、光合成速度と同様に蒸散速度も増加する。大気の相対湿度が低い場合には、植物葉からの蒸散量が過大となり、葉内水分が減少するため植物の生理反応として気孔の開度が小さく(気孔抵抗が大き)くなり、図のような結果になったと推測される。

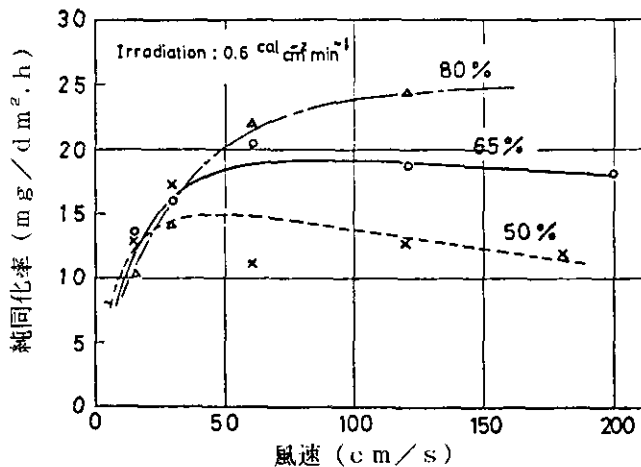


図5.5 相対湿度を変えた場合の風速と光合成との関係(キュウリ)

このように、植物の生理反応である気孔の開閉も葉面境界層の影響を受けて変化し、葉面近傍でのガス交換が影響されている。したがって、気孔が開いている場合の群落内における植物のガスの交換では、葉面境界層の影響と気孔の開閉にかかわる生理作用の影響とが相互に関連し合っており、ガスの輸送量を支配しているといえる。前節で示したように、植被面以下の群落内では風速が急激に低下するので、密な群落ほど、植物のガス交換における葉面境界層の影響は大きくなる。

2) 気流条件と境界層抵抗値

葉面境界層抵抗値が気流条件により、どの程度の値の範囲で変化するかを、葉、葉柄、主茎、根だけからなる一節挿しのカンシヨの個葉について調べた結果が図 5.6である。

図 5.6A は、気流条件と拡散抵抗値との対応をより詳細に調べるために、葉のおもて面に蒸散を抑制する多分子膜を塗布し、裏面だけの境界層抵抗値を求めたもので、気流方向はカンシヨの鋭くつがった先端から葉柄部へ向かう場合である。

迎え角 $\alpha=0^\circ$ の場合には、風速の増加に伴って、境界層抵抗値 r_b はなだらかに低下しており、層流境界層における物質輸送の一般的な知見とよく合致している。 $\alpha=+15^\circ$ と -15° の場合は迎

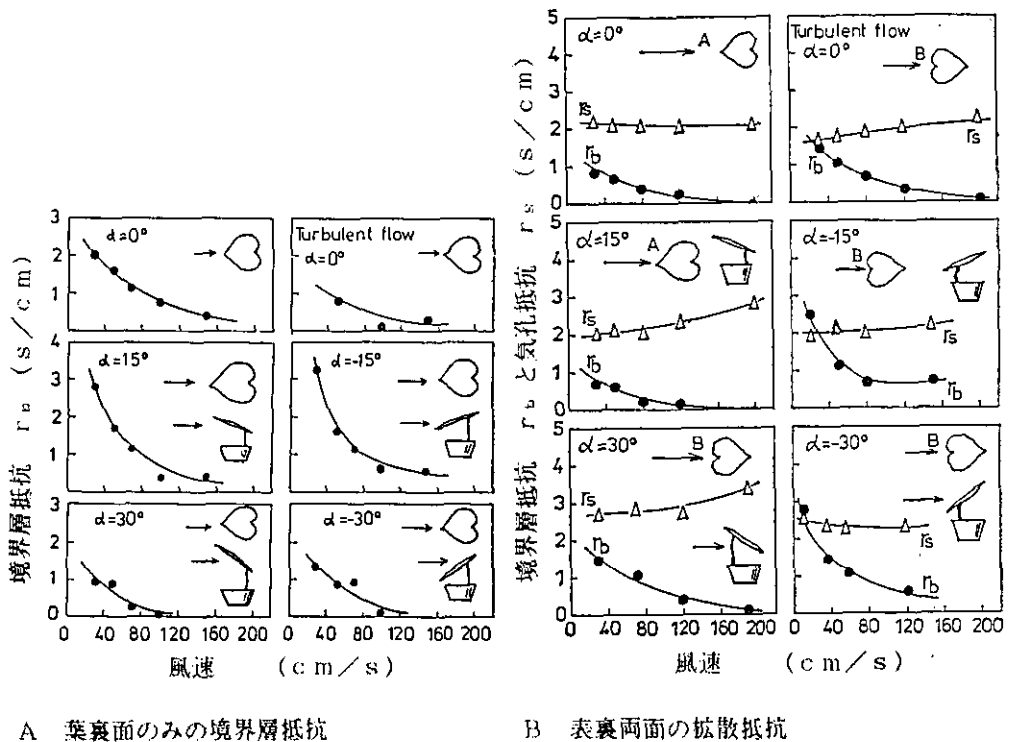


図 5. 6 風速・迎え角を変えた場合のカンシヨ葉の境界層抵抗値

△印は同時に測定した気孔抵抗値 (s/cm)

え角が正負逆になっているだけの違いであるが、風速の増加に伴う r_b の変化は非常に良く似ており、 $\alpha = 30^\circ$ の場合も同様である。前縁が凸状の葉形では迎え角が負の場合も正の場合も、裏面の境界層は同様の層流構造となることによる（原菌・矢吹，1979,1981）。乱流中で葉が $\alpha = 0^\circ$ を中心にして微少に揺らぐ場合の拡散抵抗値は、層流の気流中で葉を固定した場合より小さく、また、 $\alpha = \pm 30^\circ$ の場合が他の迎え角の場合より小さい値である。

図 5.6の B はカンシヨ葉の表裏両面から蒸散する場合について測定した境界層抵抗値である。 $\alpha = 0^\circ$ と $+15^\circ$ は葉のとがった先端から葉柄部へ向かう気流方向の場合について測定した結果であるが、境界層抵抗値 r_b は同じ気流方向で裏面からのみ蒸散する場合の結果（A）の約 1/2であり、表裏両面の境界層抵抗が互いに並列的に機能していることを示している。

これに対して、葉柄部の方から風が吹く場合（ $\alpha = +30^\circ$ ， -15° ， 30° ，及び乱流）の r_b をAの同じ条件と比較すると、Bの値はAと同等あるいはそれ以上となっている。同時に測定した気孔抵抗値 r_s が、気流方向によって変化していないことと合わせて考えると、葉柄部から先端へ向かう気流方向の場合の r_b は、逆方向のとがった先端から葉柄部へ向かう気流方向の場合より大きい値となることが分かる。さらに、風速の増加に伴う r_b の変化を $\alpha = \pm 30^\circ$ について見ると、迎え角正負によりそのパターンが異なっている。カンシヨ葉の気孔の分布数は4：1と裏面が多いことを考慮すれば、上述の差異は迎え角の正負により境界層構造が異なることをよく反映した結果といえる。

自然条件下でより一般的と考えられる葉柄部から風が吹く気流方向では、 $\alpha = 30^\circ$ と乱流中で葉が揺らぐ場合の拡散抵抗値が、他の気流条件の場合より小さい。また、風速約30cm/s以下では、境界層抵抗値が気孔抵抗値より大きくなっており、群落内のような風速の低い所では、これが植物のガス交換における主要な制限因子となり得る。

3) 境界層抵抗値の差異が植物のガス交換に及ぼす影響

気流条件の違いによって、個々の葉面境界層抵抗値が異なり、光合成速度が異なることを示したが、このような個々の葉における境界層抵抗値の差異は、当然個葉における大気と葉内とのガス交換に影響し、光合成速度や蒸散速度の差異として現れる。

境界層抵抗値の差異を、気孔拡散抵抗と光合成活性の葉面分布が、比較的均一に保たれた状態にあるツルナシインゲンの同一葉において、光合成速度の局所的な差異として関連づけたのが図 5.7である（原菌・矢吹，1981）。これは、供試葉を2時間光合成させ、蓄積された同化澱粉をヨウソ澱粉反応を利用して可視化した後、その濃淡をフォトパターンアナライザを用いて定量化したものである。図中、濃いハッチで示された部分が光合成速度が相対的に高い部分である。

迎え角 $\alpha = 0^\circ$ ，平均速度 $U = 100\text{cm/s}$ の場合には、風上前縁部と葉が細くとがった部分の光合成速度が高いレベルとなっており、模型葉について測定した層流の境界層の厚さが薄くなる部位

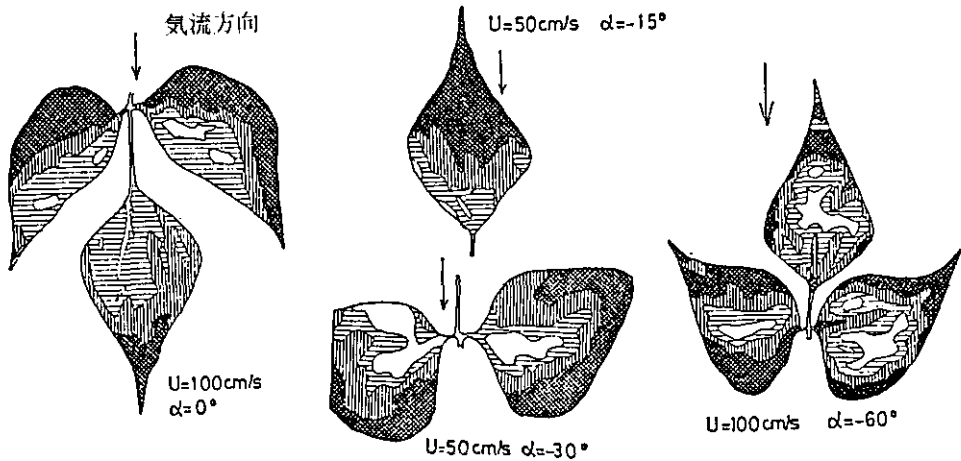


図5.7 種々の気流条件下におけるツルナシンゲン葉の光合成速度の相対分布

とよく合致している。(矢吹・原菌, 1978)

負の迎え角で矩形状葉形の場合の境界層は、裏面は前縁で生じた剝離が後半部で再付着し、側端部では上面(向面)から裏面(背面)への巻き込み流れがある構造である(原菌・矢吹, 1979; 1981)。光合成速度分布は、巻き込み流れが顕著な部分や、剝離した流れが再付着する部分の後方で高い分布となっている。一方、先端が凸状の葉形の場合には、迎え角が負でも前縁で境界層の剝離が生じない境界層構造である。光合成速度分布は、斜めになった前縁から中心部へ向かう流れに沿う部分で高いレベルの分布であり、前縁から後縁へと次第にレベルが低下しており、 $\alpha = 0^\circ$ の場合と似た分布形である。なお、気孔の分布数は、裏面が多いので、光合成速度分布には裏面の境界層構造がより大きく影響する。

$\alpha = 60^\circ$ の場合の光合成速度分布を見ると、葉の周縁部が中央部より高レベルとなっている。この分布は、大きい迎え角の場合に、葉の中央部を中心として淀み領域や死水域が発達し、境界層抵抗が大きくなっていることとよく対応している。

気流条件の差異が植物葉のガス交換に及ぼす影響を定量的に調べた結果を図5.8に示す(原菌・矢吹, 1985)。同化箱の中で、気流に対する葉の迎え角だけを変化させた場合の、純光合成速度と蒸散速度を求めたものである。迎え角のわずかな差異で、ガス交換速度が変化しており、群落内のように気流速度の小さい場所でのガス交換が、草型によっても異なることが分かる。気流に対する迎え角や風速は、葉の大きい植物の群落の場合ほどより大きく影響する。

4) 植物の揺らぎとガス交換

乱流気流中で葉が微少に揺らぐ場合の境界層抵抗値が小さいことから、植物を強制的に揺らせ

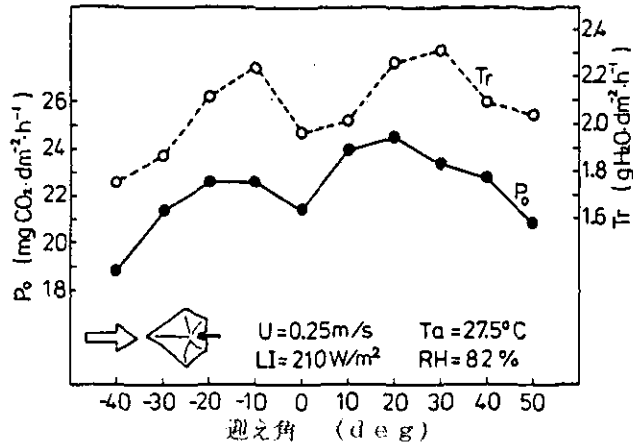


図5.8 気流に対する葉の迎え角と、光合成速度、蒸散速度との関係(キュウリ)

た場合にも、高いガス交換速度が得られると期待される。キュウリ葉を揺らした場合の物質生産量を調べた結果が図5.9である(原菌・矢吹, 1980)。

振動数約3.5Hz以下でキュウリを揺らせた場合のNARは静止区より増加し、1~2Hz (Strouhal数0.5~2)の場合、増加率は約30%となっている。Strouhal数0.5~2の条件で植物体が揺れている場合には、葉面境界層抵抗は減少し、植物に吸収されるガスの量も増大することが分かる。自然状態の群落では、気流の乱れに伴って、植物体や葉が揺らぐことが多いが、このような場合には静止した場合より、植物のガス吸収量は多くなるといえる。

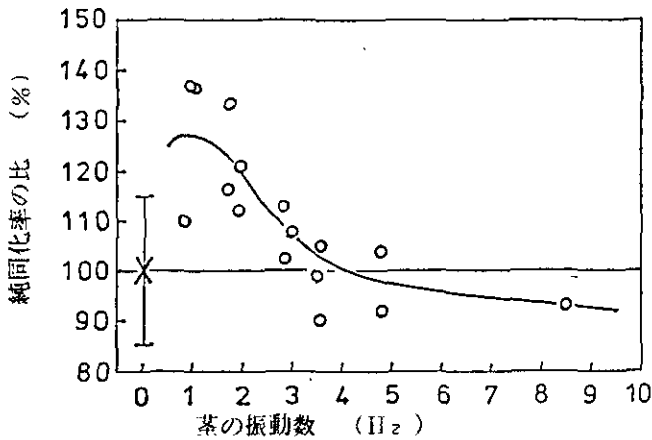


図5.9 キュウリ葉を振動させた場合の振動数とNARの変化

5.4 気孔拡散抵抗と物質輸送

気孔拡散抵抗は、植物の種類や生育状態により異なり、植物の置かれている環境や生理状態により変化する。図 5.5 に示した風速や湿度の違いによる光合成速度の変化はこの良い例である。気孔拡散抵抗には、風速や湿度の他に、光強度、ガス濃度、温度、土壌水分など植物を取り巻くほとんどすべての環境因子が影響を及ぼす。図 5.10 は、 O_3 に被曝した植物葉の気孔抵抗の葉面分布である (Omasa ら, 1981b)。 O_3 の吸収に伴う気孔閉鎖により気孔拡散抵抗が大きくなったが、その程度は、葉面の部位で異なっていた。なお、実験中、境界層抵抗の影響をなくするために、その値を葉面全域で一定に保つように気流を調節した。気孔の閉鎖速度は、必ずしもガス吸収量に依存せず、 O_3 に対する気孔の感受性の部位による違いが認められた。また、植物種の違いによる気孔拡散抵抗についての測定例 (Rutter, 1975) を表 5.1 に示す。気孔拡散抵抗は、気孔の大きさ、数、構造 (深さ) などによって異なり、このことが植物種による差異を生じさせる。このように、気孔拡散抵抗は、葉面境界層抵抗と同様、植物と大気とのガス交換を支配する重要な因子であるが、植物それ自身の状態や環境条件によって異なるので、実際には現場での測定が必要である。

5.5 あとがき

筆者らの実験的研究成果を中心に、植物と大気とのガス交換について述べた。大気中の汚染ガスは、気孔を通して葉内へ吸収され代謝されているが、このようなガスの大気中から群落内への

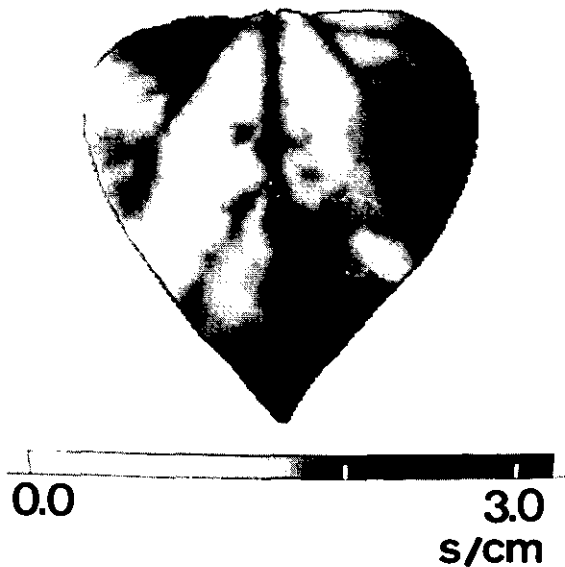


図 5.10 O_3 に被曝した植物葉の気孔拡散抵抗の分布

拡散に対しては、気流自体の影響の他に、群落構造が気流との相互作用で影響することを明らかにした。また、群落内では、個々の葉にできる葉面境界層が、ガス交換に大きい影響を持っていることを示した。しかしながら、野外における植物群落内外のガス濃度分布や風速分布は複雑であり、再現性のあるシミュレータ等を用いて、この分野でのより一層の研究が望まれる。

表 5. 1 種々の植物の水蒸気に関する最小気孔抵抗と表皮抵抗 (大政, 1979参照)

植 物 名	r_s'	r_c
草本植物	$s \cdot cm^{-1}$	$s \cdot cm^{-1}$
モンテンジクアオイ	0.75	75
コムギ	0.25	17
シロツメクサ	0.33	16
ワタ	0.9 - 1.3	32
テンサイ	1.5 - 1.7	35 - 40
8種類の作物	0.7 - 2.3	
インゲンマメ	0.5 - 1.5	
ソラマメ	0.5 - 2.0	
<i>Circaea lutetiana</i> (ミズタマソウ属)	9.2 - 16.1	41 - 140
<i>Lamium galeobdolon</i> (オドリコソウ属)	7.6 - 11.3	17 - 40
木本植物		
<i>Betula verrucosa</i> (シラカンバ属)	0.9 - 1.4	56 - 83
ヨーロッパヤマナラシ	2.3	
ノルウェーカエデ	4.7 - 13.9	85 - 140
ヨーロッパナラ	6.7 - 14.6	150 - 460
ヨーロッパアカマツ	2.0	
オレンジ	1.0 - 3.0	
<i>Populus sargentii</i> (ハコヤナギ属)	4.0	
モミジバフウ	} 4.0 - 6.0	
ユリノキ		
タイサンボク		
<i>Quercus velutina</i> (コナラ属)		
<i>Picea sitchensis</i> (トウヒ属)	3.0 - 8.0	
<i>Pinus resinosa</i> (マツ属)		
young leaves	2.7 - 4.0	
1-year-old leaves	7.0 - 9.0	

注) $1/r_s' = 1/r_s + 1/r_c$ r_s : 気孔抵抗, r_c : 表皮抵抗

国立公害研究所の自然環境シミュレータを用いるに当たり、生物環境部陸生生物生態研究室の古川昭雄室長、戸塚績前室長、並びに技術部の相賀一郎部長、藤沼康実植物専門官、松本茂前ガス専門官、町田孝植物係長にお世話になった。ここに御礼申しあげる。

引用文献

- 安保文彰・相賀一郎 (1984) : 植物群落による大気汚染ガス吸収のモデルとシミュレーション
- 1 次元拡散モデルにおける各種要因の影響について - . 国立公害研究所研究報告, 第
64号, 191-216.
- 安保文彰・大政謙次・相賀一郎 (1985a) : 植物による大気汚染ガスの収着 - 植物葉と種々の物質
のSO₂収着の比較 - . 国立公害研究所研究報告, 第82号, 39-42.
- 安保文彰・大政謙次・相賀一郎 (1985b) : 植物による大気汚染ガスの収着 - 植物葉と種々の物質
によるSO₂, NO₂の収着. 生物環境調節学会第23回大会講演要旨集, 24-25.
- 相賀一郎・大政謙次・松本 茂 (1982) : 環境庁国立公害研究所ファイトトロンとエネルギー供
給システム. 衛生工学, 56, 741-751.
- Anderson, D.E. and S.H. Verma (1986) : Carbon dioxide, water vapor and sensible heat
exchanges of a grain sorghum canopy. *Boundary-Layer Meteorol.*, 34, 317-331.
- Bennett, J.H. and A.C. Hill (1975) : Interactions of air pollutants with canopies of
vegetation. In: Responses of plants to Air Pollution, (eds.) J.B. Mudd and T.T.
Kozlowski, Academic press, New York, 273-306.
- Bill, R.G., L.H. Allen Jr., T. Audunson, B. Gebhart and E. Lemon (1976) : Turbulent
transport within and above a maize canopy. *Boundary-Layer Meteorol.*, 10, 199-220.
- Black, V.J. and M.H. Unsworth (1979) : Resistance analysis of sulphur dioxide fluxes
to *Vicia faba*. *Nature*, 282, 68-69.
- Chamberlain, A.C. (1974) : Mass transfer to bean leaves. *Boundary-Layer Meteorol.*,
6, 477-486.
- Chamberlain, A.C.; J.A. Garland and A.C. Wells (1984) : Transport of gases and parti-
cles to surfaces with widely spaced roughness element. *Boundary-Layer Meteorol.*,
29, 343-360.
- Drake, B.G., K. Raschke and F.B. Salisbury (1970) : Temperatures and transpiration of
Xanthium leaves as affected by air temperature, humidity, and wind speed.

- Plant Physiol., 46, 324-330.
- Finnigan, J.J.(1979) : Turbulence in waving wheat. *Boundary-Layer Meteorol.*, **16**, 182-211.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1981) : 大気汚染物質に対する感受性のポプラ品種間差異. 国立公害研究所研究報告, 第28号, 149-153.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1979) : Interspecific differences in response of transpiration to SO₂. *Environ. Control Biol.*, **17**, 153-159.
- Gaastra, P.(1959) : Photosynthesis of crop plants as influenced by light, carbon dioxide, temperature and stomatal diffusion resistances. *Meded.Landbouwhogeschool Wageningen*, **59**, 1-68.
- Gates, D.M. and C.M. Benedict (1963) : Convection phenomena from plants in still air. *Am. J. Bot.*, **50**, 563-573.
- Grace, J. and J. Wilson (1976) : The boundary layer over a populus leaf. *J. Exp.Bot.*, **27**, 231-241.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1979) : 風速と光合成に関する研究 (8). *農業気象*, **35**, 153-164.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1980) : 葉面境界層と植物の物質生産に関する研究 (7). *農業気象学会 1980年度講演要旨*, 39.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1981) : 葉面境界層と植物の物質生産に関する研究 (1). *農業気象*, **37**, 103-110.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1982) : 葉面境界層と植物の物質生産に関する研究 (2). *農業気象*, **38**, 231-238.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1984a) : 水稲生育層の気流特性 . 特定研究「乱流現象の解明と制御」報告書, 大気圏・水圏における乱流, 38-46.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1984b) : 耕地の物質輸送と気流環境の調節に関する研究 (1). *農業気象学会 1984年度講演要旨*, 183-184.
- 原藪芳信・矢吹万寿 (1985) : 葉面境界層と植物の物質生産に関する研究 (3). *農業気象*, **41**, 217-222.
- 原藪芳信・矢吹万寿・坂井田幸一 (1985) : 耕地の物質輸送と気流環境の調節に関する研究 (2). *農業気象学会 1985年度講演要旨*, 56-57.
- 原藪芳信・大政謙次・古川昭雄・戸塚 績・矢吹万寿 (1986) : 自然環境シミュレータにおける模擬群落内外の気流特性とガス交換. *生物環境調節学会第24回大会講演要旨*, 77-78.
- 長谷場徹也 (1973) : 強制対流による葉形湿面からの蒸発. *農業気象*, **29**, 1-9.

- 長谷場徹也・伊藤代次郎 (1971) : 蒸散に関する研究 (3) . 農業気象, 27, 59-66.
- 長谷場徹也・武智 修 (1972) : 蒸散に関する研究 (4) . 農業気象, 28, 93-101.
- 長谷場徹也・伊藤代次郎 (1984) : 葉面境界層の水蒸気輸送係数に及ぼす面の寸法と気流に対する傾きの効果. 農業気象, 40, 1-14.
- Hicks, B.B., M.L. Wesely, R.L. Coulter, R.L. Hart, J.I. Durham, R. Speer and D.H. Stedman (1986) : An experimental study of sulfur and NO_x fluxes over grassland. *Boundary-Layer Meteorol.*, 34, 103-121.
- Hill, A.C. (1971) : Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air pollut. Control. Assoc.*, 21, 341-346.
- Inoue, E. (1963) : On the turbulent structure of airflow within crop canopies. *J. Met. Soc. Jpn.*, 41, 317-346.
- Inoue, E. and Z. Uchijima (1979) : Experimental study of microstructure of wind turbulence in rice and maize canopies. *Bull. Natl. Inst. Agric. Sci. Ser. A.* 26, 1-8.
- Jones, H. G. (1983) : *Plants and Microclimate*. Cambridge University Press, Cambridge.
- 河内 宏 (1980) : 植物葉におけるオゾン吸収速度と気孔拡散抵抗との関係. 大気汚染学会誌, 15, 109-117.
- 近藤矩朗・丸田一成・及川武久・菅原 淳 (1981) : オゾンおよび二酸化窒素暴露による植物の蒸散変化とアブサイシン酸に対する気孔の感受性増大. 国立公害研究所研究報告, 第28号, 23-30.
- 近藤矩朗 (1984) : 大気汚染ガスに対する気孔反応による防御. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 78-87.
- Kramer, P.J., B.R. Strain, S. Funada and Y. Hashimoto (1987) : *Scientific Instruments in Physiological Plant Ecology*. Academic Press, (in press).
- Kumar, A. and N. Barthakur (1971) : Convective heat transfer measurements of plants in wind tunnel. *Boundary-Layer Meteorol.*, 2, 218-227.
- Lemon, E. R. (1960) : Photosynthesis under field conditions. II. *Agronomy J.*, 52, 697-703.
- Maitani, T. (1979) : An observational study of wind-induced waving of plants. *Boundary-Layer Meteorol.*, 16, 49-65.
- 米谷俊彦・瀬尾琢郎・大滝英治 (1984) : ソルガム群落内外における顕熱の鉛直輸送の測定農業気象, 40, 243-250.
- Meidner, H. and T.A. Mansfield (1968) : *Physiology of Stomata*. McGraw-Hill, London.
- 水野信二郎 (1984) : Langmuir循環流の実験的研究. 特定研究「乱流現象の解明と制御」報告書,

- 大気圏・水圏における乱流, 81-84.
- Monteith, J.L. (1963) : Gas exchange in plant communities. *In*: Environmental Control of Plant growth, (ed.) L.T.Evance, Academic Press, 95-112.
- Monteith, J. L. (1973) : Principles of Environmental Physics. Edward Arnold, London.
- 名取俊樹・戸塚 績 (1980) : 二酸化窒素の短期および長期暴露に伴う植物のガス収着速度を支配する植物側の要因について. 大気汚染学会誌, 15, 329-333.
- 名取俊樹・大政謙次・安保文彰・戸塚 績 (1981) : 植物のNO₂収着速度を支配する植物側の要因に対するNO₂の暴露期間及び暴露時の光条件の影響. 国立公害研究所研究報告, 第28号, 123-132.
- 名取俊樹・戸塚 績 (1984) : 植物のガス吸収に関する種間差異. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 176-190.
- 禰津家久・中川博次 (1981) : 開水路流れの組織立った乱流構造. 国立公害研究所研究報告, 第19号, 1-68.
- 野内 勇 (1980) : 植物葉によるオゾン及びPANの収着(吸収)速度に関する研究. 東京都公害研究所年報, 77-83.
- Ohtaki, E. (1980): Turbulent transport of carbon dioxide over a paddy field. *Boundary-Layer Meteorol.*, 19, 315-336.
- Ohtaki, E. (1984) : Application of an infrared carbon dioxide and humidity instrument to studies of turbulent transport. *Boundary-Layer Meteorol.*, 29, 85-107.
- 大政謙次・安保文彰 (1978) : 植物による大気汚染質の収着に関する研究 (I). 農業気象, 34, 51-58.
- 大政謙次・安保文彰・名取俊樹・戸塚 績 (1979) : 植物による大気汚染質の収着に関する研究 (II). 農業気象, 35, 77-83.
- 大政謙次 (1979) : 植物群落の汚染ガス収着機能—現象の解析とそのモデル化. 国立公害研究所研究報告, 第10号, 367-385.
- 大政謙次 (1980) : 汚染された大気と植物とのあいだのガス交換. 環境情報科学, 9(2), 77-78.
- Omasa, K., Y. Hashimoto and I. Aiga (1981a) : A quantitative analysis of the relationships between SO₂ or NO₂ and other acute effects on plant leaves using image instrumentation. *Environ. Control Biol.*, 19, 59-67.
- Omasa, K., Y. Hashimoto and I. Aiga (1981b) : A quantitative analysis of the relationships between O₃ sorption and its acute effects on plant leaves using image instrumentation. *Environ. Control Biol.*, 19, 85-92.

- 大政謙次・安保文彰・相賀一郎・橋本 康(1981)：大気汚染環境下の植物の画像計測—熱赤外画像に含まれる生態情報の定量化について。計測自動制御学会論文集, 17, 657-663.
- 大政謙次・松本 茂・相賀一郎(1985)：自然環境シミュレータ内の植物群落の微気象。国立公害研究所研究報告, 第82号, 79-85.
- Parkhurst, D.F., P.R. Duncan, D.M. Gates and F. Kreith (1968) : Wind-tunnel modelling of convection of heat between air and broad leaves of plants. *Agr. Meteorol.*, 5, 33-47.
- Parkhurst, D.F. and G.I. Pearman (1974) : Convective heat transfer from a semiinfinite flat plate to periodic flow at various angles of incidence. *Agr. Meteorol.*, 13, 383-393.
- Parlange, J.V. and P.E. Waggoner (1971) : Boundary layer resistance and temperature distribution on still and flapping leaves. *Plant Physiol.*, 48, 437-442.
- Pearman, G.I., H.L. Weaver and C.B. Tanner (1974) : Boundary layer heat transfer coefficients under field conditions. *Agr. Meteorol.*, 10, 83-92. *Meteorol.*, 5, 33-47.
- Rumussen, K.H., M. Taheri and R.L. Kabel(1975):Global emissions and natural processes for removal of gaseous pollutants. *Water Air Soil Pollut.*, 4, 33-64.
- Rutter, A.J.(1975) : The hydrological cycle in vegetation. *In: Vegetation and the Atmosphere*, (ed.) J.L. Monteith, Academic Press, London, 111-154.
- 斎藤隆幸(1963)：植物群落内の風速分布の成り立ち。農業気象, 19, 53-58.
- Schlichting, H. (1979) : *Boundary-Layer Theory*. 7th ed., McGraw Hill, New York, 6, 33-667.
- Schuepp, P.H. (1972) : Studies of forced convection heat and mass transfer of fluttering realistic leaf models. *Boundary-layer Meteorol.*, 2, 263-274.
- Seginer, I., P.J. Mulhearn, E.F. Bradley and J.J. Finnigan (1976) : Turbulent flow in a model plant canopy. *Boundary-Layer Meteorol.*, 10, 423-453.
- Sehmel, G.A. (1980) : Particle and gas dry deposition. *Atmos. Environ.*, 14, 983-1011.
- Thom, A.S. (1971) : Momentum absorption by vegetation. *Q. J. Res. Met.Soc.*, 77, 414-428.
- 内嶋善兵衛・宇田川武俊・堀江 武・小林勝次(1968)：作物群落内におけるエネルギーとガスの交換に関する研究(4)。農業気象, 24, 141-151.
- 内嶋善兵衛・宇田川武俊・小林勝次・堀江 武(1970)：作物群落内におけるエネルギーとガスの交換に関する研究(8)。農業気象, 25, 215-227.
- Wigley, G. and J.A. Clark(1974) : Heat transport coefficients for constant energy flux

- model of broad leaves. *Boundary-layer Meteorol.*, 7, 139-150.
- Wilson, J.P., D.P. Ward, G.W. Thurtell and G.E. Kidd(1982) : Statistics of atmospheric turbulence within and above a corn canopy. *Boundary-Layer Meteorol.*, **24**, 495-519.
- 矢吹万寿・宮川英夫(1970) : 風速と光合成速度に関する研究(1) . *農業気象*, 26, 134-150.
- 矢吹万寿・西岡通夫(1973) : 風速と光合成に関する研究(3) . *農業気象*, 29, 173-177.
- 矢吹万寿・原蘭芳信(1978) : 風速と光合成に関する研究(7) . *農業気象*, 34, 87-94.

6 土壌による汚染大気中のエチレン除去能力

6.1 はじめに

植物によって生産され、体外に放出される炭化水素の一つにエチレンがある。この炭化水素は植物自身の生長及び発育に対して、ホルモンとして作用する物質である。Abeles(1973)は植物に対するエチレン暴露実験の数多くのデータを検討した結果、植物の生理的な過程に対するエチレンの作用の閾値は一般に 10^{-2} ppm程度の濃度であると述べている。

土壌においても、土壌微生物によってエチレンが生産される。Ilag & Curtis(1968)は 222種の土壌微生物中で25%がエチレン生産をすると報告している。そして、嫌気条件が土壌微生物によるエチレン生産に適していることが一般に認められている(Primrose, 1979)。また、嫌気条件下で生産されたエチレンが植物の根の生長に十分影響を及ぼす濃度に達することがある(Smith & Restall, 1971)。

一方、Abelesら(1971)の研究以来、好気条件では土壌微生物がエチレンを除去することが明らかになった。この土壌微生物によるエチレン除去が分解によるものであるという直接の証拠は、エチレンの酸化能力を持った微生物の単離によって証明された(Primrose, 1979)。

しかし、土壌表面に堆積したリター層は好気条件下では、エチレンを放出する(Lindbergら, 1979)。

化石燃料の不完全燃焼、エチレン工業プラントからの排出、そして農業廃棄物あるいは植生の燃焼等によって、大気中のエチレン濃度は地域的に増加しつつあるという報告がある(Abeles, 1973)。さらに、これらの人為的なエチレン放出が活発な地域の周辺では、その汚染大気中のエチレンが作物及び植生に対して、被害を与える濃度に達することがあるという(Abeles, 1973)。

Abelesら(1971)とSmithら(1973)は、汚染大気中のエチレンの土壌による除去能力に関して注目した数少ない研究者である。

本報告では、種々の異なった植生から採取した土壌による、広範囲のエチレン濃度における、その分解能力について述べると共に、地表面に接した大気中の広範囲のエチレン分圧における土壌層へのエチレンの拡散についての調査結果も合わせて報告する。さらに、汚染大気中に含まれるエチレンの土壌による除去能力についてモデル計算を行った結果についても述べる。

執筆担当者：沢田信一（国立公害研究所客員研究員，弘前大学理学部）

戸塚 績（生物環境部，現在：東京農工大学農学部）

6.2 数種の植生から採集した土壌のエチレン分解能力

青森県下に存在する代表的な3種の森林及び水田から土壌を採取した。これらの土壌の性質を表 6.1に示す。リター層を除いた土壌面から10~20cmの深さで土壌を採集した。大きな植物遺体を除いた後に、新鮮土壌を 4mmの篩に通した。風乾土壌を用いた実験においては、日蔭で一週間風乾した土壌を用いた。

4種の異なった植生から採取した新鮮土壌を入れたエーレンマイヤーフラスコ内の気相中のエチレン濃度の時間変化を図 6.1に示す。フラスコ内のエチレンの初期濃度が10及び100ppmの場合には、エチレンを注入した直後にその濃度は一時的に減少し、次に上昇し、その後は連続的に減少した。0.01~1ppmの範囲の初期濃度のエチレンを含むフラスコにおいては、水田土壌を入れたフラスコ以外では、エチレン濃度は連続的に減少を続けた。

新鮮土壌によるエチレン分解速度と対数で示したエチレン濃度との関係を図 6.2に示す。4種類の土壌のエチレン分解速度はいずれも気相のエチレン濃度の増加に伴って高まった。気相中のエチレン濃度が 0.1~100ppmの範囲では、ブナ林とスギ林の間では土壌による分解速度はほぼ一致した。ヒバ林の土壌のエチレン分解速度は前者の2種類の土壌で得られた値の約1/2であったが、水田土壌の分解速度は前者の2種類の土壌の場合の1/10以下であった。図 6.2は同じ4種類の植生から採取した風乾土壌によるエチレン分解速度とエチレン濃度との関係を示している。3種類の森林の風乾土壌の分解速度はそれぞれの新鮮土壌の分解速度の1/10以下であった。

図 6.3に土壌含水量が 50~200%になるように加水したスギ林の風乾土壌のエチレン分解速度を示す。土壌含水量が 50~100%の範囲でのエチレン分解速度は含水量が150~200%の範囲での分解速度の約2倍であった。

図 6.4に各植生から採取した土壌の有機態の炭素及び窒素含量とエチレン分解速度との関係を示す。分解速度は両者の含量の増加に伴って増加した。

気相中のエチレン濃度が 0.01~100ppm の範囲で増加するのに従って、4種類の異なった植生から採取したすべての新鮮土壌の好気条件下で、エチレン分解速度は指数関数的に高まった(図 6.2)。これに対して、あらかじめ風乾しておいた同一土壌の分解速度は新鮮土壌の分解速度の1/10以下であった。Cornforth (1975)は土壌の風乾処理はエチレン分解能力を低め、また土壌を風乾状態で長時間保存することは分解能力を低下させる可能性があるとして報告している。気相中のエチレン濃度 30ppmで、ブナ林、スギ林、ヒバ林そして水田の新鮮土壌のエチレン分解速度はそれぞれ、150, 130, 60及び 5 $\text{nl g乾重}^{-1}\text{日}^{-1}$ であった。これらの分解速度の範囲は、既に報告されている新鮮土壌の分解速度の範囲(6~314 $\text{nl g}^{-1}\text{日}^{-1}$)とほぼ一致した(Abelesら, 1971; Cornforth, 1975; Yoshida & Suzuki, 1975; de Bont, 1976a,b)。

異なった植生から採取した土壌にもかかわらず、土壌中の有機態の炭素及び窒素含量の増加に

表6. 1 青森県に存在する四つの植生から採集した土壤の性質
有機態炭素(C), 有機態窒素(N)の含量及び含水量は
乾燥土壤当たりで表した。

植 生	土 壤 の 性 質			
	pH	C (%)	N (%)	含水量 (%)
<i>Thujaopsis dolabrata</i>	4.5	5.2	0.36	64
<i>Fagus crenata</i>	4.7	11.9	0.66	127
<i>Cryptomeria japonica</i>	5.7	8.1	0.56	64
水田	4.8	1.5	0.11	46

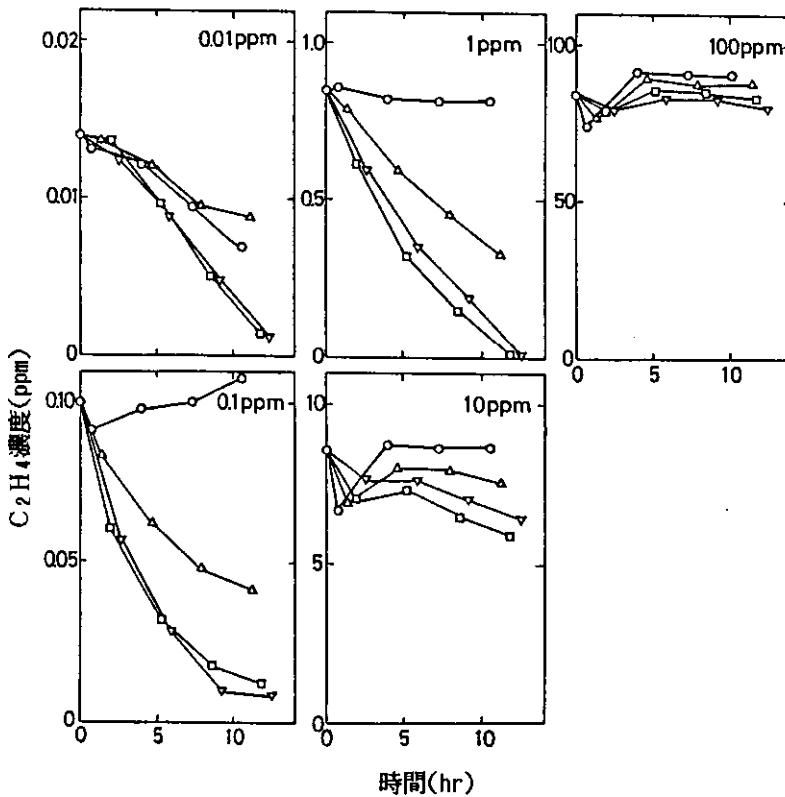


図6. 1 異なった植生から採取した新鮮土壤の入ったフラスコ内のエチレン濃度の経時的变化と初期エチレン濃度との関係
水田土壤(-O-), ヒバ林土壤(-Δ-), ブナ林土壤(-□-), スギ林土壤(-▽-).

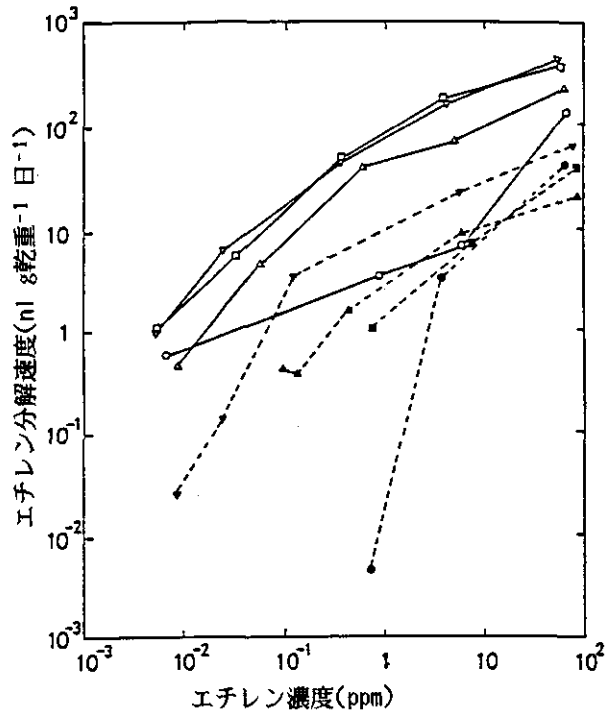


図6.2 異なった植生から採取した土壌によるエチレン分解速度とエチレン濃度との関係

エチレン分解速度は図6.1の各直線の勾配から求めた。実線及び点線はそれぞれ新鮮土壌及び風乾土壌によるエチレン分解速度を示す。記号は図6.1に同じ。

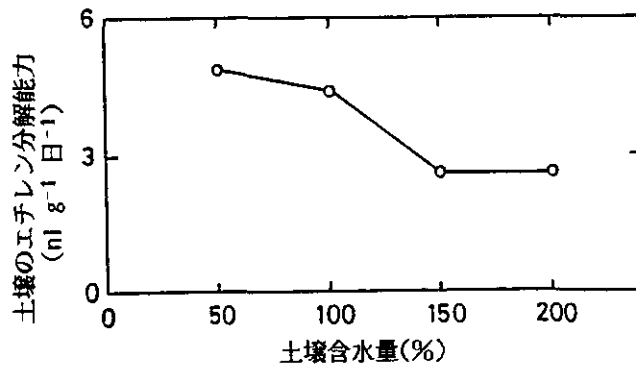


図6.3 スギ林から採取した風乾土壌のエチレン分解速度と乾重当たりの土壌含水量との関係

分解速度の測定は1 ppmのエチレンを含む気相中で行った。

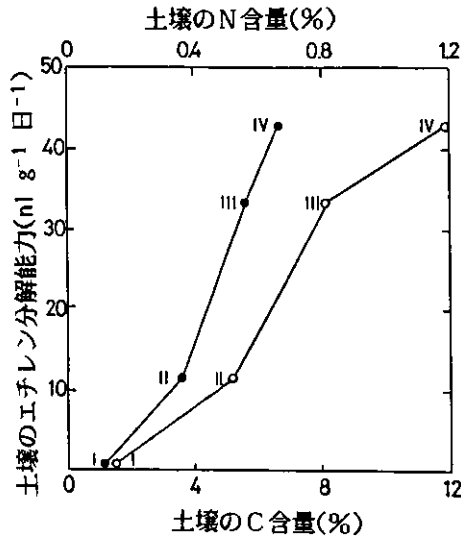


図6.4 異なった植生から採取した新鮮土壌のエチレン分解速度と有機態の炭素及び窒素含量との関係

分解速度の測定は1ppmのエチレンを含む気相中で行った。エチレン分解速度と有機態の炭素及び窒素含量の関係はそれぞれ(—○—)及び(—●—)で示す。水田土壌, I; ヒバ林土壌, II; スギ林土壌, III; プナ林土壌, IV。

伴って、エチレン分解速度は高まった(図 6.4)。この土壌におけるエチレン分解は土壌微生物によるエチレンの酸化であることが知られている(Primrose, 1979)。したがって、これら二つの結果は、土壌有機物含量の増加が土壌微生物によるエチレン分解能力を高めることを示唆している。

この点に関して Cornforth(1975)は、土壌におけるエチレン分解能力は二酸化炭素生産能力と関係があることから、土壌のエチレン分解能力と土壌微生物活性との間には相関関係があると報告している。

6.3 土壌へのエチレン拡散速度

野外条件下で地表面に接した大気中エチレンの土壌層への拡散量を測定する目的で、図 6.5に示すように、直径152mm、高さ120mmのポリプロピレン製の容器をスギ林地のリターを取り除いた地表面に設置した。そして、容器の側壁を35mmほど土壌に埋めた。そして、側壁の周囲の土壌を十分に固めた。現地での実験に先だつてふたをしたこの容器のエチレン吸着性について調べた結果、一時間当たりのエチレン吸着量は容器に注入したエチレン量の0.1%以下であった。容器内のエチレン濃度が100ppmになるように、容器上面に取り付けたゴム栓を通じて注射器でエチレンを

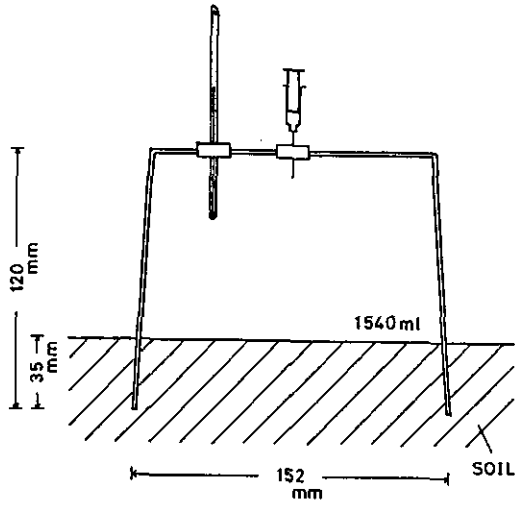


図6.5 地表面に接した大気中のエチレン濃度の減少速度の測定に用いた装置の模式図

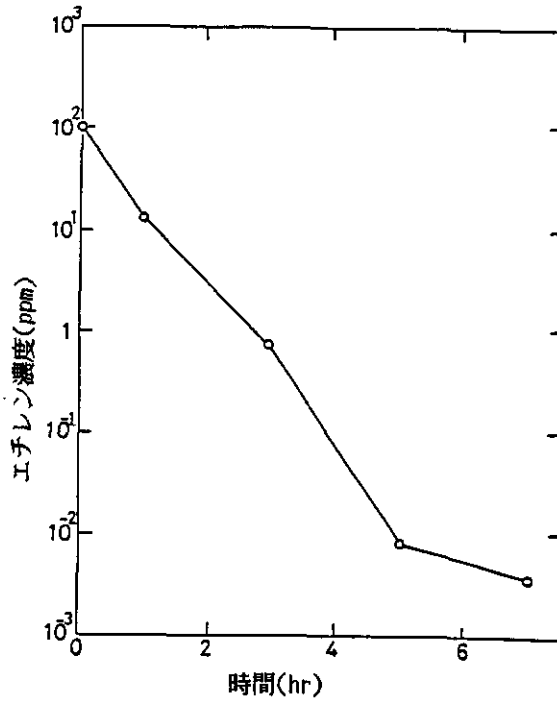


図6.6 スギ植林地の地表面に接した大気中のエチレン濃度の経時変化

容器内に注入した。一定時間ごとに注射器で容器内の空気を採取し、これをただちに実験室に持ち帰り、エチレン量を定量した。

図 6.6 にスギ林の地表面に接した大気中のエチレン濃度の経時的变化を示す。対数目盛りで示したエチレン濃度は時間と共にほぼ直線的に低下した。実験期間中の容器内及び地表面から 10cm の深さにおける地温は、それぞれ 21.3~21.8℃及び 20.7~21.8℃の範囲にあった。また、エチレン濃度の減少速度の対数値と気相中のエチレン濃度の対数値との間にはほぼ直線関係が認められた(図 6.7)。

地表面における、大気中のエチレン濃度の減少速度は大きく、また、大気中のエチレン分圧に依存していた(図 6.7)。この減少速度は土壌層における好気的なエチレン分解能力と下層への拡散に依存していたと考えられる。スギ林の土壌含水量は 64%であったことから、地表面に近い土壌層は十分に好気条件であったと考えられる。また、土壌に埋められた容器側壁の周囲の土壌は

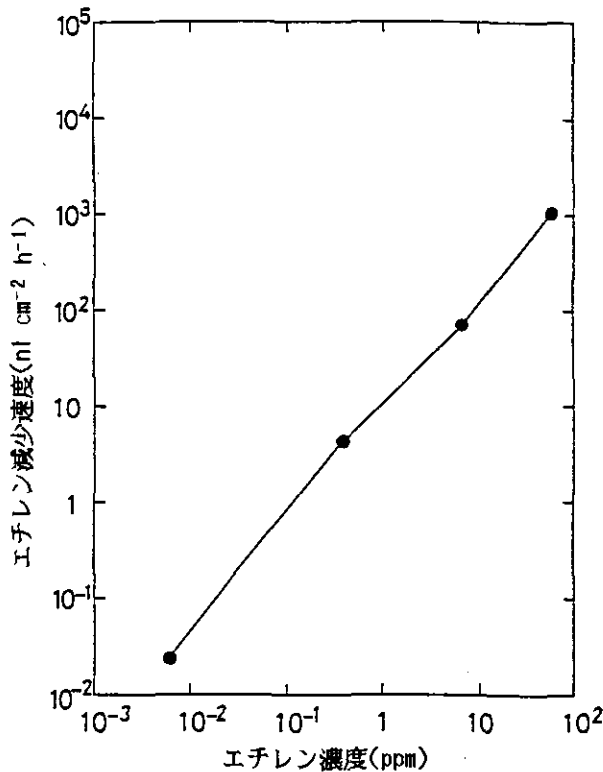


図 6. 7 スギ林地の地表面に接した大気中のエチレン濃度の減少速度とエチレン濃度との関係

エチレン濃度の減少速度は図 6.6 に示した直線の勾配から求めた。

十分に固められていたので、容器に注入したエチレンのこの土壌層を通じての大気への拡散量はわずかであり、むしろ、土壌下層へ拡散し、そこで分解されたと考えられる。

6.4 土壌による汚染大気中のエチレン除去能力についてのモデル計算

発生源から放出された物質が大気中を拡散する場合、その拡散過程は一般にブルーム・モデルの正規分布型の拡散式 (Gifford, 1961) によって、次式で表される。

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] \times \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+h}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (6.1)$$

ここで、物質の発生源を原点とした座標系において、 x, y, z はそれぞれ風向きに並行な風下距離(m)、風向きに直角な水平方向の距離(m)、及び垂直方向の距離(m)を表す。 $C(x, y, z)$ はその地点の物質濃度($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)を、また Q は発生源における物質の発生速度($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)を、そして、 h は発生源の高さ(m)を表す。 σ_y と σ_z は y 方向及び z 方向の拡散幅の標準偏差をそれぞれ表す。 $Z=0$ とすると、地表面における物質濃度は次式で得られる。

$$C(x, y, 0) = \frac{Q}{\pi\sigma_y\sigma_z u} \exp\left\{-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right\} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{h}{\sigma_z}\right)^2\right] \quad (6.2)$$

エチレンは地表面から土壌層内へ拡散し、そこで微生物によって分解されると考えられる。拡散抵抗の理論に従うと、地表面から土壌層へのエチレンのフラックスは次式で表される。

$$F = \frac{C_a - C_o}{R} \quad (6.3)$$

ここで、 F はエチレンのフラックス($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$)を、 C_a と C_o は地表面及びエチレン分解部位における、それぞれ、エチレン濃度($\text{m}^3 \text{ m}^{-3}$)を表す。 R はエチレンに対する総拡散抵抗(h m^{-1})を表す。

我が国の京浜石油化学工業地帯における、1975年のエチレン生産量は $1 \times 10^6 \text{ t y}^{-1}$ と見積もられている(エネルギーと公害総覧, 1978)。エチレン工業における、エチレンの排出量はその生産量の約0.1%であると見積もられている (Abelesら, 1971)。これら二つの値を用いることによって、京浜石油化学工業地帯からの、エチレンの排出量は $91.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ と見積もられた。

式(6.2)における、 σ_x と σ_z の値はGifford(1961)の図から求めた。様々な大気安定度下で、風速 $2 \sim 6 \text{ m s}^{-1}$ 範囲における、ブルーム中央線上の風化方向の地表面のエチレン濃度は式(6.2)を用いて計算され、風速 2 m s^{-1} の場合の濃度の計算値が図 6.8 に示されている。ブルーム中央線 ($c(x, 0, 0)$) にそった地表面のエチレン濃度は、距離の対数値と共にほぼ直線的に減少した。

様々な大気安定度下で、風速 $2 \sim 6 \text{ m s}^{-1}$ における、風化距離と地表面エチレン濃度との関係を示す式を次に示す。

$$\begin{aligned}
 \text{A } C(x, 0, 0) &= 12.0 \times \frac{x^{-2.76}}{u} \\
 \text{B } C(x, 0, 0) &= 2.58 \times \frac{x^{-2.30}}{u} \\
 \text{C } C(x, 0, 0) &= 0.142 \times \frac{x^{-1.69}}{u} \\
 \text{D } C(x, 0, 0) &= 0.174 \times \frac{x^{-1.54}}{u} \\
 \text{E } C(x, 0, 0) &= 0.186 \times \frac{x^{-1.45}}{u}
 \end{aligned}
 \tag{6.4}$$

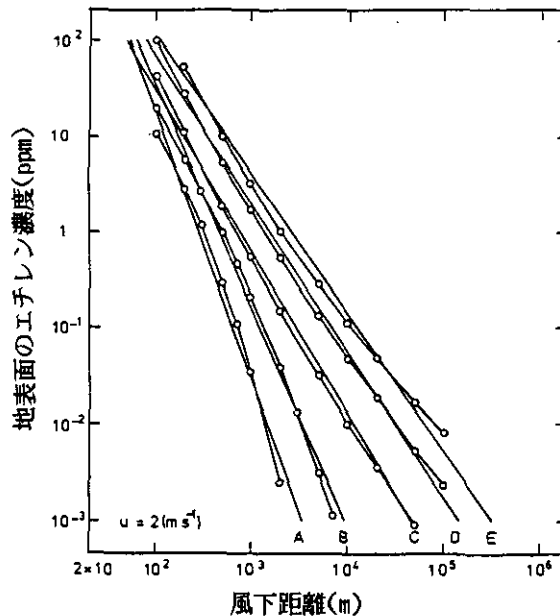


図6.8 エチレン発生源から風速 2 m s^{-1} で拡散したエチレン濃度と風下距離及び大気安定度との関係

エチレン発生源における排出量(Q)は $91.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ である。図中のA~EはGifford (1961) の分類した大気安定度を示す。

ここで、A～EはGifford(1961)によって分類された大気安定度を表す。

植物に対して様々な生理作用に影響を与えるエチレン濃度の閾値は約 10^{-2} ppmと考えられている(Abeles, 1973)。そこで、拡散したエチレンが 10^{-3} ppmの濃度に至る風化距離と様々な大気安定度下での風速との関係を式(6.2)と式(6.4)を用いて計算し、その結果を図 6.9に示した。そして、発生源から排出されたエチレン量の95.4%が含まれる $2\sigma_y$ が拡散幅となる扇型の拡散面積が計算された。この拡散面積における、平均エチレン濃度(式(6.3)の C_a の値)が地表面におけるエチレン除去量を見積もるために計算された。

図 6.10 に、スギ林のリター層を除いた地表面における大気から土壌層へのエチレン拡散速度と、フラスコに入れた同じ森林の土壌のエチレン分解速度とエチレン濃度との関係を示す。さらに、土壌の乾重当たりのエチレン分解速度を用い、土壌の容積重を1と仮定して計算された、エチレンの完全な分解に必要な土壌層の深さが図に示されている。地表面のエチレン濃度が 10^{-3} ~ 10 ppmの範囲においては、土壌層へ拡散したエチレンの完全な分解に必要な土壌層の深さは 0.61 ~ 21.1 cmの浅い範囲にあったが、10 ppmを越えるエチレン濃度においては、この深さは急激に増加した。

また、図 6.10 に示した土壌層へのエチレン拡散速度と地表面のエチレン濃度との関係を近似した直線の勾配の逆数はエチレンの総拡散抵抗(R)を表す。両者の関係は両対数スケールで、45度の勾配をもった直線によってほぼ近似された。この直線の勾配の逆数から求めた総拡散抵抗値(R)は、地表面のエチレン濃度(C_a)が 10^{-3} ~ 10 ppmの範囲で、 9.82 h m^{-1} であった。

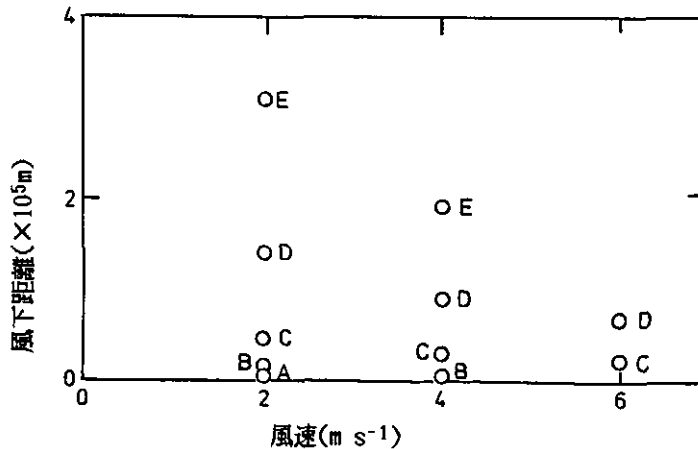


図 6.9 様々な大気安定度下において、エチレン発生源($Q=91.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$)から拡散したエチレンが 10^{-3} ppmに至る風化方向の距離 ($C(x, 0, 0)$)と風速との関係

地表面の大気中のエチレン濃度が $10^{-3} \sim 10$ ppm の範囲において計算された、土壌層へ拡散したエチレンを完全に分解するのに必要な土壌層の深さは 21.1 cm 以内と浅かった。さらに、この土壌の含水量は乾重の 64% であった (表 6.1)。これらの結果から、エチレンが拡散した深さの土壌層は土壌微生物がエチレンを完全に分解するのに十分な好气的条件下にあったと考えられる。そして、この考えは総拡散抵抗値 (R) がエチレン濃度によって変化せず一定であったという結果とも一致する。

計算されたエチレンの総拡散抵抗値 (R) と、拡散地表面における平均エチレン濃度 (C_a) を式 (6.3) に代入することによって、土壌へのエチレン拡散量が計算された。この計算において、土壌層内のエチレンが分解される部位におけるエチレン濃度 (C_o) は 0 ppm であると仮定した。また、風速 $2 \sim 6 \text{ m s}^{-1}$ の範囲においては、境界層抵抗は主に分子拡散によって生ずる総拡散抵抗に比べてかなり小さいことが考えられるので、地表面附近における境界層抵抗は考慮に入れなかった。

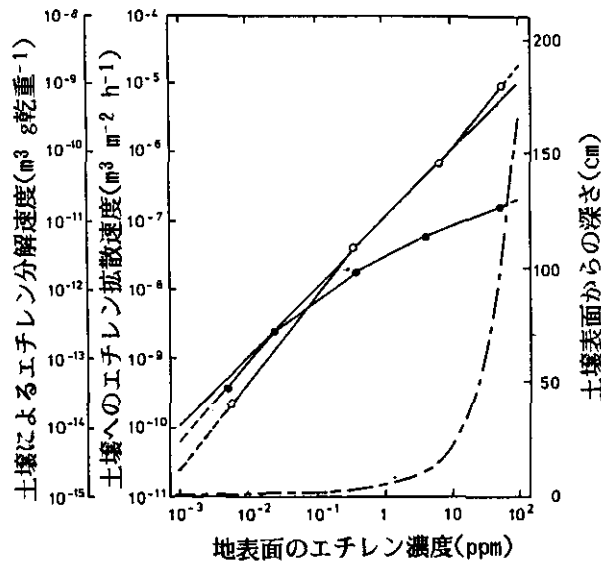


図 6. 10 (i) エチレン濃度とスギ林の地表面から土壌層への エチレン拡散速度 (-○-), (ii) 同じ森林から採集した土壌のエチレン分解速度 (-●-), (iii) 土壌面から土壌層内に拡散したエチレンの完全な分解に必要な土壌層の深さ (- - -)

直線は地表面のエチレン濃度とエチレン拡散速度との関係を近似した直線。土壌層へ拡散したエチレンの分解に必要な土壌の深さの計算方法は本文に示した。

発生源から $91.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ の排出速度で放出されたエチレンが、様々な大気安定度下で、風速 $2\sim 6 \text{ m s}^{-1}$ で拡散した場合、土壌層へ拡散し、そこで分解によって除去される最大速度はエチレン発生源におけるその排出速度の2%にすぎなかった(図 6.11)。また、土壌によるエチレン除去速度は風速が遅いほど、そして大気安定度が大きいほど大きい。

Sawada & Totsuka(1986)は地球規模での自然界からの及び人為的なエチレンの大気への放出量と、大気中に存在する O_3 と OH ラジカルによるエチレン分解量について見積もり、エチレンの収支を計算した。さらに、彼らは大気中におけるエチレンの平均的なライフタイムは3日であると見積もった。このライフタイムを用いて、発生源から排出されたエチレンが大気中の拡散過程で 10^{-3} ppm にまで希釈される間に、 O_3 及び OH ラジカルとの反応によって除去される速度を計算した(図 6.11)。 O_3 及び OH ラジカルによって、エチレンが除去される速度は風速が高まり、大気安定度が高まるに従って増加した。

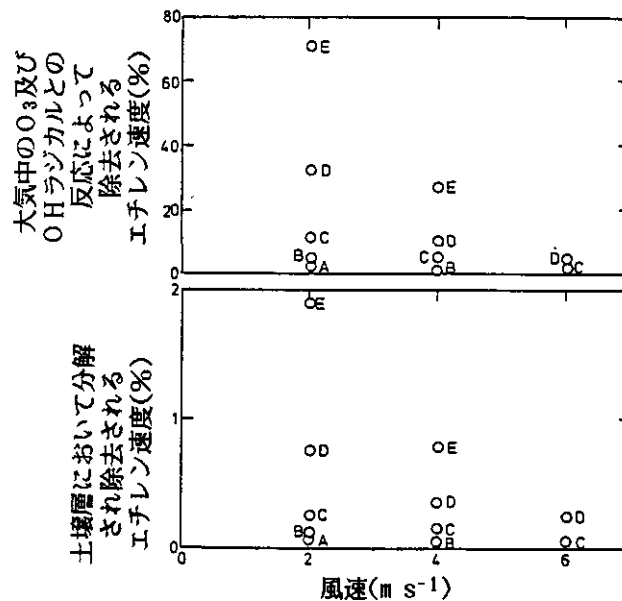


図6.11 土壌層へ拡散し分解によってエチレンが除去される速度と、大気中を拡散していく過程で、 O_3 及び OH ラジカルとの反応によってエチレンが除去される速度と風速との関係

エチレン発生源における排出速度 (Q)は $91.3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ である。土壌層及び O_3 と OH ラジカルによるエチレン除去速度は地表面のエチレン濃度(C_a)が $10^{-3}\sim 10 \text{ ppm}$ の範囲内で計算された。また両者の除去速度はエチレン排出速度に対する割合として表されている。

図 6.12は風速 $2\sim 6\text{ m s}^{-1}$ の範囲において、エチレンが大気中を拡散している間に O_3 及び OH ラジカルとの反応によって除去される量が、土壌層へ拡散し分解によって除去される量に比べて $30\sim 60$ 倍も大きいことを示している。

6.5 まとめ

土壌によるエチレン分解能力は土壌の有機物質含量の増加に伴って高まる。大気中のエチレンの除去能力についてモデル計算を行ったスギ林の土壌の有機物質含量はその乾重の 8.1% と高かった。一方、都市域は、一般に、十分な植生によって覆われている場合は少なく、したがってこの地域の土壌の有機物質含量はスギ林の土壌のそれに比べ低いと考えられる。したがって、石油化学工業地帯の周辺地域の実際の土壌のエチレン分解能力は森林土壌に比べ低いと考えられる。

Gifford(1961)の式(6.2)においては、大気中を拡散し、sink area に到達するまでの間の汚染物質の分解と沈着については考慮されていない。もし、sink area (土壌表面)に到達するまでの間の大気中における拡散過程でのエチレンの分解量を考慮すると、sink areaに到達した時のエチレン濃度は式(6.2)で計算された値よりも低いと考えられる。したがって、sink areaにおける土壌による実際のエチレン除去能力は、ここで、モデル計算された値よりも、さらに低い値とな

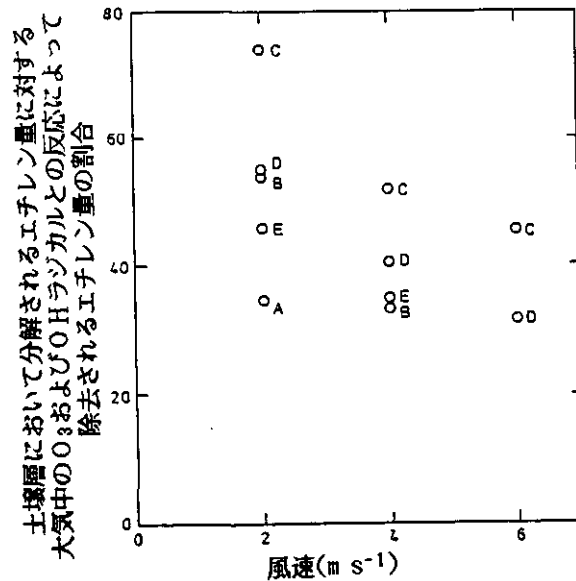


図 6.12 土壌層において分解されるエチレン量に対する、大気中の O_3 及び OH ラジカルとの反応によって除去されるエチレン量の割合と風速及び大気安定度との関係この割合は図6.11に示された値から計算した。

るものと考えられる。

以上の結果から、大気汚染物質の一つであり、また植物に対して生理的な被害をもたらすエチレンは、主に大気中に存在する O_3 及びOHラジカルとの反応によって分解除去され、一方、土壌微生物によるその分解能力の自然界のsinkとしての役割は大きくないと考えられる。

引用文献

- Abeles, F.B., L.E. Craker, L.E. Forrence and G.R. Leather (1971) : Fate of air pollutants : removal of ethylene, sulfur dioxide, and nitrogen dioxide by soil. *Science*, **173**, 914-916.
- Abeles, F.B. (1973) : Ethylene in Plant Biology. Academic Press, New York, 309p.
- Cornforth, I.S. (1975) : The persistence of ethylene in aerobic soils. *Plant and Soil*, **42**, 85-96.
- de Bont, J.A.M.(1976a) : Bacterial degradation of ethylene and the acetylene reduction test. *Can. J. Microbiol.*, **22**, 1060-1062.
- de Bont, J.A.M.(1976b):Oxidation of ethylene by soil bacteria. *Antonie van-Leeuwenhoek*, **42**, 59-71.
- Gifford, F.A.(1961) : Use of routine meteorological observations for estimating atmospheric dispersion. *Nuclear Safety*, **2**, 47-51.
- Ilag, L. and R.W. Curtis (1968) : Production of ethylene by fungi. *Science*, **159**,1357-1358.
- Lindberg, T., T.U. Granhall and B. Berg (1979) : Ethylene formation in some coniferous forest soils. *Biochemistry*, **11**, 637-643.
- Primrose, S.B. (1979) : A review. Ethylene and agriculture : the role of the microbe. *J. Appl. Bacteriol.*, **46**, 1-25.
- Sawada, S. and T. Totsuka(1986) : Natural and anthropogenic sources and fate of atmospheric ethylene. *Atmos. Environ.*, **20**, 821-832.
- Smith, K.A. and S.W.F. Restall (1971) : The occurrence of ethylene in anaerobic soil. *J. Soil Sci.*, **22**, 430-443.
- Smith, K.A., J.M. Bremner and M.A. Tabatabai (1973) : Sorption of gaseous atmospheric pollutants by soils. *Soil Sci.*, **116**, 313-319.
- エネルギーと公害総覧(3) (1978) : エネルギー・ジャーナル社. 230p.

Yoshida, T. and M. Suzuki (1975) : Formation and degradation of ethylene in submerged rice soils. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **21**, 129-135.

Ⅲ 植生の大気浄化能の評価法に関する研究

1 ^{15}N 希釈法による植物の NO_2 吸収能の評価

1. 1 はじめに

我が国の都市域における大気中の窒素酸化物濃度は、ここ数年依然として高いレベルでの横ばい状態が続いている。窒素酸化物の主要な排出源は自動車排ガスであるが、これまで様々な排ガス規制が行われてきたにもかかわらず、自動車交通量の著しい増加により、その成果はあまり上がっていない。窒素酸化物の中でも特に二酸化窒素(NO_2)は、光化学反応によりオキシダントを生成する原因物質として問題となっている汚染物質であり、何らかの方法で大気中の濃度を低下させることが望まれている。

近年、大気環境の保全や改善に対する緑地の効果が注目されつつある。植物は葉面に存在する気孔を介して様々なガス状大気汚染物質を吸収し、ある程度までは体内代謝により無毒化する能力を持っている。そのため、植生は大気汚染物質の効率の良いシンクと見なされている (Hill, 1971; Bennett & Hill, 1973; Turnerら, 1974; Murphyら, 1977)。このような性質を持つ植物を大気浄化に積極的に利用しようとする考えはかなり以前からあった。しかし、植物あるいは植物群落が実際にどの程度大気浄化に貢献し得るかに関しては、研究者間でかなりの意見の相違があり、信頼できるデータの蓄積が求められている。植物による汚染ガスの吸収量あるいは吸収速度の測定には、その目的に応じたいくつかの方法がある。植物による大気 NO_2 の吸収に関しても、これまで数多くの研究が行われてきた (Hill, 1971; Srivastavaら, 1975; Rogersら, 1979b; 大政ら, 1979; 名取・戸塚, 1980)。これらの研究の大部分は、可視障害や生理機能障害発現と汚染ガス吸収との関係を取り扱ったもので、いわゆるガス交換法により NO_2 吸収速度を測定している。しかし、植生の持つ大気浄化能力を定量的に評価するには、短時間内における吸収速度の測定とともに、長期間にわたる全吸収量を明らかにすることも同程度に重要と考えられるが、測定法の問題もありそのようなデータはほとんど見当たらない。

最近、マメ科植物の空中窒素 (N_2) 固定量の推定に ^{15}N 希釈法が広く使われている (Fried & Middelboe, 1977; Rennieら, 1978)。その原理は、あらかじめ ^{15}N で標識された植物が自然存在比の ^{15}N 濃度を持つ大気中の N_2 を固定すれば、その固定量に応じて植物組織中の ^{15}N 濃度が希釈を受け、非固定植物より低くなることにある。Yoneyamaら(1980a)、米山(1980)は、この方法が植物による大気中の NO_2 吸収量の推定にも適用できることを示した。我々もこの方法を用いて、

執筆担当者：岡野邦夫（生物環境部）

比較的長期間にわたる植物の大気 NO_2 吸収量を定量的に評価し、植物を使った大気浄化の可能性の検討を進めてきた。ここでは ^{15}N 希釈法の原理、この方法による推定値の妥当性、 NO_2 吸収能の植物種間差、吸収速度に影響する要因などについて検討した結果について概説する。

1.2 ^{15}N 希釈法の原理

窒素の安定同位体である ^{15}N を混合した土壤に生育しているマメ科植物が、それより ^{15}N 濃度の低い(自然存在比)大気中の N_2 を固定すれば、その量に比例して植物体中の ^{15}N 濃度は希釈を受け、非固定植物より低くなる。この場合大気 N_2 由来の窒素の割合は(1.1)式で表される。

$$\text{N}_2\text{窒素の割合} = \left(1 - \frac{\text{マメ科植物の}^{15}\text{N濃度}}{\text{土壤窒素の}^{15}\text{N濃度}} \right) \times 100 \quad (1.1)$$

土壤窒素中の ^{15}N 濃度を正確に測定することは非常に難しいが、ふつう対照植物(非固定植物)の ^{15}N 濃度は土壤窒素中の ^{15}N 濃度を反映していると思なすことができる(Rennieら, 1978)。そこでマメ科植物に固定された窒素量は、もし適当な対照植物が存在すれば(1.2)式で表される。

$$\text{固定窒素量} = \left(1 - \frac{\text{マメ科植物の}^{15}\text{N濃度}}{\text{対照植物の}^{15}\text{N濃度}} \right) \times \frac{\text{マメ科植物中の全窒素量}}{\text{対照植物の}^{15}\text{N濃度}} \quad (1.2)$$

この式が成り立つための前提条件は、同一条件下で栽培されたマメ科植物と対照植物で、土壤由来の窒素と ^{15}N で標識された肥料由来の窒素が、その存在量に応じた割合で吸収されるか、もしくは両者が完全に混合され区別がつかないことである(Fried & Middelboe, 1977)。Yoneyamaら(1980a)、米山(1980)及び Matsumaruら(1979, 1981)は(1.2)式を(1.3)式のように変えて、 ^{15}N 希釈法の原理を大気 NO_2 吸収量の推定にも適用した。

$$\text{NO}_2\text{由来の窒素量} = \left(1 - \frac{\text{NO}_2\text{暴露植物の}^{15}\text{N濃度}}{\text{非暴露植物の}^{15}\text{N濃度}} \right) \times \frac{\text{NO}_2\text{暴露植物中の全窒素量}}{\text{非暴露植物の}^{15}\text{N濃度}} \quad (1.3)$$

^{15}N 希釈法でマメ科植物の空中窒素固定量を推定する場合に、最も難しい問題は対照植物の選択である。窒素固定能力を持たないこと以外の性質、例えば、植物体の大きさ、熟期などではできるだけ類似していることが望ましい(Rennie, 1982)。そのため通常非固定系統のマメ科植物が対照植物として選ばれている。一方、植物の大気 NO_2 吸収量の推定に ^{15}N 希釈法を適用する場合、この問題は NO_2 を暴露しない植物を対照植物とすることにより容易に解決できる。

長期間にわたる NO_2 の全吸収量を求める方法として、この他に差し引き法がある。この方法は、 NO_2 暴露植物と非暴露植物の全窒素量の差から NO_2 吸収量を求めるものである。差し引き

法の最大の問題点は、 NO_2 由来の窒素と土壌あるいは培地由来の窒素を区別できないことにある。 NO_2 暴露により植物の根の生長が抑制された場合は、必然的に土壌からの窒素吸収の低下をまねき、差し引き法による NO_2 吸収量の推定値は、 ^{15}N 希釈法と比較して過小評価となることが多い (Matsumaruら, 1979)。

1. 3 ^{15}N 希釈法による推定値の妥当性

^{15}N 希釈法によって得られた推定値の妥当性を直接検証することは、適当な比較対照方法がないため難しい。この方法を植物の大気 NO_2 吸収量の推定に最初に適用した Matsumaruら (1979) や Yoneyamaら (1980a)も、得られた推定値の妥当性の検討は行っておらず、ただ差し引き法では吸収量がマイナスの値になるような場合でも、 ^{15}N 希釈法によれば測定が可能なことを指摘しているに過ぎない。一般に、短時間暴露実験においては、植物の汚染ガス吸収量は気孔反応が影響を受けないような低濃度域では、暴露濃度及び時間に比例することが知られている (Hill, 1971)。そこで、我々は NO_2 の暴露濃度及び暴露期間を変えて植物個体当たりの NO_2 吸収量を測定し、 ^{15}N 希釈法による推定値の妥当性の検証を試みた (Okanoら, 1986)。

人工培土を詰めたポットにヒマワリとトウモロコシを植え、2週間後に ^{15}N 標識の硝酸カリウムを与えた後、植物を二群に分けた。一群の植物は NO_2 を含まない清浄空気のもとで栽培し (対照区)、他の一群は 0.2 ~ 1.0ppm の濃度の NO_2 を2週間連続暴露した。ヒマワリの生長は 0.2 ppm NO_2 によってやや促進されたが、 NO_2 濃度が 0.5ppm 以上になると抑制された。トウモロコシでは NO_2 の影響はほとんど見られなかった (Okanoら, 1985)。暴露した NO_2 濃度が高まるにつれて、植物体中の全窒素量は増加し、逆に ^{15}N 濃度は低下した (表 1.1)。これは植物が大気中から NO_2 を吸収し、その吸収量に応じて植物組織中の ^{15}N 濃度が希釈を受けたことを示している。(1.3)式に従って計算した個体当たりの NO_2 吸収量は、予想通り両植物とも NO_2 濃度の高まりにつれて直線的に増加した。ヒマワリは同一生育時期のトウモロコシより多くの NO_2 を吸収した。例えば 1.0ppm NO_2 の場合、ヒマワリは2週間で 93 mgの NO_2 由来の窒素を吸収したが、トウモロコシは 29mgしか吸収しなかった。 NO_2 暴露による生長変化を考慮した単位葉面積あるいは単位植物重当たりの NO_2 吸収速度も、 NO_2 濃度と直線的な比例関係を示した。このことは気孔拡散抵抗や葉肉拡散抵抗が、少なくとも 1.0ppmまでの NO_2 を比較的長期間暴露してもほとんど変化しないことを示している。

次に、植物に 0.5ppm NO_2 を3週間連続暴露し、1週間ごとに植物を採取して NO_2 吸収量を求めた。個体当たりの NO_2 吸収量は、当初の予想とは異なり、暴露時間の経過につれて直線的ではなく指数関数的に増加した。これは吸収の場である葉の面積が、生長に伴い指数関数的に増加したためと考えられる。単位葉面積あるいは植物重当たりの NO_2 吸収速度は、暴露開始後2

表1. 1 種々の濃度の NO_2 を14日間暴露したヒマワリとトウモロコシの全窒素量と ^{15}N 濃度及び NO_2 吸収量 (Okanoら, 1985)

NO_2 吸収量は ^{15}N 希釈法で測定した。数字は5個体の平均値と標準偏差を示す。

植物種	NO_2 濃度 (ppm)	全窒素量 (mg)	^{15}N 濃度 (atom % excess)	NO_2 吸収量 (mgN plant^{-1})
ヒマワリ	0.0	218	1.68	-
	0.2	232	1.50	12.2± 4.7
	0.5	275	1.36	52.2±15.0
	1.0	317	1.19	93.0±16.2
トウモロコシ	0.0	188	1.56	-
	0.2	195	1.54	3.7± 4.1
	0.5	217	1.43	18.2± 3.4
	1.0	224	1.36	28.5± 3.8

週間はほぼ一定の値を示したが、その後両植物ともやや高まった。ヒマワリとトウモロコシで同時に吸収速度が高まったことは、植物側の生理的要因よりも何らかの外的要因、例えば気孔を介さない NO_2 の吸収経路の存在 (Yoneyamaら, 1980b)、などの可能性を示唆している。

植物の NO_2 吸収量と暴露濃度及び暴露期間の関係を検討した以上の結果は、 ^{15}N 希釈法による推定値が信頼できるものであることを明りように証明している。この方法は同位体希釈法として一般化できるので、他の汚染質についても適当な同位体が存在すれば、それが放射性であれ非放射性であれ、同様な方法で吸収量を推定できる。例えば、Olsen(1957)やBromfield(1972)は、硫黄の放射性同位体である ^{35}S を利用して、植物による二酸化硫黄(SO_2)の吸収量を測定している。

1. 4 培地の窒素レベルと植物の NO_2 吸収能

気孔を介して吸収された NO_2 は、葉肉細胞内で溶解して硝酸(NO_3^-)、または亜硝酸イオン(NO_2^-)となる。硝酸還元酵素や亜硝酸還元酵素の活性が十分高い場合には、これらのイオンはすみやかに還元されてアンモニア(NH_4^+)となり、さらにアミノ酸やタンパク質などの有機態の窒素化合物にまで同化される (Rogersら, 1979a; Yoneyama & Sasakawa, 1979)。一方、これらの酵素は誘導酵素として知られ、基質である硝酸イオンの量によってその活性は変化する (Beevers & Hageman, 1969)。したがって、培地の窒素レベルが植物葉による NO_2 の代謝あるい

は解毒, さらには NO₂ の吸収にも影響を及ぼす可能性が考えられる。そこで NO₂ 吸収能に及ぼす培地窒素レベルの影響を調べた (Okano & Totsuka, 1986)。

硝酸態窒素レベルを 0 mM (欠乏区, 実際には 0.1 mM), 5 mM (適量区), 15 mM (過剰区) の三段階に変えてヒマワリを栽培し, 3週目にそれぞれの窒素レベルに応じた量の K¹⁵N O₃ を与えた。その後, 0.3ppm または 2.0ppm の NO₂ を7日間連続暴露した。植物体の生長は適量区で最も旺盛であり, 過剰区ではやや劣り, 欠乏区では非常に悪く, またクロロシス症状も見られた。¹⁵N 希釈法で測定した個体当たりの NO₂ 吸収量は, このような植物体の生長量にほぼ比例した。0.3 ppm NO₂ を暴露した植物の場合, 葉面に可視障害は発現せず, また単位葉面積または個体重量当たりの NO₂ 吸収速度は, いずれの処理区間でも有意な差は認められなかった。Matsumaruら(1979) 及び Rogersら(1979a)も同様な結果を報告している。したがって, 低濃度 NO₂ 暴露の場合には, 培地の硝酸態窒素レベルや植物組織の全窒素レベルは, 植物葉の NO₂ 吸収速度にほとんど影響を与えず, ただ植物体のサイズや葉面積の変化を介して間接的に吸収能力を変化させるのみと考えられる。

一方, ヒマワリにとっていき値に近い 2.0ppm NO₂ を暴露した場合, 窒素欠乏区の植物は葉面に可視障害が発現し, また他の処理区の植物より有意に低い NO₂ 吸収速度を示した (表1.2)。ボロメーター法で測定した葉の気孔拡散抵抗や気孔密度には窒素レベル処理区間に有意な差はなく, また NO₂ 暴露による気孔拡散抵抗の増大も認められなかった。しかし, 窒素欠乏区と適量区の植物葉で NO₂⁻ の蓄積を比較した結果, 欠乏区の植物にのみ暴露初期に多量の NO₂⁻ の蓄積が認められた。おそらく窒素欠乏区の植物は暴露初期には亜硝酸還元酵素の活性が低く, NO₂

表 1. 2 ヒマワリの NO₂ 吸収量及び NO₂ 吸収速度に及ぼす培地硝酸態窒素レベルの影響 (Okano & Totsuka, 1986)

NO₂ は 2.0ppm の濃度で 7 日間暴露した。数字は 7 個体の平均値と標準偏差を示す。

硝酸態窒素 レベル	NO ₂ 吸収量 (mgN plant ⁻¹)	NO ₂ 吸収速度	
		単位葉面積当たり (mgN dm ⁻² day ⁻¹)	単位乾重量当たり (mgN gDW ⁻¹ day ⁻¹)
0 mM	73±11	2.7±0.3	2.9±0.3
5 mM	175±16	3.4±0.2	4.1±0.3
15 mM	117±20	3.4±0.4	3.7±0.5

暴露に由来する多量の NO_2^- を還元できなかったものと思われる。しかし、暴露後期には大部分の NO_2^- は消失した。これは Wellburnら(1981)が指摘しているように、 NO_2 暴露により亜硝酸還元酵素が誘導されたためと考えられる。したがって、窒素欠乏状態の植物葉の NO_2 吸収速度が他の区の植物と比較して低いのは、気孔拡散抵抗の増大ではなく、 NO_2^- の蓄積による葉肉拡散抵抗の増大が主な原因と考えられる。

NO_2 暴露期間中に増加した窒素を、大気由来のものと土壌由来のものに分けて比較し、植物の窒素栄養に対する NO_2 の貢献度の評価を試みた(図 1.1)。0.3ppm NO_2 暴露の場合、窒素欠乏区では増加した窒素の 50% 近くが、その他の区では約 10%が大気 NO_2 に由来し、残りは土壌から吸収された。また、いずれの処理区でも、根からの窒素吸収に及ぼす NO_2 暴露の影響は認められなかった。一方、2.0ppm NO_2 暴露の場合、どの処理区でも増加窒素の50%以上は大気 NO_2 に由来していた。したがって、植物は培地に十分量の窒素が存在する場合でも、気孔を通じて多量の NO_2 を吸収する能力を保持していることが分かる。また、2.0ppm NO_2 を暴露した植物では、根からの窒素吸収量が対照区に比べて明らかに減少した。これは NO_2 暴露によって根の生長が著しく抑制され(Okanoら, 1985)、また根への光合成産物の供給低下により根の生理機能も低下したためと考えられる。このように高濃度のガス暴露により根の生長や機能が影響を受け、根からの窒素吸収量が変化した場合には、差し引き法による NO_2 吸収量の推定値は、 ^{15}N 希釈法

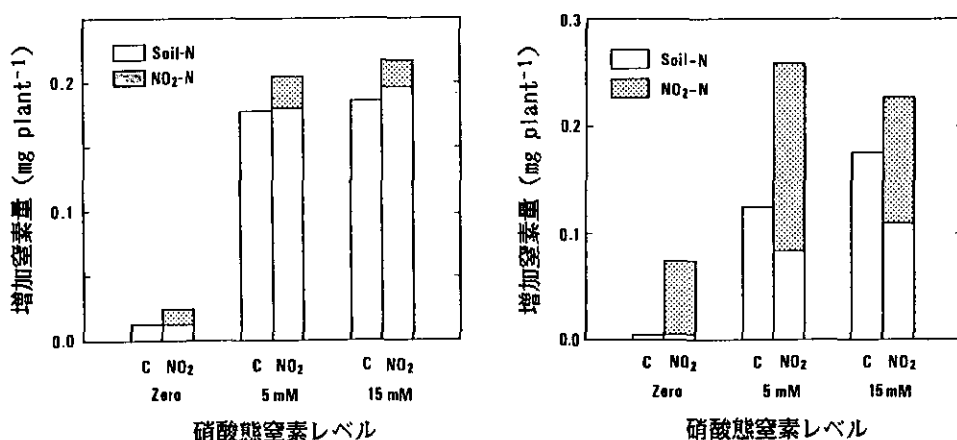


図 1. 1 0.3ppm NO_2 (左) または 2.0ppm NO_2 (右) を 7 日間暴露したヒマワリにおける増加窒素の由来 (Okano & Totsuka, 1986)
ヒマワリは三段階 (0mM, 5mM, 15mM) に異なる硝酸態窒素レベルで栽培した。 C, 対照区; NO_2 , NO_2 暴露区
□, 土壌に由来する窒素; ■, NO_2 に由来する窒素。

による値に比べ過小評価となる。

1.5 NO₂ 吸収能の植物種間差

大気浄化に適した植物の特性として、汚染ガス吸収速度が大きいこと、及び汚染ガスに対する抵抗性が大きいことの2点が挙げられる。植生の持つ大気浄化能の評価あるいは浄化植物の検索を目的として、汚染ガス吸収速度の植物種間差を取り上げた研究はいくつか見られる (Thorne & Hanson, 1972; Townsend, 1974; Roberts, 1974)。しかし、汚染ガス吸収速度とガスに対する抵抗性の両面から、植物種間差を検討した研究は非常に少ない。そこで、¹⁵N 希釈法により様々な植物の NO₂ 吸収能を定量的に測定し、同時に NO₂ あるいは NO₂ と O₃ の混合ガスに対する抵抗性をも比較し、大気浄化に適した植物種の検索を行った。

最初に8種類の草本植物をポットに栽培し、播種後2または4週間目に K¹⁵N O₃ を与えた後、人工光型ガス暴露キャビネットで 0.5ppm の NO₂ を2週間連続暴露した。NO₂ 暴露により乾重当たりの窒素含有率はすべての植物種で対照区より高まったが、全窒素量でみるとハツカダイコンやソルガムのように、かえって減少した種もあった。¹⁵N 濃度はいずれの植物種でも低下した。¹⁵N 希釈法で計算した個体当たりの NO₂ 吸収量はヒマワリ、トマト、インゲンマメなどで多く、植物体の大きさや全葉面積にほぼ依存していた (図 1.2)。全吸収量を基に計算した単位葉面積

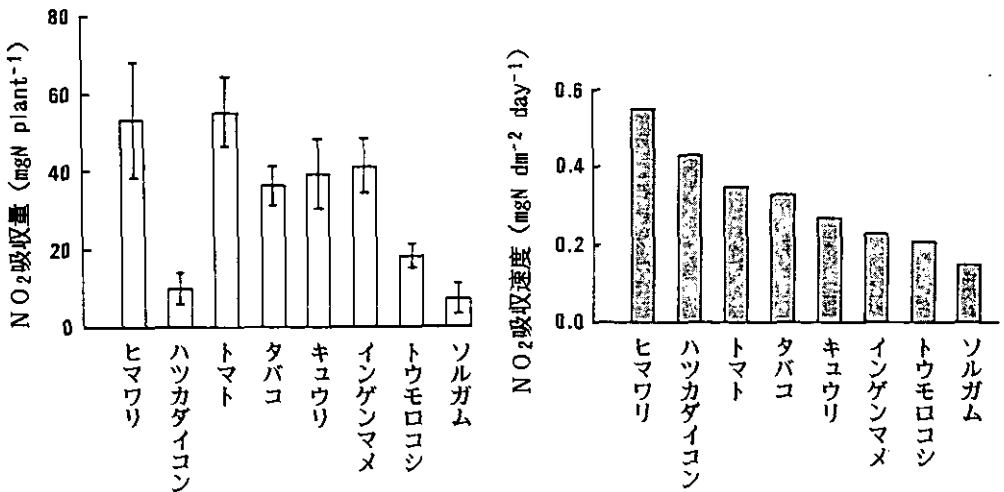


図 1.2 8種類の草本植物の個体当たり NO₂ 吸収量 (左) 及びそれを基に計算した単位葉面積当たり NO₂ 吸収速度 (右)
NO₂ は 0.5ppm の濃度で 14日間暴露した。図中の記号は 5 個体の平均値と標準偏差を示す。

当たりの NO_2 吸収速度は、ヒマワリやハツカダイコンで大きく、トウモロコシやソルガムで小さかった。例えば、ヒマワリとソルガムでは3倍以上も吸収速度に差があった。このような NO_2 吸収速度の植物種間差は、名取・戸塚(1980)がガス交換法を用いて得た結果と良く一致している。そこで吸収速度の大小に関係していると思われるいくつかのパラメーターについて測定を行い、このような違いが生ずる原因を調べた。その結果、植物種間で吸収速度の大小と葉面気孔密度や相対生長率との間には有意な相関関係は見られなかったが、気孔開度の指標である気孔コンダクタンスとの間には高い正の相関がみられた(図 1.3)。植物葉の汚染ガス吸収速度は、気孔コンダクタンスの大小でその大部分が説明できることはよく知られている(Spedding, 1969; Richら, 1970; 大政ら, 1979)。しかし、図 1.3の回帰直線を見ると、高い直線性はあるものの原点を通らず、コンダクタンスがゼロの場合でも吸収があり得ることを示している。このことは本実験のような条件下で、長期間にわたって植物に吸収された NO_2 の中には、気孔を経由しない部分も存在することを示唆している。

一方、大気汚染ガスを吸収した植物は、程度の差はあれ様々な障害を受けると考えられる。そこで、 NO_2 に対する抵抗性との関連でみると、吸収速度の小さいトウモロコシやソルガムは、 NO_2 暴露による生長影響をほとんど受けなかったが、吸収速度の大きいヒマワリやハツカダイコンでは顕著な乾重低下や葉面積の減少が見られた。

次に9種類の本木植物について NO_2 吸収能を測定、比較した。ポットで栽培した2~3年生の幼木に K^{15}NO_3 を与えた後、自然光型ガス暴露キャビネットで 0.3ppm NO_2 を1か月間連続

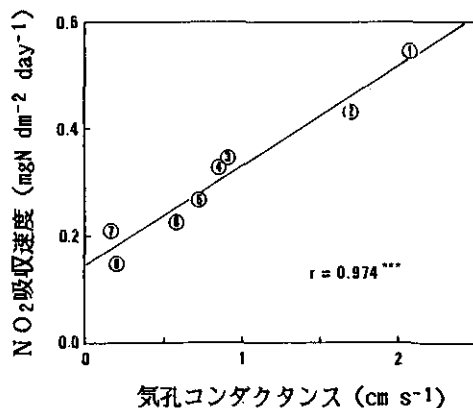


図 1.3 ^{15}N 希釈法で測定した単位葉面積当たり NO_2 吸収速度とボロメーターで測定した気孔コンダクタンスとの関係

図中の数字は植物種を示す。1,ヒマワリ; 2,ハツカダイコン; 3,トマト;
4,カボチャ; 5,キュウリ; 6,インゲンマメ; 7,トウモロコシ; 8,ソルガム。

暴露した。いずれの植物種も NO₂ 暴露により全窒素量は増加し、¹⁵N 濃度は低下した。個体当たりの NO₂ 吸収量は個体重や全葉面積にほぼ比例し、大きな植物ほど概して多量の NO₂ を吸収した。単位葉面積当たりの NO₂ 吸収速度はボブラやキョウチクトウで大きく、シラカシ、サンゴジュ、クスノキなどで小さかった (図 1.4)。草本植物の場合と同じく、NO₂ 吸収速度の大小は葉面の気孔密度とは有意な相関はなかったが、気孔コンダクタンスとは高い正の相関があった。また、図 1.3 と同様、回帰直線の y 切片はプラスの値を示した。測定時の光条件が同一でないため、草本植物群と木本植物群の NO₂ 吸収速度の相互比較はできなかった。各樹種の NO₂ 抵抗性を比較した結果、0.3 ppm NO₂ 暴露による有意な生長低下はいずれの樹種でも認められなかった。しかし、これに 0.1 ppm O₃ を混合した場合、吸収速度の大きいボブラやキョウチクトウでは著しい落葉を伴う生長抑制が見られた。一方、吸収速度の小さいクスノキ、サンゴジュ、シラカシなどは混合ガスの影響をほとんど受けなかった。

植物による汚染ガスの吸収量と障害発現との間に密接な関係があることは良く知られた事実である (Furukawa ら, 1980)。大気浄化に適した植物種の特長として、ガス吸収速度が大きいこと、及び汚染ガスに対する抵抗性が高いことの二点を先に指摘したが、ここで得られた結果は、この二つの特性が一般的に両立しがたいものであることを示唆している。しかし、数多くの植物の中には、この二つの特性を兼ね備えた汚染ガス解毒能力の高い植物も存在するかも知れない。例え

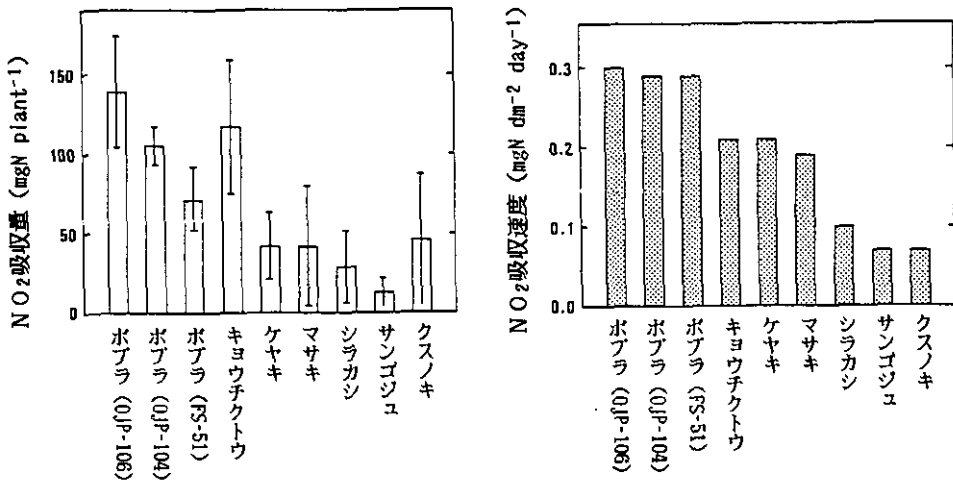


図 1. 4 9 種木本植物の個体当たり NO₂ 吸収量 (左) 及びそれを基に計算した単位葉面積当たり NO₂ 吸収速度 (右)

NO₂ は 0.3 ppm の濃度で 30 日または 37 日間暴露した。図中の記号は 5 個体の平均値と標準偏差を示す。

ば、 O_3 吸収速度が高く、かつ可視障害の発現しにくいポプラ系統が存在することも報告されている（藤沼ら，1981）。また、数多くの草本及び木本植物の間で、汚染ガス吸収速度と気孔コンダクタンスの間に密接な関係が認められた事実は、ポロメータ法などで気孔拡散抵抗を測定することにより、多くの植物種の中から潜在的に大気浄化能の高い植物を簡便に選り出す試み（藤沼ら，1985）が有効なことを証明している。

1.6 まとめと今後の課題

^{15}N 希釈法を用いることにより、長期間にわたる植物個体の大気 NO_2 吸収量を定量的に明らかにすることができた。今回の一連の実験では様々な制約から、植物がある程度生長した後に ^{15}N を投与した。しかしこのような方法では、高濃度の NO_2 暴露で根の生長や機能が著しい影響を受けるような場合には、差し引き法ほどではないが、 ^{15}N 希釈法による推定値にも誤差が生ずる可能性がある。したがって、この方法の前提を満足し、より精度の高い推定値を得るためには、播種前に ^{15}N を土壌と完全に混合しておくことが望ましい。

今回調査した植物種の中ではヒマワリ、ハツカダイコン、ポプラ、キョウチクトウなどが大きな NO_2 吸収能を示し、大気浄化植物として適していると考えられた。しかし著しい大気汚染下では、これらの植物は正常な生育ができず、枯死する恐れも大きい。一方、クスノキ、サンゴジュ、ソルガム、トウモロコシなどの植物は汚染に強く、街路樹や緑地を構成する樹種として適当と考えられるが、大気浄化の効率はそれほど期待できない。しかし、大気浄化能力は植物のサイズにも依存しているので、たとえ汚染ガス吸収速度の小さい植物でも、大木であればそれなりに大気浄化に貢献していると考えられる。得られたデータから、木本植物の中でも吸収能の高かったポプラの大気浄化能力を試算したところ、大気中の NO_2 濃度が環境基準の上限値である 0.06 ppm のとき、およそ $100cm^2$ の葉面積を持つ 1 枚の葉は、1 日に約 0.2mg の NO_2 を吸収し得ることがわかった。しかしながら、この値は制御された環境条件下で得られた潜在的能力に近いものであり、様々に変動する野外環境条件下の植物に適用するには、まだ幾つかの検討すべき問題が残されている。土壌の栄養条件の影響はほとんどないことは明らかになったが、光、気温、風速などの気象条件の影響、共存する汚染物質の影響、植物の齢の影響などの理解はまだ不十分である。また幾つかの実験結果から示唆された気孔を介さない NO_2 吸収の割合の評価、さらに幹線道路沿いでは NO_2 より高濃度に存在し、かつ植物葉に吸収されにくい一酸化窒素 (NO) の問題など、解明すべき課題は数多く残されている。

野外に生育する植物の大気浄化能力を評価するには、このような方向の研究に加えて、野外環境下で実際に窒素酸化物 (NO_x) の吸収量を測定することも重要である。それには二つの方法が考えられる。第 1 はここで述べた ^{15}N 希釈法を使う方法である。この方法で野外植物の NO_x

吸収量を測定するためには、NO_xを暴露しない対照区が必要である。そのためにはオープントップチェンバー(OTC)などを使って、浄化区と非浄化区を設ければ良いが、NO_xを完全に除去できるフィルターを見つけることがポイントである。第2の方法として、水耕栽培などにより発芽の段階から一定の¹⁵N存在比を持った窒素肥料のみで植物を栽培する方法が考えられる。この場合、他に窒素供給源がなければ植物体の¹⁵N濃度は与えた肥料の¹⁵N濃度と等しくなるはずである。もちろん種子窒素の補正は必要である。しかし、植物が¹⁵N標識の肥料以外の窒素源、例えば大気中のNO_xやアンモニアなどを葉から吸収すれば、その量に応じて植物体の¹⁵N濃度は希釈され、肥料窒素の¹⁵N濃度より低くなる。この方法はOTCなどの装置を用いる第1の方法と比べて、簡便で費用もかからない。この場合は、栽培過程において水耕液への窒素の混入をいかに防ぐかが鍵となる。我々は現在第2の方法を用いて野外に生育する植物のNO_x吸収量の推定を試みている。その結果については別の機会に報告する予定である。

引用文献

- Beevers, L. and R.H. Hageman (1969): Nitrate reduction in higher plants. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **20**, 495-522.
- Bennett, J.H. and A.C. Hill (1973): Absorption of gaseous air pollutants by a standardised plant canopy. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.*, **23**, 203-206.
- Bromfield, A.R. (1972): Absorption of atmospheric sulfur by mustard (*Sinapis alba*) grown in a glasshouse. *J. Agric. Sci. (Camb.)*, **78**, 343-344.
- Fried, M. and V. Middelboe (1977): Measurement of amount of nitrogen fixed by a legume crop. *Plant Soil*, **47**, 713-715.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1981): 大気汚染物質に対する感受性のポプラ品種間差. 国立公害研究所研究報告, 第28号, 149-159.
- 藤沼康実・町田 孝・岡野邦夫・名取俊樹・戸塚 績 (1985): 大気浄化植物の検索—広葉樹種における葉面拡散抵抗特性の種間差. 国立公害研究所研究報告, 第82号, 13-28.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1980): Interspecific difference in resistance to sulfur dioxide. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, **11**, 113-126.
- Hill, A.C. (1971): Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.*, **21**, 431-446.
- Matsumaru, T., T. Yoneyama, T. Totsuka and K. Shiratori (1979): Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils. (1) Quantitative estimation of absorbed NO₂ in

- plants by ^{15}N method. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **25**, 255-265.
- Matsumaru, T., T. Yoneyama, T. Totsuka and Y. Matsuoka (1981) : Absorption of atmospheric nitrogen dioxide by rice, wheat, and barley plants: Estimation by the ^{15}N -dilution method. *Soil Sci. Plant Nutr.*, **27**, 255-261.
- Murphy, C.E.Jr., T.R. Sinclair and K.R. Knorr (1977) : An assesment of the use of forests as sinks for the removal of atmospheric sulphur dioxide. *J. Environ. Qual.*, **6**, 288-296.
- 名取俊樹・戸塚 績 (1980) : 二酸化窒素の短期および長期暴露に伴う植物のガス吸収速度を支配する植物側の要因について. *大気汚染学会誌*, **15**, 329-333.
- Okano, K., T. Tostuka, T. Fukuzawa and T. Tazaki (1985): Growth responses of plants to various concentrations of nitrogen dioxide. *Environ.Pollut.(Ser.A)*, **38**, 361-373.
- Okano, K., T. Fukuzawa, T. Tazaki and T. Totsuka (1986): ^{15}N dilution method for estimating the absorption of atmospheric NO_2 by plants. *New Phytol.*, **102**, 73-84.
- Okano, K. and T. Totsuka (1986) : Absorption of nitrogen dioxide by sunflower plants grown at various levels of nitrate. *New Phytol.*, **102**, 551-562.
- Olsen, R.A. (1957) : Absorption of sulfur dioxide from the atmosphere by cotton plants. *Soil Sci.*, **84**, 107-111.
- 大政謙次・安保文彰・名取俊樹・戸塚績 (1979) : 植物による大気汚染物質の収着に関する研究 (II) NO_2 , O_3 あるいは $\text{NO}_2 + \text{O}_3$ 暴露下における収着について. *農業気象*, **35**, 77-83.
- Rennie, R.J., D.A. Rennie and M. Fried (1978) : Concepts of ^{15}N usage in dinitrogen fixation studies. In: *Isotope in Biological Dinitrogen Fixation*. IAEA, Vienna, 107-133.
- Rennie, R.J. (1982) : Quantifying dinitrogen (N_2) fixation in soybeans by ^{15}N isotope dilution: The question of the nonfixing control plant. *Can.J.Bot.*, **60**, 856-861.
- Rich, S., P.E. Waggoner and H. Tomlinson (1970): Ozone uptake by bean leaves. *Science*, **169**, 79-80.
- Roberts, B.R. (1974) : Foliar sorption of atmospheric sulphur dioxide by woody plants. *Environ. Pollut.*, **7**, 133-140.
- Rogers, H.H., J.C. Campbell and R.J. Volk (1979a) : Nitrogen-15 dioxide uptake and incorporation by *Phaseolus vulgaris* (L.). *Science*, **206**, 333-335.
- Rogers, H.H., H.E. Jeffries and A.M. Witherspoon (1979b) : Measuring air pollutant

- uptake by plants: Nitrogen dioxide. *J. Environ. Qual.*, **8**, 551-557.
- Spedding, D.J. (1969) : Uptake of sulphur dioxide by barley leaves at low sulphur dioxide concentrations. *Nature*, **224**, 1229-1231.
- Srivastava, H.S., P.A. Jolliffe and V.C. Runeckles (1975) : Inhibition of gas exchange in bean leaves by NO₂. *Can. J. Bot.*, **53**, 466-474.
- Thorne, L. and G.P. Hanson (1972) : Species differences in rates of vegetal ozone absorption. *Environ. Pollut.*, **3**, 303-312.
- Townsend, A.M. (1974) : Sorption of ozone by nine shade tree species. *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, **99**, 206-208.
- Turner, N.C., P.E. Waggoner and S. Rich (1974) : Removal of ozone from the atmosphere by soil and vegetation. *Nature*, **250**, 486-489.
- Wellburn, A.R., C. Higginson, D. Robinson and C. Walmsley (1981) : Biochemical explanations of more than additive inhibitory effects of low atmospheric levels of sulphur dioxide plus nitrogen dioxide upon plants. *New Phytol.*, **88**, 223-237.
- Yoneyama, T. and H. Sasakawa (1979) : Transformation of atmospheric NO₂ absorbed in spinach leaves. *Plant Cell Physiol.*, **20**, 263-266.
- 米山忠克 (1980) : 大気中窒素の植物による固定—¹⁵N 希釈法をめぐって—. *化学と生物*, **18**, 293-295.
- Yoneyama, T., T. Totsuka, N. Hayakawa and J. Yazaki (1980a) : Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils. (V) Day and night NO₂-fumigation effect on the plant growth and estimation of the amount of NO₂-nitrogen absorbed by plants. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, No.11, 31-50.
- Yoneyama, T., T. Yasuda, K. Yazaki and T. Totsuka (1980b) : Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils (VII) NO₂ absorption by plants: re-evaluation of the air-soil-root route. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, No.11, 59-67.

2 蘚苔類による大気環境評価法の検討

2.1 はじめに

主要な大気汚染質には、二酸化硫黄(SO_2)、一酸化窒素(NO)、二酸化窒素(NO_2)、フッ化水素 (HF)、オゾン (O_3)、ペルオキシアセチルニトレート (PAN) などがある。現在では、分析機器でこれら個々の汚染質濃度を測定し、大気環境を評価しているが、経済性や手軽さの面で限界がある。また、人間を含めた生物への影響という観点から大気環境を評価するには、個々の要因を総合的にとらえられることが望ましい。そのために、長期間の影響把握も可能な生物計を分析機器と併用して用いることが考えられており、大気汚染に敏感な指標植物に関する研究が行われている (松中, 1975; Manning & Feder, 1980 参照)。

蘚苔類は陸上植物としては最も体制が簡単であり、必要な養分を雨水や大気から得ていると考えられている。このために、大気成分の変動に対しては敏感に反応し、汚染が進むと、その生存が著しく影響される可能性がある。古くから、蘚苔類や地衣類は都市環境に敏感に反応することが指摘され、特に大気汚染の指標となり得ることが次第に明らかになってきた (LeBlanc & Rao, 1973a, 1974, 1975; 埜田, 1974; Richardson, 1981; Rao, 1982 参照)。

本章では、蘚苔類と大気汚染とのかわりについて、野外や室内での主要な研究成果を紹介する。さらに、蘚苔類を用いて大気環境を評価するための有効な方法の一つである“プリオメーター” (蘚苔類を利用した植物計: Taoda, 1973) について、最近の研究成果や今後の問題点などについて述べることとする。

2.2 蘚苔類に及ぼす大気汚染の影響

2.2.1 都市域及び工業地域における植物相 (フロラ) の変化

西欧各国では、古くからフロラの調査が行われているが、かつてその地域に存在することが記載された多くの蘚苔類や地衣類が、その後の調査では確認できなくなっている。オランダでは、過去1世紀の間に、高等植物の 3.8%、陸生蘚苔類の 15%、着生蘚苔類の 13%、着生地衣類の 27%の種が絶滅した。都市域や工業地域では特に著しく、アムステルダムでは、1900年に確認された蘚苔類のうち23種が消滅した (Barkman, 1969)。フロラの変化、特に蘚苔類の種の消滅については、ベルギー、イギリス、カナダなどでも、同様の調査結果が報告されている (LeBlanc & Rao, 1975; Richardson, 1981 参照)。

執筆担当者：清水英幸 (生物環境部)

2. 2. 2 蘚苔類の植生調査による大気汚染影響の検討

大都市や工業地域とその周辺において、多くの研究者が蘚苔類の植生調査を行っている。カナダのモントリオール周辺の調査では、市の中心部で着生の蘚苔類や地衣類が全く生存していない状態、いわゆる“着生砂漠”が報告されている (LeBlanc, 1961)。同様の調査結果が他の都市域でも多数報告されており、大都市での着生砂漠はかなり普遍的な現象のようである (LeBlanc & Rao, 1973a 参照)。蘚苔類や地衣類の消滅に“都市環境”が影響していることは古くから知られていたが (Nylander, 1866)、都市域の乾燥化が主要な原因であると推測する報告もあった (Rydzak, 1959)。乾燥化もフロラの変化にある程度影響していると思われる。しかし、その後の多くの研究で、都市域や工業地域における蘚苔類、地衣類の衰退には、大気汚染、特に SO_2 が影響していることが明らかになってきた (LeBlanc & Rao, 1973a)。

Rao & LeBlanc (1967) は、カナダのウォアにおける着生の蘚苔類や地衣類の分布を調査し、その種数と、 SO_2 汚染の結果と思われる土壤中の硫酸イオン濃度とが反比例することを認め、着生砂漠から正常地域までの五つの区域に分けた。Gilbert (1968, 1969, 1970a) は、イギリスのニューカスル・アポン・タインとその周辺地域における蘚苔類の分布を精力的に調査し、個々の種の生存限界が大気汚染、特に、 SO_2 によって影響されることを示した。また、これらの種の分布から SO_2 汚染度が推測できると考えた (Gilbert, 1970b)。Taoda (1972) は、広葉樹上の着生蘚苔類の調査から、東京を五つの区域に分け、年平均の SO_2 濃度が 0.05 ppm 以上の地域は着生砂漠となっていることを報告している。一方、仲村・岩月 (1981) は、工場のほとんどない宮崎市において、クスノキ上の着生蘚苔類を調査し、交通量や NO_2 濃度の変化と共に種組成が変わることを報告している (表 2.1)。

これらの区域を分ける方法が、主として特定の種の分布や種数に注目していたのに対し、着生の蘚苔類や地衣類の植生調査から、次式で計算した“大気清浄度指数” (Index of Atmospheric Purity, IAP) を用いる方法が提唱された (De Sloover & LeBlanc, 1968; LeBlanc & De Sloover, 1970)。

$$IAP = \frac{\sum (Qf)}{n} / 10$$

n は一調査区での総種数、 f は頻度、被度を考慮した階級値、 Q は種の感受性指標値で、その種が出現した全調査区における一調査区当たりの平均種数で表す。IAP 値が大きい程、空気が汚染されていないと考えられる。IAP は、長期間の大気汚染の影響を着生植物の植生状態から客観的な数値としてとらえられる利点があるが、以下の前提条件が存在する。

- (1) 調査地域は大気汚染以外の環境や植生の状態が均一であること。
- (2) 調査区が多数で大気の汚染地から非汚染地までの広い範囲であること。

表2. 1 官崎市のクスノキ上に分布する着生藓苔類の構成

調査地点	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
交通量 ^a	A	A	A	A	B	B	C	D	D	D
N O ₂ (ppm)	0.12	0.11	0.06	0.05	0.04	0.04	0.02	0.02	0.01	0.0
測定樹数	20	5	3	3	6	7	3	5	4	3
平均胸高直径	34	59	35	57	27	70	56	35	56	116
方形枠数	80	20	18	23	24	28	20	24	16	10
H ^b コクサリゴケ	+ ^c 1 ^d		1 1		+ 1					
M ギンゴケ	+ 5	+ 1	+ 1	+ 1	+ 2	+ 1				
M ホソウリゴケ	+ 3	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1	+ 1				
M コゴメゴケ	+ 1	+ 1			1 2	1 4				
H ヒメミノリゴケ	+ 3	+ 2	2 4	1 2	+ 3	+ 2	1 3			
M オカムラゴケ	+ 1	+ 1		+ 1	+ 1	1 4	+ 1			
H フルノコゴケ	2 1	2 5	+ 1	2 4	1 3	2 4	2 3	2 4		
H ミドリヤスデゴケ	1 1	+ 4	+ 1	1 2	1 2	2 5	+ 2	1 2		
M ヒメシワゴケ	2 1	1 3		2 5	1 3	2 5	+ 1	1 3		
M ヒナノハイゴケ	1 1	1 2		2 4	1 2	+ 1		+ 2		
M サヤゴケ	+ 2	+ 1	1 2		+ 2	+ 1		+ 1		
M ナガハシゴケ	+ 1	1 3	+ 1	+ 2	+ 2	+ 1	1 3	1 4	+ 1	
H カラヤスデゴケ	+ 2	1 1		+ 1	+ 2	2 2	+ 1	+ 2	+ 1	
M コバノイトゴケ	+ 1	2 4		+ 1	+ 1	+ 2	1 2	+ 1	2 2	
M ヒロハツヤゴケ	+ 1	2 5		1 2	+ 1	2 3		1 3	2 1	
M ミノゴケ	1 1	1 4		2 4	+ 1		1 2	1 4	1 1	
H ヒメアカヤスデゴケ	+ 1	1 1		1 3	+ 1		+ 1			+ 1
M ラセンゴケ	+ 1	1 3		1 1	+ 1	1 4	+ 1			+ 1
H ヤマトヨウジヨウゴケ		+ 2		+ 2	+ 2	+ 2		1 1		
M ホソオカムラゴケ				+ 1		+ 2				
M コモチイトゴケ						+ 2				
H チヂミカヤゴケ							+ 1			
H シゲリゴケ							+ 1		1 1	
M アツサゴケモドキ								+ 1		
H オガサワラクサリゴケ								+ 3	2 1	
H ヒメトサカゴケ									+ 1	
H ヨコグラハネゴケ									+ 1	
H マゴフククサリゴケ									+ 1	+ 2
H ヤマトケビラゴケ									+ 1	+ 1
M イボホウオウゴケ										+ 3
M リボンゴケ										+ 3
M ホソヒダゴケ										+ 2
M ホソムジナゴケ										2 2
M ヒメミノゴケ										1 2
M ハイゴケ										2 1
M マキハハリゴケ										+ 1
H ヒメクラマゴケモドキ										+ 1
種数	15	18	8	17	19	19	13	13	10	12

^a12時間の交通量, A: 20001台以上, B: 10000-20000台, C: 1000-10000台, D: 1000台未満.

^bM: 藓類, H: 苔類.

^c被度, +: 1%未満, 1: 1-5%, 2: 6-25%.

^d出現頻度, 1: 20%未満, 2: 21-40%, 3: 41-60%, 4: 61-80%, 5: 81-100%.

(仲村, 岩月 (1981) より改作)

(3) 1種,または同様の樹皮特性を持った数種の木に着生している蘚苔類や地衣類のみを対象とすること。

カナダのサドベリーにおけるIAPの区分は, SO_2 の汚染度とほぼ一致した(LeBlancら, 1972a)。IAPの調査は, その後カナダのHFや SO_2 の汚染地域で検討され(LeBlancら, 1972b, 1974), 我が国でも東播地域(図2.1: 光木ら, 1978), 北九州市(小村・村田, 1983)において, 主として SO_2 との関係で検討された。これらの結果では, IAPが大気汚染の状態を反映していることが示されている。

一方, 都市域から郊外にかけて種の構成や生長量は異なるが, 各調査区の種数や被度, 出現頻度があり変わらない場合もあり(表2.1: 仲村・岩月, 1981; Winner & Bewley, 1978b; Nordhorn-Richter & Dull, 1982), この時のIAPの値には差が余りなく, 大気汚染の影響が反映されにくい。他にもIAPの適用に関して問題点が指摘されており, 独自の方法も提案されているが(梅津, 1978; Winner & Bewley, 1978b), さらに検討が必要であろう。

前記の(1)~(3)の前提条件を含めて, 各地域において十分に調査方法を検討すれば, 野外における蘚苔類の植生調査から, 長期間の大気汚染の影響を推定することはある程度可能であろう。しかし, 現在の大気環境, あるいは気候条件などが不均一な広域の大気環境を推定するには, 植生調査だけでなく, 他の方法も検討すべきである。

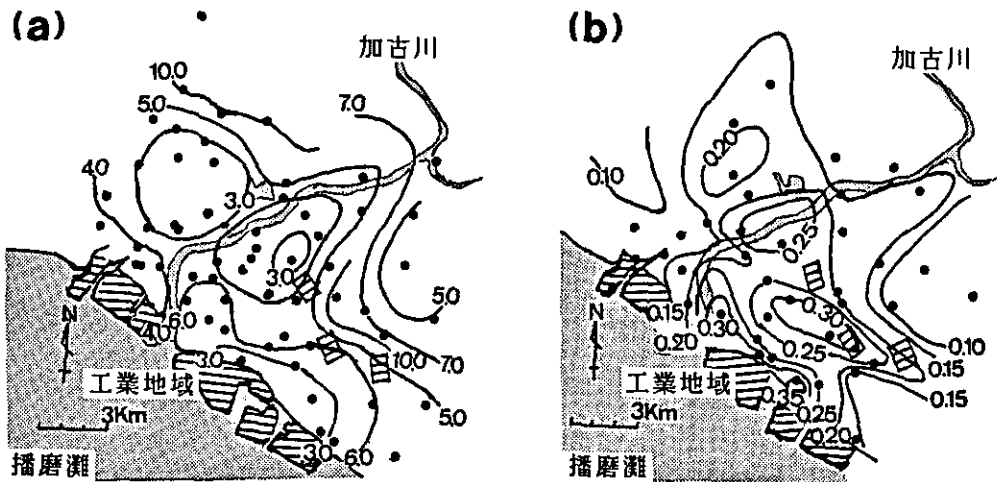


図2.1 東播地域のIAP値と SO_2 濃度

- a: 広葉樹上の着生の蘚苔類, 地衣類の植生調査(1975-1976年)から算出した59地点(図の●)のIAP値より作成した等値線図(数字はIAP値)。
 b: PbO_2 法による39地点(図の●)の年平均平均 SO_2 濃度(1975年)より作成した等濃度線図(数字は SO_2 $\text{mg dm}^{-2}\text{day}^{-1}$)。
 (光木ら(1978)より改作)

2. 2. 3 大気汚染地域への移植実験

大気汚染の影響を確認する方法の一つとして、非汚染地に生存する着生の蘚苔類や地衣類を樹皮などの基質ごと、他の環境条件は同様な汚染地に移植して、その後の生育を観察する方法がある (Brodo, 1961)。LeBlancとRao (1966, 1973b) は、カナダのサドベリーのSO₂濃度の異なる地域に着生の蘚苔類や地衣類を1年間移植し、汚染度の高い地域では、葉細胞の破壊やクロロフィルの分解が起こることを報告している。Gilbert (1968) や Daly (1970) も、イギリス、ニュージーランドで、同様の移植実験を行い、大気汚染地域に移植した蘚苔類が、著しい可視障害を受けることを認めた。これらの実験は主としてSO₂に関して論じられているが、HFの影響についても同様な移植実験が行われており、アルミニウム工場の近くで、移植蘚苔類の可視障害やフッ素の蓄積が報告されている (LeBlancら, 1971)。

指標植物の配置法の一つである移植実験は、大気汚染の野外影響を推測するための簡単な方法として注目される。しかし、汚染地と非汚染地の環境が全く同一とは考えられないため、移植実験を行う場合には、湿度をはじめとする大気汚染以外の環境に十分な注意を払う必要があり、後述する空気浄化法と組み合わせて検討する方が良いと思う。

2. 2. 4 大気汚染質暴露実験による影響の解析

大都市や工業地域で蘚苔類が衰退したことに、大気汚染が影響していることは、植生調査や移植実験ではば明らかになった。しかし、野外では他の環境要因も複雑に関係するため、室内での汚染質暴露実験が大気汚染の影響を研究するためには必要である。しかし現在まで、高等植物と比較して蘚苔類に対する暴露実験は非常に少ない。その理由は、蘚苔類を研究している人が少ないのと、植物影響が直接経済と結びつく作物の収量への影響を主体として研究されていたためと思われる。

蘚苔類に対する大気汚染質暴露実験は、SO₂を中心に次のような方法が検討されている。

- (1) 密閉容器に試料と一定濃度の汚染質を入れる (Coker, 1967)。
- (2) 容器内の試料に一定濃度の汚染質を連続的に流す (Syratt & Wanstall, 1969)。
- (3) 亜硫酸の水溶液に試料を浸漬する (Gilbert, 1968)。

1 ppm 程度のSO₂処理によって、蘚苔類の葉のクロロフィルの分解や細胞の崩壊などが報告されている (Coker, 1967; Syratt & Wanstall, 1969; 埜田, 1973b; Nash & Nash, 1974)。このような可視障害に関して、初期にはSO₂が水に溶けた場合の酸性化の影響も考慮されたが、現在では亜硫酸イオンそのものの影響であると考えられている。これらの可視障害の様子は高等植物の結果とほぼ同様である (Barrett & Benedict, 1970)。

埜田(1973)は、0.4 ppm SO₂の100時間暴露で、着生蘚苔類の葉に障害が生じること(表 2.2)、

0.2ppm S O₂では可視障害が認められないものの、生長抑制が起こることを報告している。Bell (1973) は、平均濃度 0.068 ppmのS O₂に26週間暴露すると、2種の陸生蘚苔類の被度が減少することを認めた。Fergusonら (1978) は、6種のミズゴケを用いて、0.001~1 mMの亜硫酸処理や、0.046 ppm S O₂ガス暴露を4か月以上行い、伸長生長の抑制の種間差から、イギリスの湿地におけるミズゴケの植生変化が、S O₂に対する耐性の種間差によると推定した。光木ら(1985) は、0.05~0.2 ppm S O₂が数種の着生蘚苔類の胞子発芽や原糸体の生長を抑制することを報告している。現在著者らも、0.05~0.1 ppm 程度のS O₂が、数種の湿生蘚苔類の茎葉体に可視障害を発現させたり、生長を抑制することを確認しており、S O₂はかなり低濃度でも、蘚苔類に対する毒性は高いようである(須田ら, 1987)。

また、0.2~5 ppm S O₂や0.01 mM亜硫酸の短時間処理で、蘚苔類の光合成が抑制されたり、呼吸が増大する(Syratt & Wanstall, 1969; Inglis & Hill, 1974; Turk & Wirth, 1975)。Ziegler (1972) はリアブローズ1,5-2リン酸カルボキシラーゼ (RuBPC) によるC O₂の固定活性に、S O₃²⁻が拮抗的に作用することを、ホウレンソウの葉緑体を用いて報告している。しかし、ミズゴケでは亜硫酸による光合成の抑制は、過剰の炭酸で回復しない(Ferguson & Lee, 1979)。S O₂による光合成の抑制には、RuBPC 以外の酵素が関与していると思われる(Tanakaら, 1982)。

表2. 2 着生蘚苔類のS O₂耐性指数

種類	実験数	実験によるS O ₂ 耐性指数*		野外での ^b 出現頻度 (%)
		0.4 ppm 暴露	0.8 ppm 暴露	
サヤゴケ	9	90	100	67
コモチイトゴケ	10	81	45	87
ナガハシゴケ	6	75	67	20
ヒロハツヤゴケ	8	60	69	37
コハイゴケ	4	50	88	20
イワイトゴケモドキ	8	75	47	0
コゴメゴケ	5	75	10	3
フルノコゴケ	5	50	40	0
ヒメヨウジョウゴケ	2	50	0	20
ギンゴケ	6	38	0	17
カラヤステゴケ	3	50	7	3
クチベニヒメゴケ	2	-	25	17
ラセングケ	2	-	75	0
キノウエノケゴケ	4	12	0	0
コダマゴケ	2	0	0	0
ヒメトサカゴケ	3	-	17	0

*S O₂ 耐性指数 = (100 A + 50 B) / (A + B + C).

A: その種が強い耐性を示した実験数.

B: その種が中程度の耐性を示した実験数.

C: その種が弱い耐性を示した実験数.

^b東京都の着生砂漠と正常地域の中間地帯の30地点における出現頻度。(埜田 (1973) より改作)

SO_2 以外の大気汚染質の影響を調べた報告は極めて少ない。65 ppb・12時間のHF暴露では、葉緑体の障害や細胞の崩壊が引き起こされる (Comeau & LeBlanc, 1972)。一方、 O_3 の場合、蘚苔類の葉からの再生は、0.25 ppm・8 時間暴露では抑制されたが、6 時間暴露では促進された (Comeau & LeBlanc, 1971)。高等植物の場合でも、低濃度 O_3 による生長促進が報告されている (Shimizuら, 1984)。しかし、著者らが数種の湿生蘚苔類を 0.1ppm O_3 に2週間暴露したところ、茎葉体の生長、葉の展開、仮根形成などが抑制された (清水ら, 1987)。 O_3 は、現在の我が国の大気汚染の主要な成分であるので、その影響に関してより詳細な検討が望まれる。現在の野外では低濃度の SO_2 、 NO_2 、 O_3 などの複合大気汚染状態のもとで植物は生育している。しかし、蘚苔類に対する複合大気汚染の影響に関する研究はほとんどなされていない。そこで、著者らは現在、0.05~0.1 ppm の SO_2 、 NO_2 、 O_3 が、単独及び複合で湿生蘚苔類に及ぼす影響を検討している。 NO_2 は単独ではほとんど影響しないが、 O_3 と混合暴露すると、生長や発生の過程に著しい影響(相乗作用)を与えた (清水ら, 1987)。 NO_2 と O_3 の相乗作用は、ヒマワリの生長に関して報告されているが(Shimizuら, 1984)、蘚苔類のほうが敏感のようである。光木ら (1985)も、着生蘚苔類に対する SO_2 と NO_2 の影響を検討し、胞子発芽や原糸体の生長は、 SO_2 と NO_2 の混合暴露で、相加的あるいは相乗的な抑制を受けることを報告している。このように、蘚苔類の複合大気汚染に対する感受性は極めて高い。今後、多くの暴露実験を行うことによって、感受性の高い種を検索すれば、指標植物としての有効性はさらに高まるであろう。

2. 2. 5 大気汚染に対する蘚苔類の感受性に影響する要因

フロラの変化や都市域での着生砂漠に認められるように、野外に生育している蘚苔類は高等植物より大気汚染に対する感受性が高い (Winner & Bewley, 1978a)。生長の低下や枯死に対する SO_2 の暴露実験でも、蘚苔類の感受性の高さが示されている (埜田, 1973)。また、光合成に対する SO_2 の影響では、地衣類よりも蘚苔類の方が感受性が高い (Turk & Wirth, 1975)。しかし、蘚苔類の中でも大気汚染に対する感受性には差がある。植生調査に基づいた感受性の種間差は多数報告されている (表 2.1)。一方、移植実験や暴露実験からも、大気汚染質に対する感受性の種間差についていくつかの報告がある (Gilbert, 1968; Syrratt & Wanstall, 1969; 埜田, 1973; Nash & Nash, 1974; Fergusonら, 1978; 光木ら, 1985)。埜田 (1973) は、 SO_2 暴露実験を繰り返し、16種の着生蘚苔類の SO_2 感受性を検討し、野外での分布と比較した結果、感受性の種間差はほぼ一致した (表 2.2)。

大気汚染に対する感受性に影響する要因には何があるのだろうか。野外では、汚染地の近くでも、感受性の高い種が認められることがある。これは、冬期雪に埋もれたり (LeBlanc, 1961)、森林や草原の葉群によって大気が浄化され、あるいは風速が低下した結果 (Gilbert, 1968, 1969,

1970a), 蘚苔類が汚染質と接触する割合が減少するためと思われる。また、着生している基質の種類によって蘚苔類の感受性は左右される(Gilbert, 1968, 1970a; Daly, 1970)。これは、主として基質のpHや緩衝能、酸化力が関係しているようである。SO₂は水に溶けて植物細胞に吸収されるが、酸性域ではSO₂は、H₂SO₃やHSO₃⁻として蘚苔類に害作用を及ぼす。しかし、アルカリ域ではSO₂はSO₃²⁻となり、金属などが多く含まれていれば、SO₃²⁻→SO₄²⁻の反応が起こり易く、毒性はより低くなる。このような理由で、低pHでは光合成に対する影響も大きいのであろう(Inglis & Hill, 1974; Ferguson & Lee, 1979)。また、SO₂の影響は湿度が高い時や、植物体が湿っている時に大きい(Coker, 1967; Syrratt & Wanstall, 1969; 埜田, 1973; Nash & Nash, 1974)。乾燥状態では蘚苔類の生理状態が活発でなく、SO₂が細胞内に吸収されにくいいため、影響が小さいものと思われる。

大気汚染地域において、蘚苔類の配偶体だけが存在し、孢子体が認められない場合がある(De Sloover & LeBlanc, 1970; LeBlanc & De Sloover, 1970)。これは、大気汚染による蘚苔類の衰退が、成体への影響というよりも、生殖への影響を含め、繁殖の抑制に起因することを示唆している。また、Gilbert(1971)は、繁殖能力が高く、孢子から原糸体を経て茎葉体に至るまでの生長の速い種が、大気汚染の著しい都市域で生存できることを指摘している。これは成熟した茎葉体より、原糸体や若い配偶体の時期がSO₂感受性が高いという報告や(Gilbert, 1968; Nash & Nash, 1974)、蘚苔類や羊歯類の孢子発芽や原糸体の生長が0.05~0.1 ppmのSO₂で影響を受けること(光木ら, 1985; Wadaら, 1986)とも一致する。個々の大気汚染質に対する植物の感受性の差は、その植物の形態的特徴や細胞における生理的な解毒能力が関係すると思われるが、詳細な検討は行われておらず、今後の課題である。

2. 3 蘚苔類を用いた植物計：プリオメーター

2. 3. 1 空気浄化法

大気環境を評価するには、自生の植物や植生の状態から推測する方法や、一定の環境で育成した植物を、大気環境を調査したい地域に多数配置する方法がある。これらから得られた結果は、おおむね分析機器で計測した大気汚染の状況を反映している。しかし、調査地点ごとに、大気汚染以外の環境、例えば日照、温度、湿度などが、微妙に異なるため植物の状態や植生の変化を、大気汚染にのみ帰する訳にはいかない。

一方、19世紀末には、活性炭フィルターなどによって大気汚染質を除去した空気を温室内に送って植物を育生し、フィルターを通さない、汚染質を含む大気を送った温室内で育生した植物と、可視障害や生長を比べる、空気浄化試験法が行われるようになった(Mandlら, 1973 参照)。この方法では、空気浄化室と非浄化室内の環境がほぼ同一となり、大気汚染質の濃度のみが異なるの

で、両室内で育生した植物の差はほぼ大気汚染にのみ帰することができる。この方法は、野外における大気汚染の影響を、植物に対する毒性の面から把握するには、現在最も確かな方法であり、多くの研究者によって使用され、改良が続けられている。最近では、より野外の環境に近づけるため、室内の温度上昇を緩和する目的で、天蓋を開けた型 (Open Top Chamber, OTC) が開発されている (Ormrod, 1978 参照)。

これらの空気浄化室は、高等植物、特に農作物に対する野外の大気汚染の影響解析用に作られており、大型で、固定的、あるいは半固定的である。この方法によって、大気環境を評価する試みも行われているが、高等植物を用いるため、装置はある程度大きくならざるを得ないし、直射日光のもとに設置するので、多少の温度上昇は避けられない。また、OTCの場合は、浄化室で大気汚染質が上部から混入する問題などが指摘されている。

2.3.2 藓苔類を用いた空気浄化法 - “プリオメーター”の開発 -

前節で述べたように藓苔類は大気汚染に敏感である。また藓苔類は、植物体が小さいため、空気浄化法によるチャンバーを小型にでき、手軽に調査地点に設置できる。さらに、藓苔類の多くは低照度で良く生長するので、直射日光の当たらないところに設置する方が良く、温度上昇の問題は少ない。このため、OTC型にする必要もないので、浄化室における汚染質の混入も考えなくて良い。以上の点から、藓苔類を用いた空気浄化法の研究は、大気汚染の植物影響調査のモデル系として、また大気環境を評価するための有効な手段として、検討する価値があろう。

Taoda (1973) は、上述の観点から藓苔類を用いた空気浄化法の装置を開発した。彼らの用いた装置を図 2.2 に示す。東京都の大気汚染状況の異なる地点における実験から、数種の藓苔類は、野外で大気汚染のために死滅することが明らかとなった。Taoda (1973) はこのような装置全体を、藓苔類を用いた植物計という意味で“プリオメーター”と名付けた。これを用いて、横

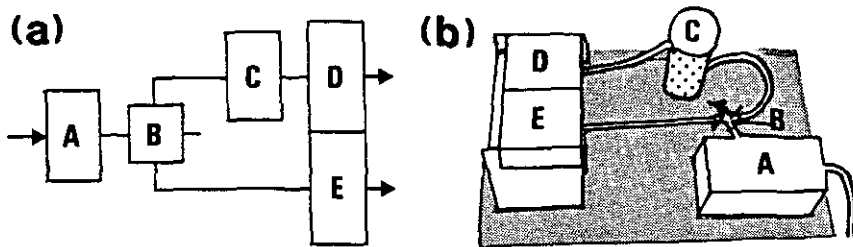


図 2.2 埜田のプリオメーターの装置

a: 構成図.

b: 概観図.

A: 空気ポンプ, B: 空気流量調整弁, C: 活性炭フィルター, D: 浄化室, E: 非浄化室.
(Taoda (1973), 埜田 (1974) より改作)

堀 (1978) は、鹿島地域における大気汚染状態とゼニゴケの無性芽の生長を比較した (図 2.3)。非浄化室と浄化室の植物の生長比を用いて、鹿島地域の汚染状態を図示すると、それは、 SO_2 、 NO_2 、 NO 、オキシダントの合計値と比較的よく一致し、プリオメーターが複合大気汚染状態の植物影響を評価する上で、有効な手段であることを示した。さらに、Yokobori & Taoda(1980) は、茨城県の比較的汚染度の低い地域でも、プリオメーターを用いて大気汚染の影響を把握できることを示した。

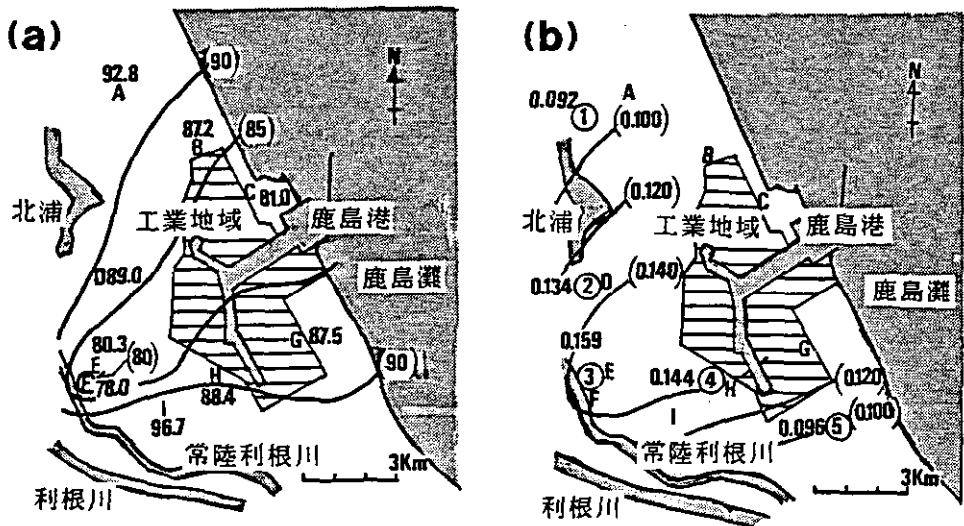


図 2.3 鹿島地域における大気汚染の植物毒性度と複合大気汚染度

- a: プリオメーターテストによる大気汚染の植物毒性度 (1975年).
 A~Iはプリオメーターテストを実施した地点. 数字は4回の実験で求めた生長比の平均値.
 $\text{生長比} = (\text{非浄化室} / \text{浄化室}) \times 100 (\%)$. () 内の数字は等値線の値.
- b: 複合大気汚染度 (1975年).
 1~5は大気汚染の自動測定機設置点. 数字はaと同期間の複合大気汚染度 (SO_2 、 NO_2 、 NO 、オキシダントの日最高値 (ppm) の合計値) の平均値. () 内の数字は等値線の値.
 (横堀 (1978) より改作)

2.3.3 大気環境評価のための“プリオメーター”の検討

Taoda (1973) の考案したプリオメーターは、大気汚染を評価する植物計として有効であるが、検討すべき点がいくつかある。一つは用いた植物材料の問題である。現在のような低濃度大気汚染のもとでは、感受性ができるだけ高い材料を選択する必要がある。横堀 (1978) や Yokobori & Taoda(1980) が用いたゼニゴケ無性芽は、取り扱いが簡単であるが、ゼニゴケ自身が都市域で繁殖している現状を考えると、あまり感受性は高くないものと思われる。そこで著者らは、山林性の湿生蘚苔類の基葉体を材料として、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 に対する感受性について検討し、ツルチ

ヨウチンゴケ属数種が大気汚染影響を評価するのに有効であることを明らかにした(須田ら, 1987; 清水ら, 1987)。一方, 光木・中川(1982, 1985), 光木ら(1985)は, 大気汚染に敏感だと考えられている着生藓苔類を用い, その胞子の発芽と原糸体の生長を指標として検討を加えている。彼らの方法では, 大気汚染の影響は顕微鏡で確認しなければならないが, それ程の労力は必要とせず, かなり感度が高いため有効な材料と思われる。今後, 多くの暴露実験などを行い, 個々の汚染質に対して感受性の高い種や反応を調べ, また複合大気汚染の毒性を評価するのに適当な種を検索することが重要である。

次に, プリオメーターの装置としての, 二連式チャンバーの特徴と性能について述べる。Taoda(1973)の用いた装置を基礎に, 数人の研究者によって改良が加えられている。光木・中川(1982)の装置では, 除塵フィルターを置き, 室内の植物が浮遊粉塵の影響を受けにくくしており, また, 浄化室用のフィルターとして活性炭に二酸化マンガンを加え, 野外大気汚染質の除去効率を良くしている(図 2.4)。彼らは, 室内に置いた二連式チャンバーに野外の大気をテフロンチューブで引き込み, 着生藓苔類の発芽生長が非浄化区で抑制されることを報告している(光木・中川, 1982; 光木ら, 1985)。

一方, 清水ら(1985)は, 以下の特徴を有する二連式チャンバーを作成した(図 2.5)。

- (1) 装置を吸気型に変え, フィルター部のみを通った大気が植物と接触可能とした。
- (2) 除塵用として孔径が $10\mu\text{m}$ のテフロンフィルターを設け, 浮遊粉塵の影響をなく

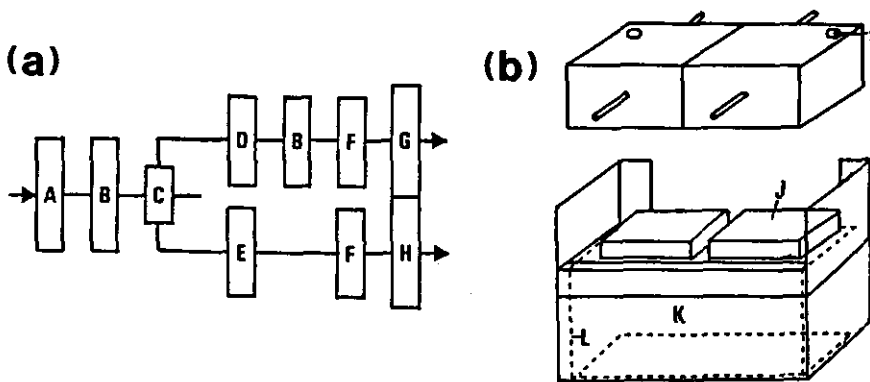


図 2. 4 光木と中川のプリオメーターの装置

- a: 構成図。
 A: 空気ポンプ, B: 石英繊維フィルター, C: 四方コック, D: 大気浄化筒, E: 大気温度調整筒, F: 流量計, G: 浄化室, H: 非浄化室。
 b: 二連式チャンバーの概要図。
 I: 温湿度測定孔, J: 寒天培養基, K: 水留め, L: ガーゼ。
 (光木, 中川(1982)より改作)

すと共にフィルターでの汚染質の分解、吸着を最少とした。

- (3) 大気汚染質の除去のため、浄化室の前部に微粉活性炭を付着させたスポンジフィルターを用い、空気抵抗を少なくした。
- (4) 両室の後部のファンで空気をかくはんし、大気汚染質と植物の接触を増加させた。
- (5) 除菌フィルターによって無菌とした10%クノッブ液を連続的に植物に滴下した。
- (6) ファンモーターとポンプを駆動させるために、12Vバッテリーを用い、長期間連続使用可能とするために、スイッチング型の制御装置を作成した。

二連式チャンバーの性能で重要な点は、浄化室では大気汚染質がほぼ完全に除去され、非浄化室では、野外大気と同程度に存在することである。さらに、両室では温度や湿度をはじめ、大気汚染以外の環境条件が同一となることも重要である。表 2.3 に、清水ら(1985)の使用した二連式チャンバーの大気汚染質の除去効率を示す。浄化区で NO_2 が完全に除去されないことや、非浄化区(除塵用はテフロンフィルター)で SO_2 濃度が外気と比較して低いことなどの問題点はあるが、実用可能である。なお、両室において温湿度に差はなく、蘚苔類の多くの種の生長に適した湿度(相対湿度でほぼ 100%)を維持できた。現在、さらに装置の改良を行って性能が高くなるように検討している。

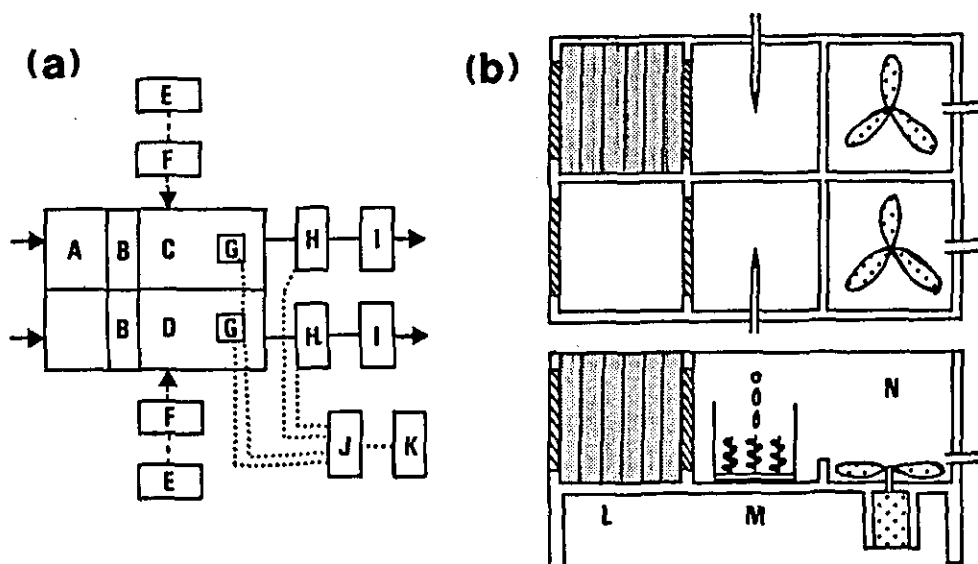


図2.5 著者らのプリオメーターの装置

a: 構成図。

A:活性炭フィルター, B:除塵フィルター, C:浄化室, D:非浄化室, E:培養液, F:除菌フィルター, G:ファン, H:空気ポンプ, I:流量計, J:制御装置, K:12Vバッテリー。

b: 二連式チャンバーの概要図。

L:フィルター部, M:試料設置部, N:空気攪拌部。

表2.3 二連式チャンバーにおける各種大気汚染質の除去率^a

	暴露濃度 (ppm)	除去率 (%)			
		浄化室	非浄化室 ^b		
			A	B	C
SO ₂	0.10	100	100	50	10
NO ₂	0.10	85	50	0	0
O ₃	0.09	100	100	30	10
CO ₂	400	0	0	0	0

^a気温: 20℃, 相対湿度: 90%以上, 照度: 50 μEm⁻²sec⁻¹, 12時間明期/12時間暗期に制御した人工光型環境調節室内で, 二連式チャンバーを1週間, 混合ガス (SO₂: 0.1 ppm, NO₂: 0.1 ppm, O₃: 0.1 ppm, CO₂: 400 ppm) に暴露した後, 測定した。
^b除塵フィルター; A: スポンジ 8枚, B: テフロン 1枚, C: フィルター不使用。

表2.4 ツルチヨウチンゴケ茎葉体の生長に及ぼすSO₂, NO₂, O₃混合暴露の影響^a

	暴露前	4週間暴露後		
		浄化区	非浄化区	外気区
初期生重量 (mg)	3.30 ± 0.28	3.26 ± 0.24	3.25 ± 0.25	3.29 ± 0.27
生重量 (mg)	—	6.97 ± 0.43	3.30 ± 0.28	3.47 ± 0.32
生重の相対生長率 (week ⁻¹)	—	0.192 ± 0.015	0.001 ± 0.006	0.011 ± 0.005
乾重量 (mg)	0.48 ± 0.03	1.07 ± 0.06	0.71 ± 0.07	0.67 ± 0.08
乾重/生重比 (%)	15.3 ± 1.2	15.4 ± 0.4	21.2 ± 0.4	19.1 ± 0.5
主茎伸長量 (mm)	15.0 ± 0.0	20.5 ± 0.3	16.1 ± 0.2	17.4 ± 0.3
側枝伸長量 (mm)	0.0 ± 0.0	12.8 ± 1.0	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0
総伸長量 (mm)	15.0 ± 0.0	33.3 ± 1.1	16.1 ± 0.2	17.4 ± 0.3
側枝数	0.0 ± 0.0	1.5 ± 0.2	0.0 ± 0.0	0.0 ± 0.0

^a気温: 20℃, 相対湿度: 90%以上, 照度: 50 μEm⁻²sec⁻¹, 12時間明期/12時間暗期に制御した人工光型環境調節室内で, ツルチヨウチンゴケを二連式チャンバーの両室, 及び室外に置き, 4週間, 混合ガス (SO₂: 0.1 ppm, NO₂: 0.1 ppm, O₃: 0.1 ppm, CO₂: 400 ppm) に暴露した後, 測定した。12個体の平均値±標準誤差を示す。

この装置にツルチヨウチンゴケの茎葉体を入れて, 人工光型環境調節室内でSO₂, NO₂, O₃各 0.1 ppm で4週間暴露したところ, 浄化室の植物に比較して, 非浄化室の植物では伸長, 生重, 乾重の生長が顕著に減少し, また, 分枝形成は完全に抑制された (表 2.4: 清水ら, 1985; 清水, 1986)。なお, 本装置を野外の大気汚染地域で使用したところ, 浄化区に比べて非浄化区のおオバチヨウチンゴケの生長が抑制されており, 本装置が, 現在の都市域の野外の大気環境を評価する上でも, 有効に使用されうることを確認している。

2.4 おわりに

1968年にオランダのワーゲニンゲンで開かれた“動植物に対する大気汚染の影響に関する第1回ヨーロッパ会議”では、その扱い易さと、高等植物よりはるかに広い感受性を有することから、着生隠花植物が大気汚染の生物指標として有効であることが示された (Barkman ら, 1969)。これまでに述べてきたように、着生蘚苔類ばかりでなく一般に蘚苔類は、種々の大気汚染質の長期間暴露に対して感受性が高く、その発生や生長、あるいは生理機能などが著しく影響される。それ故、蘚苔類を利用した大気環境の評価法は検討する価値があろう。着生蘚苔類の植生を利用して、過去長期間の影響を推定する方法は、現在でも有効であろう。客観的評価を行うために IAP などの方法を検討するべきであると思う。我が国では、詳細な植生調査があまり行われていないが、今後の環境の変化が、蘚苔類フロラにいかなる影響を与えるのかを知るためにも、定期的に十分な植生調査を行うべきである。

一方、植物計の一つとして検討されているブリオメーターは、生物に対する総合的な毒性という観点から現在の大気環境を評価できるので、分析機器と併用して実用化すべきである。現在、光木・中川 (1982, 1985)、清水ら (1985) によって、種々の検討がなされているが、さらに材料や方法に関して知識を蓄積する必要がある。このような植物計を実際に多数の地点で使用するためには、個体差が少なく反応の再現性が高い材料が要求される。野外で採集した試料では、時期や生育地が異なると、感受性が異なることもあるので (埜田, 1973)、一定条件で育成した試料を使用する必要がある。また、指標植物として有効な種を常時大量に供給するためには、その種の培養に適した環境条件を十分に検討する必要がある。さらに個体差を少なくするためには、遺伝的に均一な個体群を作る必要もあろう。現在、蘚苔類の細胞培養の技術は急速に進歩しつつあり、単一細胞起源のクローン植物が供給されることも、そう先の話ではないであろう。また、遺伝子工学の技術を利用すれば、大気汚染に対してより感受性の高い植物が創り出せる可能性もある。有効な植物計の材料として、蘚苔類は十分に検討される価値があろう。

引用文献

- Barkman, J.J. (1969) : The influence of air pollution on bryophytes and lichens. In : *Air Pollution, Proc. 1st Eur. Congr. Influence Air Pollut. Plants Anim.*, Wageningen, 1968. Pudoc, Wageningen, 197-221.
- Barkman, J.J., F. Rose and V. Westhoff (1969) : Discussion in Section 5 : The effects of air pollution on non-vascular plants. In : *Air Pollution, Proc. 1st Eur. Congr. Influence of Air Pollut. Plants.*, Wageningen, 1968. Pudoc, Wageningen,

237-241.

- Barrett, T.W. and H.M. Benedict (1970) : Sulfur dioxide. In : Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation : A pictorial atlas, Jacobson, J.S. and A.C. Hill (eds.), Air Pollut. Control Assoc., Pittsburgh. C1-C17.
- Bell, J.N.B. (1973) : The effect of a prolonged low concentration of sulphur dioxide on the growth of two moss species. *J. Bryol.*, **7**, 444-445.
- Brodo, I.M. (1961) : Transplant experiments with corticolous lichens using a new technique. *Ecology*, **42**, 838-841.
- Coker, P.D. (1967) : The effects of sulphur dioxide pollution on bark epiphytes. *Trans. Brit. Bryol. Soc.*, **5**, 341-347.
- Comeau, G. and F. LeBlanc (1971) : Influence de l'ozone et de l'anhydride sulfureux sur la regeneration des feuilles de Funaria hygrometrica Hedw. *Naturaliste Can.*, **98**, 347-358.
- Comeau, G. and F. LeBlanc (1972) : Influence du fluor sur le Funaria hygrometrica et l'Hypogymnia physodes. *Can. J. Bot.*, **50**, 847-856.
- Daly, G.T. (1970) : Bryophyte and lichen indicators of air pollution in Christ-church, New Zealand. *Proc. N. Z. Ecol. Soc.*, **17**, 70-79.
- De Sloover, J. and F. LeBlanc (1968) : Mapping of atmospheric pollution on the basis of lichen sensitivity. : *In Proc. Symp. Recent Adv. Trop. Ecol.*, Misra, R. and B. Gopal(eds.), Varanasi, India. 42-56.
- De Sloover, J. and F. LeBlanc (1970) : Pollutions atmospheriques et fertilite chez les mousses et chez les lichens epiphytiques. *Bull. Acad. Soc. Lorraines Sci.*, **9**, 82-90.
- Ferguson, P. and J.A. Lee (1979) : The effects of bisulphite and sulphate upon photosynthesis in Sphagnum. *New Phytol.*, **82**, 703-712.
- Ferguson, P., J.A. Lee and J.N.B. Bell (1978) : Effects of sulphur pollutants on the growth of Sphagnum species. *Environ. Pollut.*, **16**, 151-162.
- Gilbert, O.L. (1968) : Bryophytes as indicators of air pollution in the Tyne valley. *New Phytol.*, **67**, 15-30.
- Gilbert, O.L. (1969) : The effect of SO₂ on lichens and bryophytes around New-castle upon Tyne. In : Air Pollution, *Proc. 1st Eur. Congr. Influence Air Pollut, Plants Anim.*, Wageningen, 1968. Pudoc, Wageningen, 223-235.

- Gilbert, O.L.(1970a) : Further studies on the effect of sulphur dioxide on lichens and bryophytes. *New Phytol.*, **69**, 605-627.
- Gilbert, O.L. (1970b) : A biological scale for the estimation of sulphur dioxide pollution. *New Phytol.*, **69**, 629-634.
- Gilbert, O.L. (1971) : Urban bryophyte communities in north-east England. *Trans. Brit. Bryol. Soc.*, **6**, 306-316.
- Inglis, F. and D.J. Hill(1974) : The effect of sulphite and fluoride on carbon dioxide uptake by mosses in the light. *New Phytol.*, **73**, 1207-1213.
- 小村 精・村田敦子 (1983) : 着生地衣蘚苔植生による福岡県内都市地域の環境汚染指標 (1)北九州および大牟田地区における大気清浄度指数. *全国公害研究会誌*, **8**, 87-90.
- LeBlanc, F. (1961) : Influence de l'atmosphère polluée des grandes agglomérations urbaines sur les épiphytes corticales. *Rev. Canad. Biol.*, **20**, 823-827.
- LeBlanc, F., G. Comeau and D.N. Rao (1971) : Fluoride injury symptoms in epiphytic lichens and mosses. *Can. J. Bot.*, **49**, 1691-1698.
- LeBlanc, F. and J. De Sloover (1970) : Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.*, **48**, 1485-1496.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao (1966) : Reaction de quelques lichens et mousses épiphytiques à l'anhydride sulfureux dans la région de Sudbury, Ontario. *Bryologist*, **69**, 338-346.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao (1973a) : Evaluation of the pollution and drought hypotheses in relation to lichens and bryophytes in urban environments. *Bryologist*, **76**, 1-19.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao (1973b) : Effects of sulphur dioxide on lichen and moss transplants. *Ecology*, **54**, 612-617.
- LeBlanc, F. and D.N. Rao (1974) : A review of the literature on bryophytes with respect to air pollution. *Bull. Soc. Bot. Fr., Coll. Bryologie*, **121**, 237-255.
- LeBlanc, F. and D. N. Rao (1975) : Effects of air pollutants on lichens and bryophytes. *In: Responses of Plants to Air Pollution*, Mudd, J.B. and T.T. Kozlowski (eds.), Academic Press, New York, 237-272.
- LeBlanc, F., D.N. Rao and G. Comeau (1972a) : The epiphytic vegetation of Populus balsamifera and its significance as an air pollution indicator in Sudbury,

- Ontario. Can. J. Bot., 50, 519-528.
- LeBlanc, F., D.N. Rao and G. Comeau (1972b) : Indices of atmospheric purity and fluoride pollution pattern in Arvida, Quebec. Can. J. Bot., 50, 991-998.
- LeBlanc, F., G. Robitaille and D.N. Rao (1974) : Biological response of lichens and bryophytes to environmental pollution in the Murdochville copper mine area, Quebec. J. Hattori Bot. Lab., 38, 405-433.
- Mandl, R.H., L.H. Weinstein, D.C. McCune and M. Keveny (1973) : A cylindrical, open-top chamber for the exposure of plants to air pollutants in the field. J. Environ. Qual., 2, 371-376.
- Manning, W.J. and W.A. Feder (1980) : Biomonitoring Air Pollutants with Plants. Applied Science Publishers Ltd, London, 142p.
- 松中昭一 (1975) : 指標生物—環境汚染を啓示する. 講談社サイエンティフィク. 182p.
- 光木偉勝・中川吉弘 (1982) : 着生藓苔類を利用した複合大気汚染環境の評価 I. 孢子発芽生長試験用ブリオメーターの性能試験. 兵庫県公害研究所研究報告, 14, 12-16.
- 光木偉勝・中川吉弘 (1985) : 着生藓苔類を利用した複合大気汚染環境の評価 II. ブリオメーターによる複合大気汚染の測定. 兵庫県公害研究所研究報告, 17, 46-49.
- 光木偉勝・中川吉弘・高田亘啓 (1978) : 着生植物の大気汚染指標性について—汚染物質と IAP 値との相関性—. 大気汚染学会誌, 13, 26-32.
- 光木偉勝・中川吉弘・渡辺 弘 (1985) : セン類孢子の発芽・生長に及ぼす二酸化硫黄, 二酸化窒素の単独および複合影響. 大気汚染学会誌, 20, 198-204.
- 仲村悦子・岩月善之助 (1981) : 宮崎市市街地のクスノキ着生藓苔類. 日本藓苔類学会会報, 3, 1-4.
- Nash, III, T.H. and E.H. Nash (1974) : Sensitivity of mosses to sulfur dioxide. Oecologia, 17, 257-263.
- Nordhorn-Richter, G. and R. Dull (1982) : Monitoring air pollutants by mapping the bryophyte flora. In : Monit. Air Pollut. Plants. Methods Problems. Steubing, L. and H.-J. Jager (eds.), Dr W. Junk Publishers, The Hague, 29-32.
- Nylander, W. (1866) : Les lichens du Jardin du Luxembourg. Bull. Soc. Bot. France, 13, 364-372.
- Ormrod, D.P. (1978) : Pollution in Horticulture. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 260p.
- Rao, D.N. (1982) : Responses of bryophytes to air pollution. In : Bryophyte ecology.

- Smith, A.J.E.(ed.), Chapman and Hall, London, 445-471.
- Rao, D.N. and F. LeBlanc (1967) : Influence of an iron-sintering plant on corticolous epiphytes in Wawa, Ontario. *Bryologist*, **70**, 141-157.
- Richardson, D.H.S. (1981) : *The Biology of Mosses*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 220p.
- Rydzak, J. (1959) : Influence of small towns on the lichen vegetation. Part VII. Discussion and general conclusions. *Ann. Univ. Mariae Curie-Sklodowska, Sect.C*, **13**, 275-323.
- 清水英幸 (1986) : コケ植物と大気環境—ブリオメーターの検討—。国立公害研究所ニュース, **5**(2), 6-7.
- Shimizu, H., T. Oikawa and T. Totsuka (1984): Effects of low concentrations of NO₂ and O₃ alone and in mixture on the growth of sunflower plants. In : *Studies on the Effects of Air Pollutant Mixture on Plants. Parts 1. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, **65**, 121-137.
- 清水英幸・清水 明・松本 茂・戸塚 績 (1985) : 蘚苔類による大気環境評価法の検討—実験装置の開発と性能の検討—。第23回日本生物環境調節学会講演要旨集, 22-23.
- 清水英幸・須田隆一・岩月善之助・戸塚 績 (1987) : オオバチョウチンゴケ茎葉体の生長に及ぼす低濃度大気汚染の影響。II. O₃とNO₂の単独および混合暴露の影響。日本生態学会第34回大会講演要旨集 (印刷中)
- 須田隆一・清水英幸・岩月善之助・戸塚 績 (1987) : オオバチョウチンゴケ茎葉体の生長に及ぼす低濃度大気汚染の影響。I. SO₂暴露の影響。日本生態学会第34回大会講演要旨集 (印刷中)
- Syratt, W.J. and P.J. Wanstall (1969) : The effect of sulphur dioxide on epiphytic bryophytes. In : *Air Pollution, Proc. 1st Eur. Congr. Influence Air Pollut. Plants Anim., Wageningen, 1968. Pudoc, Wageningen*, 79-85.
- Tanaka, K., T. Otsubo and N. Kondo (1982) : Participation of hydrogen peroxide in the inactivation of Calvin-cycle SH enzymes in SO₂-fumigated spinach leaves. *Plant Cell Physiol.*, **23**, 1009-1018.
- Taoda, H. (1972) : Mapping of atmospheric pollution in Tokyo based upon epiphytic bryophytes. *Jap. J. Ecol.*, **22**, 125-133.
- Taoda, H.(1973): Bryo-meter, an instrument for measuring the phytotoxic air pollution. *Hikobia*, **6**, 224-228.

- 埜田 宏 (1973) : 大気汚染物質が蘚苔類に与える影響 Ⅰ. 亜硫酸ガスに対する耐性. ヒコビア, 6, 238-250.
- 埜田 宏 (1974) : 環境汚染と指標植物. 共立出版, 170p.
- Turk, R. and V. Wirth (1975) : Uber die SO₂-Empfindlichkeit einiger Moose. Bryologist, 78, 187-193.
- 梅津幸雄 (1978) : 着生こけ植物・地衣類植生による重工業都市の大気汚染図示. 日生態会誌, 28, 143-154.
- Wada, M., H. Shimizu, H. Abe, A. Kadota and N. Kondo (1986) : A model system to study the effect of SO₂ on plant cells. Ⅰ. Experimental conditions in the case of fern gametophytes. Environ. Control Biol., 24, 95-102.
- Winner, W.E. and J.D. Bewley (1978a) : Contrasts between bryophyte and vascular plant. Synecological responses in an SO₂-stressed white spruce association in central Alberta. Oecologia, 33, 311-325.
- Winner, W.E. and J.D. Bewley (1978b) : Terrestrial mosses as bioindicators of SO₂ pollution stress. Synecological analysis and the index of atmospheric purity. Oecologia, 35, 221-230.
- 横堀 誠 (1978) : 蘚苔類を利用した空気浄化試験法による大気汚染の測定. 日本生態学会誌, 28, 17-23.
- Yokobori, M. and H. Taoda (1980) : Nachweis der phytotoxischen Wirkung von Luftverunreinigungen durch Messung der Reaktion von Bryophyten mit dem "Bryo-meter". Staub - Reinhalt. Luft, 40, 490-496.
- Ziegler, I. (1972) : The effect of SO₃⁻ on the activity of ribulose-1,5-diphosphate carboxylase in isolated spinach chloroplast. Planta, 103, 155-163.

3 大気浄化植物の計測と診断

3.1 はじめに

大気汚染による植物影響や植物による大気浄化能力を調べるためには、野外での植物の生育生理反応やガス交換能力を客観的に評価し、診断することが必要である。特に、植物個体あるいは群落を対象とする場合には、単に個体あるいは群落の平均値的な情報だけでなく二次元あるいは三次元の画像情報に基づいた診断が必要である(大政・相賀, 1981; 橋本, 1983; 大政, 1984; Omasa & Aiga, 1987)。

植物群落を対象とした画像情報は、人工衛星や航空機からの広域リモートセンシングによってマルチスペクトル画像として得られることが多い(和達ら, 1976; Colwellら, 1983)。そして、得られた画像は、農作物の作付面積の調査や収量予測、さらに、植生や生態系の変遷などを調べるのに利用されている。最近、ランドサットにも農業や植生調査への利用を特に考慮した波長帯と約 30m の解像度を有するTM(Thematic Mapper)が搭載されるようになり(Salomonsen, 1979)、この分野での利用の拡大が期待されている。しかし、広域リモートセンシングにより得られる情報は、大規模な植物群落を対象としたものであり、得られる情報には限界がある。それ故、細胞レベルの生理学と広域リモートセンシングにより得られる情報を結びつける植物個体あるいは小規模な群落を対象とした画像計測技術が必要となる(大政, 1984; Omasa, 1985; Omasa & Aiga, 1987)。ここでは、本特別研究で得られた筆者らの研究成果を中心にこの分野の現状について述べる。

3.2 植物生体情報と画像センサ

表 3.1 に植物生体情報と利用できる画像センサの一覧を示す。比較的安価な画像センサであるTVカメラやそれに回転フィルタ交換機能を持たせたマルチスペクトルカメラにより得られた画像を画像処理することにより、植物の生長、形態、群落構造、可視害、色素含有量などの情報を得ることができる(Matsui & Eguchi, 1978; 大政・相賀, 1981; 大政, 1984)。サーマルカメラ(サーモグラフィ)は、現在のところTVカメラに比べて高価ではあるが、葉温、気孔反応、蒸散量、汚染ガス吸収量、光合成量などを知ることができる有用なセンサである(大政・相賀, 1981; 橋本, 1983; 大政, 1984)。また、特殊な高感度カメラを用いて、電子伝達反応や光リン酸化反応に関係する光合成活性の変化を知ることができる(大政ら, 1986)。高感度カメラと光

執筆担当者：大政謙次(技術部)

表3. 1 植物生体情報と利用できる画像センサ

植物生体情報	センサ
生長・形態 ・群落構造	TVカメラ（撮像管、固体撮像素子）、マルチスペクトルカメラ、超音波センサー、CT（X線、NMR、超音波）
葉温	サーマルカメラ（光・機械走査型、赤外線ビジコン管固体撮像素子）
気孔反応	サーマルカメラ、顕微画像計測システム
蒸散・ガス吸収	サーマルカメラ
光合成活性	特殊な高感度スペクトルカメラ
可視害・植物色素 色つや・萎れ	マルチスペクトルカメラ
細胞の異常	顕微画像計測システム
その他	X線CT（年輪、根系、内部腐食） NMRCT（含水量、水ポテンシャル、その他核種）

学顕微鏡を組み合わせた顕微画像計測システムは、気孔反応の直接観察や細胞の異常の検出に利用できる（Omasら、1983b, 1986）。その他、高価ではあるが、X線CTやNMR-CTを用いて生体の構造や水分状態などの情報を得ることができる（Onoeら、1983；Omasら、1985b）。この種の画像計測の利用が予想される分野の一覧を表3.2に示す。単に、環境科学の分野だけでなく、植物学、農学、宇宙科学などの基礎から、応用に及ぶ多くの分野での利用が考えられる（棟方、1983；大政、1984, 1985；旭リサーチセンタ、1984）。

3. 3 画像処理システム

画像センサは、それ自身に何等かの処理機能を有しており、インテリジェントなセンサである。例えば、サーモグラフィは、物体からの放射を計測し温度に変換する機能を、また、CTは、投影像から再構成像を得る機能を有している。しかし、得られた画像データを生体情報として利用

表3. 2 植物生体画像計測の利用分野

-
- 環境汚染害、病虫害、生理障害などの診断と防除
 - 環境浄化能力の診断
 - 生長予測と栽培管理の自動化
 - 環境指標植物や浄化植物などの開発
 - バイオテクノロジー技術の開発
 - 植物診断や栽培管理のための教育システム
 - 広域リモートセンシングの補助
 - その他、生理学、生態学、環境科学、農学、宇宙科学などの分野の研究
-

するためには、さらに生体情報と関連づけるための処理が必要となる。また、TVカメラのようにノイズやシェーディングの補正のための前処理を必要とするセンサもある。これらの処理機能をセンサに持たせるか、あるいは、汎用的な画像処理システムに持たせるかは、その目的によって変わる。開発段階のシステムでは、高速パイプライン処理機能を持つ汎用画像処理システムに持たせる方がフレキシブルであるので有効である。図 3.1 に筆者らが開発した画像処理システムの写真を示す。詳細は、昭和54年に出た国立公害研究所報告(大政ら, 1984)を参照されたい。その後、ファイトトロンや実験ほ場を対象としたオンライン計測だけでなく、計測記録機能を充実し、野外計測データの解析機能の向上を図った。図 3.2に実際の野外計測現場の写真を示す。

計測された画像データは、VTRやディスクに記録され、植物実験棟IIに設置されている画像処理システムで解析される。現在、このシステムを光ディスクとフローティング演算が可能なパイプラインプロセッサの導入によるパーソナルコンピュータをホスト計算機としたより小型で、可搬性のある高速画像処理システムへと改良している。これにより、画像計測と人工知能とを組み合わせた植物自動診断システムへと発展させることができる。

3. 4 スペクトロラジオアナライザ

マルチスペクトルカメラに装着するフィルタを選定するためには、被写体のスペクトル特性を調べる必要がある。図 3.3 は、この目的のために開発したスペクトロラジオアナライザ(大政ら, 1982)のブロック線図で、図 3.4は、その写真である。この装置は、0.25~0.90 μm を1秒、0.85~2.5 μm を5秒で走査する回折格子の分光器及び分光器の制御と測定データの解析のための信号処理器に分かれる。分光器は、検知器としてフォトマル(0.25 ~0.90 μm)と PbS セル(0.85 ~2.5 μm)を用い、感度とS/Nの向上のために検知器を冷却している。この分光器の分

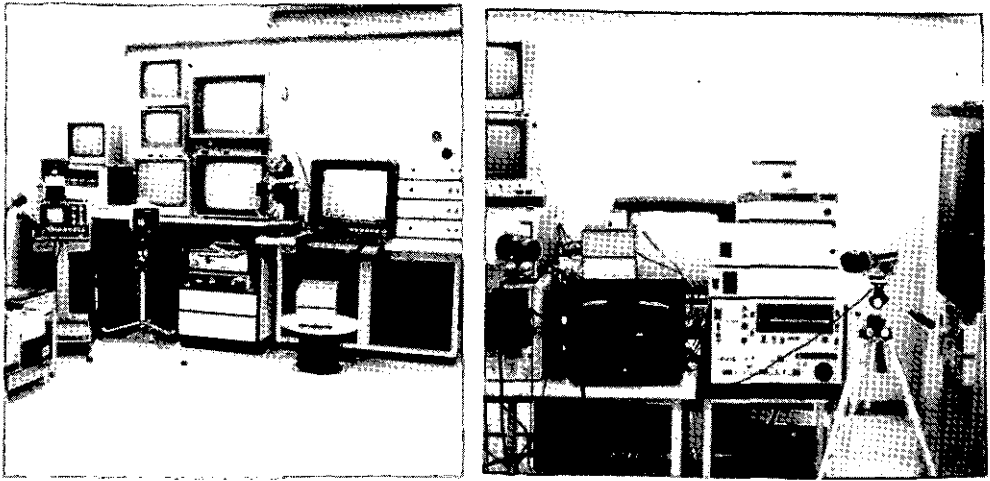


図3.1 画像計測診断システムの概観



図3.2 野外での計測

光精度は、 $0.25\sim 0.90\mu\text{m}$ で 1nm 、 $0.85\sim 2.5\mu\text{m}$ で 3nm であり、迷光は 1×10^{-4} である。分光器への光の導入は、オプティカルファイバにより行われ、先端にミラー集光器あるいは積分球アタッチメントを取り付けることができる。集光器は、離れた場所にある被写体の反射スペクトル特性の測定に、また、積分球アタッチメントは、内蔵の標準光源と積分球を用いて正確な被写体の分光反射率や透過率を求めるのに使用される(図3.5)。信号処理器は、現場での操作性を考慮して、データ収集及び解析に必要な基本処理機能を内蔵させ、CRTとの対話形式で処理が可能ないように設計した。測定されたデータは、標準光源の検定値データに基づき自動校正され、カ

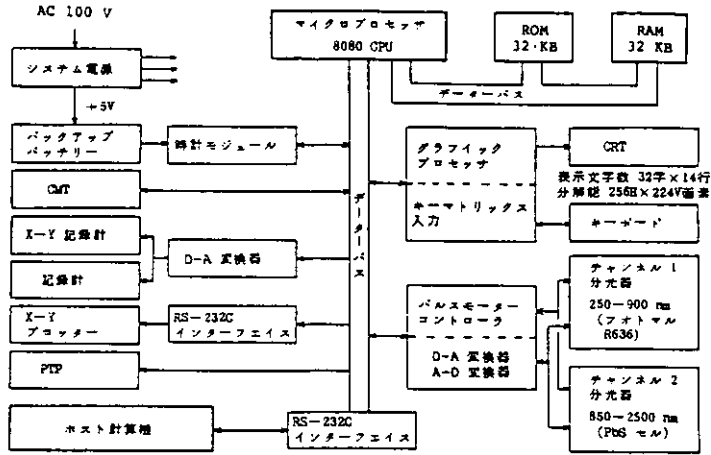


図 3. 3 スペクトララジオアナライザのブロック線図

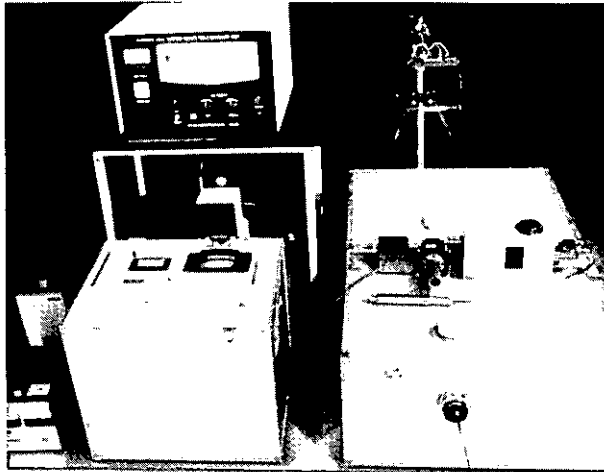


図 3. 4 スペクトララジオアナライザの概観

セットMTに保存される。また、弱光下の測定に対してデータ積算収集機能を有し、分光器のスリット幅の選択と組み合わせて、測定光量に対するダイナミックレンジを拡大させた。さらに、測定データ間の四則演算、係数の乗算、指定された波長領域のエネルギーの計算などの機能を付加した。

図 3.6 に $0.45\sim 0.7\mu\text{m}$ で約18%の反射率を有する反射板を積分球アタッチメントを用いて測定したときの結果を示す。このアタッチメントを用いれば、 $0.45\sim 0.7\mu\text{m}$ での反射率を約 3%の誤差で測定でき、 $0.4\sim 1.8\mu\text{m}$ の波長域の測定に有効である。一方、ミラー集光器での測定は、

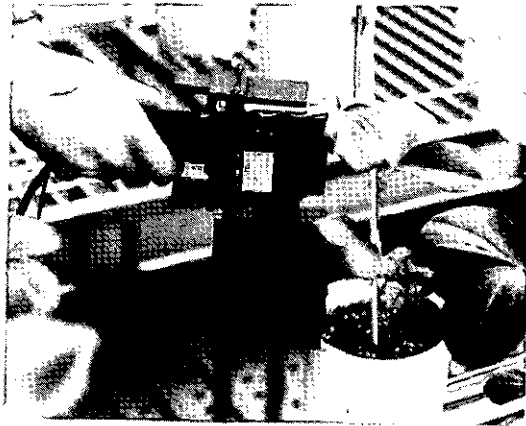


図3.5 積分球アタッチメントによる測定

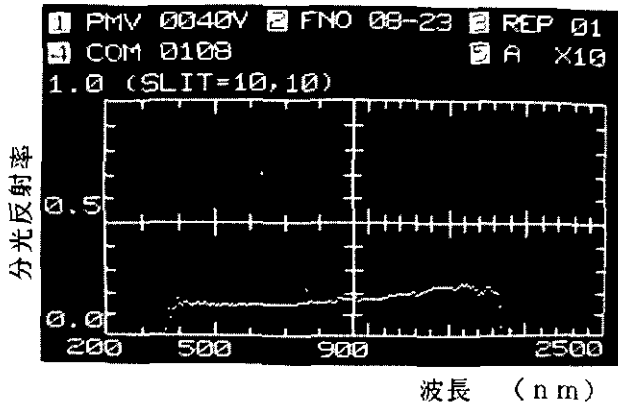


図3.6 分光反射率の測定精度

オブティカルファイバの透過特性に依存するが、UVグレードのファイバと近赤外域での水による吸収のないファイバを組み合わせれば、 $0.25\sim 2.3\mu\text{m}$ の波長域での測定が可能である。

3.5 熱赤外面像計測

植物は、光合成や蒸散などに必要な CO_2 や水蒸気などのガスを気孔を介して大気との間で交換している (Meidner & Mansfield, 1968; Monteith, 1973; 大政, 1979)。その際、大気が汚染された地域では、植物体内に同じ経路で有毒なガスが侵入し、障害を発現させる (国立公害研究所, 1979, 1984)。しかし、その量が微量であれば体内で無毒な物質に代謝され、障害は発現しない。最近、植物のこの汚染ガス吸収代謝機能を利用して、自動車などの移動発生源に起因す

る NO_x や光化学オキシダントを都市域あるいはその近郊に公園やグリーンベルトを造成することにより幾分かでも浄化しようという試みがなされている。野外での植物群落のガス交換能力を評価する方法としては、空力法や熱収支法など微気象学的計測法があるが(内嶋, 1974), これらの方法は面的広がりをもつ植物群落のガス交換能力の診断には適さない。熱赤外画像計測法により葉温を計測する方法は、面的広がりを持つ植物群落のガス交換能力や気孔反応を診断する有効な方法である(Omasaら, 1980; Horlerら, 1980; 大政ら, 1981; 橋本, 1983; Hashimotoら, 1984; 大政, 1984, 1986)。

NO_2 , SO_2 , O_3 , PANなどの主要な汚染ガスについての植物の気孔底界面でのガス濃度は、通常の状態では生育している植物では、体内でのこれらの物質を代謝する能力が十分大きく、0 ppmとおけることが知られている(大政・安保, 1978; 大政, 1979; 大政ら, 1979; Black & Unsworth, 1979; 大政, 1980; 河内, 1980; 野内, 1980; 名取ら, 1981)。このことは、これらの汚染ガスの吸収が気孔抵抗を含めた気相での拡散にのみ支配され、蒸散速度が分かればガス吸収速度を推定できることを示している。葉温は、蒸散による潜熱輸送の他に、放射、気温、気流状態などにも影響されるが、これらの環境が一定に保たれた状態では、葉温計測により蒸散速度、さらに汚染ガス吸収速度を推定することができる(大政ら, 1981; Omasaら, 1981a, b)。野外で生育している植物群落でもこれらの環境要因が変化しない状態の下で、蒸散量が既知の植物や蒸発皿などとの比較を常時行うことにより、大よそではあるがこれらの量を推定できよう(大政, 1986)。

図 3.7 に畑の畝に植えられたサツマイモ群落の温度画像を示す。畝は、二列であり、サツマイモの葉温の方が畝間の土壌部の温度に比べて $10\sim 20$ ℃程度低い(気温約 30 ℃)。右側の畝が正常な状態、左側が気孔が閉じ蒸散が低下した状態である。図 3.8 は、街路樹であるユリノキの温度画像を示す。並木の温度はほぼ均一で、正常に機能していることが分かる(気温約 25 ℃)。植物種にもよるが、風が弱く晴れた日で蔭がない状態では、概して、葉温が気温と同じかそれよりも低い温度であれば健全であると診断される。同じ熱環境状態で、葉温の上昇は、浄化能力の低下を意味している。また、同時に光合成能力の低下も意味し、植物の活性の落ちを示している。サーモグラフィによる植物温度計測は簡便で、可搬性に優れている。また、面的な情報が得られるので、従来の微気象的計測法やボロメータ法(同化箱を含む)と組み合わせればより効果的であろう。さらに、航空機や人工衛星による広域リモートセンシングのグランドトゥースデータとしても利用できる。

3.6 光合成活性の画像計測

光合成の低下には、前節で述べた気孔の閉鎖に起因するものの他に植物体内の生理活性それ自

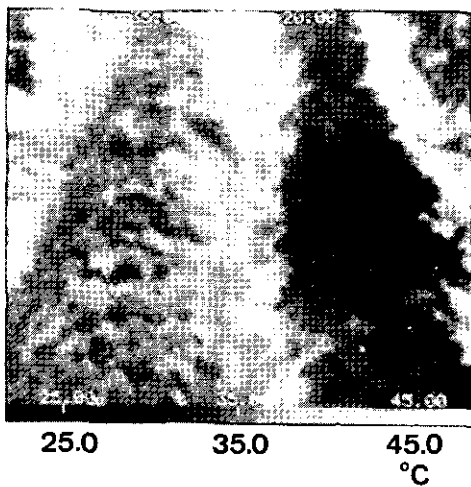


図3.7 畑のサツマイモ群落の温度画像

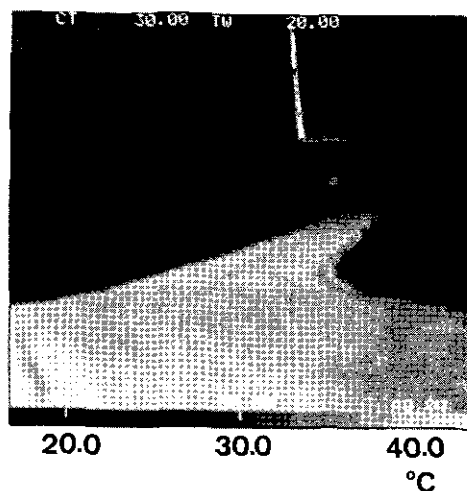


図3.8 ユリノキ並木の温度画像

身の障害がある。この光合成活性の機能障害を調べる方法としてクロロフィル蛍光の誘導期現象を測定する方法がある (Schreiber, 1983; 菅原ら, 1984)。しかし、この現象は、早い過渡現象で、微弱な光の計測を必要とするので、今まで、連続的に画像として計測することは行われていなかったが、筆者らによって特殊な機能を持つ高感度カメラと計算機制御が可能な高性能VTRを用いて初めて実現された (大政ら, 1986)。図3.9にその計測例を示す。6.5秒の時点で黒く観察されている領域が可視害として認識される部位である。しかし、それ以前の蛍光誘導期において周辺の部位も初期電子受容体Qの酸化還元に関係する光合成機能の低下が生じていることが分かる。この方法は、可視害以前の光合成機能障害の診断に有効である。また、遅延蛍光計測による光合成活性診断についての検討も行われている (Bjorn & Forsberg, 1979; Ellenson & Amundson, 1982; Ellenson, 1985)。

3.7 生長の画像計測

植物の生長は、組織の細胞分裂と伸張により生じるが、その速度は、器官、部位により異なり、各生育ステージで変化する。それ故、植物器官の生長速度の空間的、時間的变化を調べる必要がある。生長計測で重要なことは、背景から対象とする器官を分離抽出することである。植物葉の分光反射率は、背景となる土壌に比べて、可視域で小さく、0.8~1.3 μm の近赤外で大きいという特徴がある (Gatesら, 1965; Hoffer & Johannsen, 1969)。それ故、野外で生育している植物群落の抽出は、近赤外画像を用いて比較的容易に行える。そして、葉面積、葉面積指数、乾物量、草丈などの群落生長の特徴量は、複数の方向から群落を計測し、抽出した二値化画像の

マトリックス要素を計算することにより推定できる (Matsui & Eguchi, 1978)。また、背景との分離ができにくく精度は悪いが、群落の反射光の強度を測定することによっても群落生長の特徴量を推定することができる (青木ら, 1986)。その他の器官の計測も、表面計測であればスペクトル画像計測が有効な手段となる。

図 3.10 に、筆者らが植物の生長や可視害の画像診断のために開発したマルチスペクトルカメラの写真を示す。また、図 3.11に、このカメラで計測された植物群落のスペクトル画像 (0.90 μm) と二値化により抽出された植物領域を示す。スペクトル画像を利用すれば簡単な処理によ

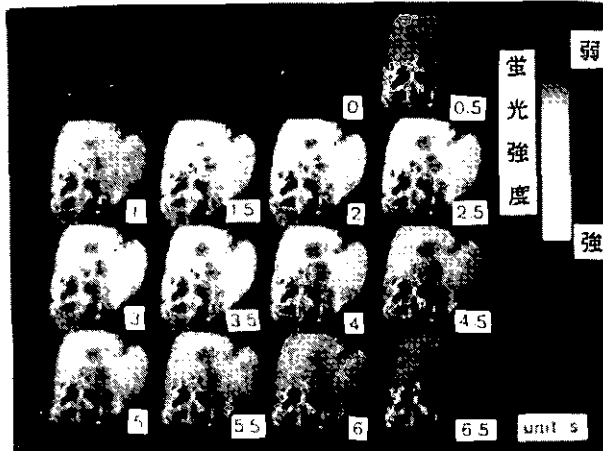


図 3. 9 障害葉のクロロフィル蛍光動画像

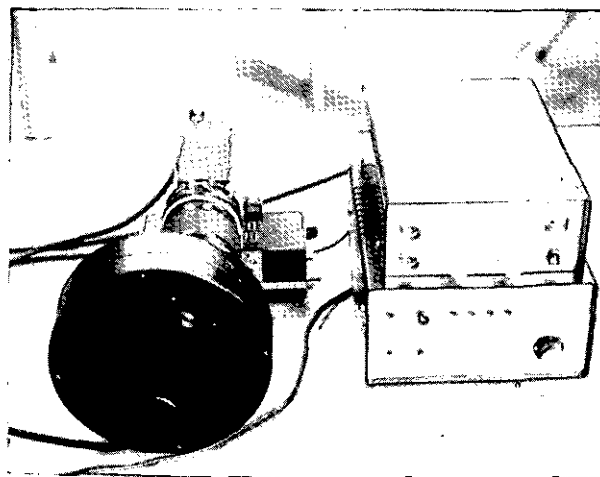


図 3. 10 マルチスペクトルカメラの概観

り背景から植物群落を抽出することができる。しかし、生育している状態での年輪や根のような内部器官の計測は、CTによらざるえない(Onoeら, 1983; Omasaら, 1985b; Vanderbilt, 1985; Bottomleyら, 1986)。図 3.12 はソラマメの根と土壤水分をNMR-CTを用いて計測した例である(Omasaら, 1985b)。根の吸水と土壤構造の不均一さにより、土壤水分が場所により違っていることが初めて示された。また、CTではないが超音波を利用した植物群落の立体構造の計測なども試みられている(Shibayamaら, 1985)。

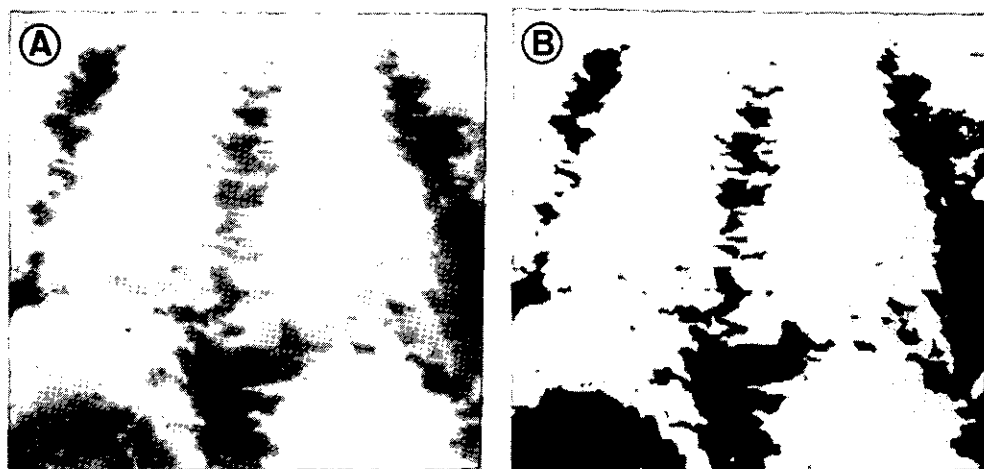


図3. 11 サツマイモ群落のスペクトル画像(A)と抽出された群落領域(B)



図3. 12 NMR-CTにより計測されたソラマメの根系と土壤水分の分布

3.8 可視害の画像計測

壊死状可視害は、病虫害、生理障害、環境汚染害などにおいてみられる最も顕著な症状の一つである (Chester, 1959)。図 3.13に、スペクトロラジオアナライザで測定した植物葉の正常部位と被害部位の典型的な分光反射率を示す。正常部位において、 $0.7\mu\text{m}$ 以下で植物色素の吸収により、 $1.4\mu\text{m}$ で水の吸収により反射率が小さくなる。しかし、障害部位では、これらの波長域の反射率は大きい。一般に、壊死状可視害は、葉面で被害領域と正常領域に二値的に分けられる場合と葉の全面が薄く脱色する場合とに分けられる。前者の場合、障害領域を抽出し、葉面積に対する障害領域の面積比として評価する手法が有効である (Omasら, 1983a)。障害領域の抽出のための波長域は、正常領域と障害領域の分光反射率の差が大きい $0.67\mu\text{m}$ 帯域が最も有効である。他方、葉の全面が薄く脱色する場合には、植物色素、特にクロロフィル含有量と対応づけて評価する手法が有効である (Benedict & Swidler, 1961; 大政・相賀, 1981)。実際にクロロフィル含有量を推定する場合には、光源や画像センサに原因するデータのばらつきを補正するために 0.55 と $0.90\mu\text{m}$ の二波長を併用することが必要であろう (Omasら, 1983a; Inada, 1985; 青木ら, 1986)。図 3.14は、この方法により得られたクロロフィル含有量を示す画像である。壊死状可視害は、可視害を引き起こす原因によってその症状が異なるので、障害の原因を推定するのに利用できる。この他、鏡面反射偏向スペクトル画像計測により、葉面の水滲障害や色つやなどの要

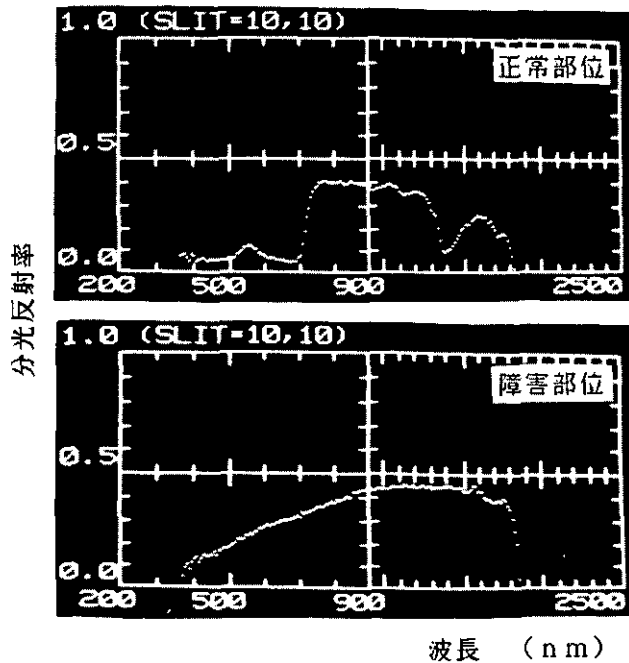


図3.13 葉の正常部位と障害部位の典型的な分光反射率

因も評価することができる (Omasaら, 1984)。また、通常の生育状態のわずかな水分変化の計測には適さないが、1.4 や 1.9 μm の水の吸収帯を利用して葉の乾燥状態を知ることができる (Knipling, 1970)。

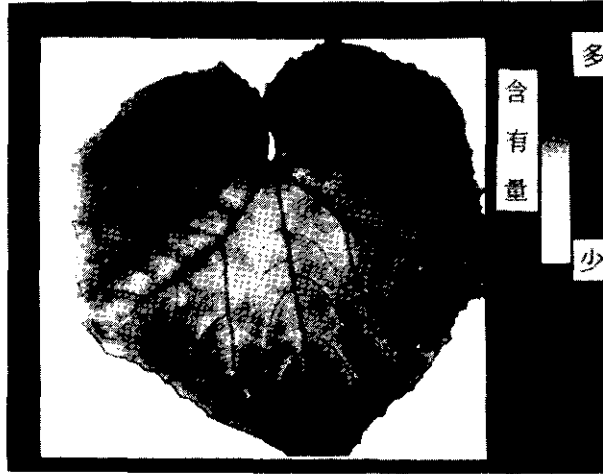


図3.14 クロロフィル含有量の葉面分布

3.9 気孔及び細胞の顕微画像計測

先に述べた熱赤外面像計測により得られる葉温画像の一画素は、数十から数百の気孔の平均値的な動きを与える。それ故、環境変化に対する気孔開閉運動を調べるには、葉温計測と同時に個々の気孔を直接観察することが必要である。しかし、従来の光学顕微鏡や走査型電子顕微鏡による手法では、植物の生育している環境での気孔開閉運動を直接かつ連続的に観察することは困難であった。そこで、高倍率で広い作動距離をもつ光学顕微鏡と高感度S I Tカメラを組み合わせた遠隔操作の顕微画像計測システムを開発し、生育している環境での気孔開閉運動を植物生体を破壊することなく観察する手法について検討した (Omasaら, 1983b, 1985a, 1986)。また、デジタル画像処理により、気孔の輪郭が不鮮明な場合にも適用できる気孔開度の測定法を開発した (Omasaら, 1984)。

図 3.15は、 SO_2 、 NO_2 、 O_3 の混合ガス暴露に対する気孔反応の観察例である。0.1 ppm暴露に伴い気孔が暴露前の開度の 1/2 になり、さらに 0.2 ppm に上げると完全に閉じた。しかし、暴露を止めると約 5時間後には、暴露前の状態に回復した。この現象は、汚染ガスによる可逆的な障害であるが、気孔が閉じている間は、光合成が行われなため生長障害を引き起こす。図 3.16は、支葉脈周辺の隣接した気孔の SO_2 に対する反応の例を示す。領域Ⅲに、暴露後約 35分経過した時点で水滲が発現した。そして、その後水滲がひくと細胞の陥没が観察された(図 3.17)。

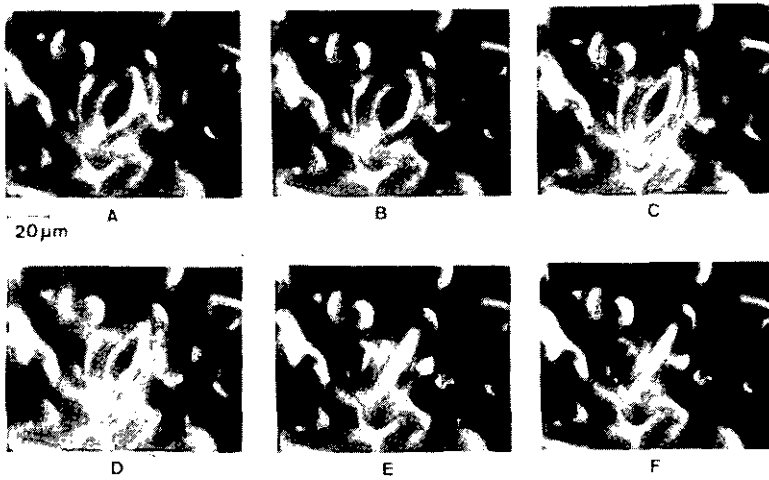
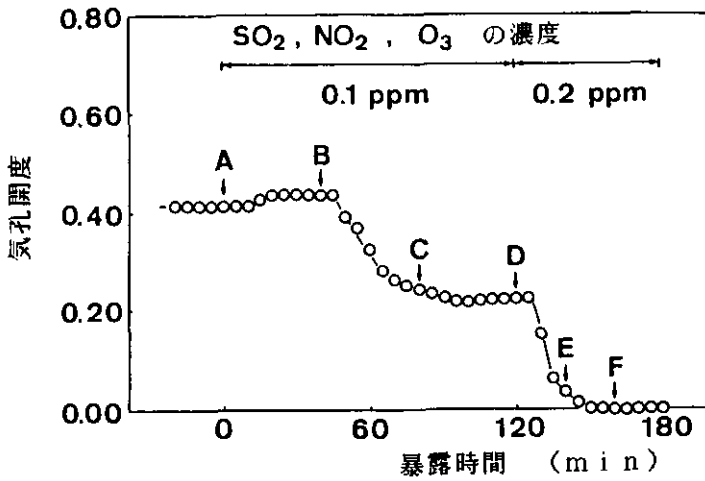


図3.15 SO₂, NO₂, O₃混合ガス暴露に対する気孔反応

領域Ⅱでは、水滲は認められず、陥没だけが観察された。領域Ⅰでは、細胞は、正常な膨らみを保った。気孔は、領域Ⅰでは図3.15の場合と同様単調に閉じたが、領域Ⅱ及びⅢでは、水滲や陥没発現に関連して一時的に開く現象が観察された。この原因は、水滲や陥没に関連しての孔辺細胞と周辺の表皮細胞の膨圧のバランスの変化による。このように、生育状態の気孔の連続観察は、ポロメータや熱赤外面像計測による気孔拡散抵抗の計測では得られない個々の気孔の複雑な動きに関する情報を与える。また、障害の進行の解明にも有効である。

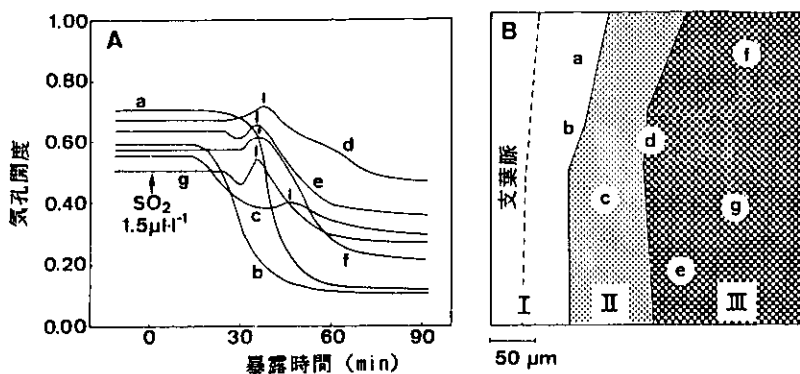


図3. 16 支葉脈周辺の隣接した気孔のSO₂に対する反応

I:細胞が正常な膨らみを保った領域

II:細胞の陥没のみが観察された領域

III:水滲が発現し、その後細胞の陥没が観察された領域

a-f, 気孔; ↓, 水滲あるいは陥没が始まった時点

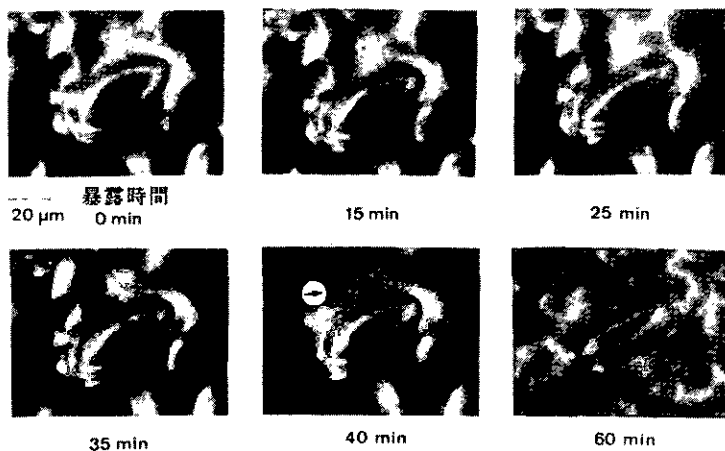


図3. 17 SO₂による水滲が発現した気孔の顕微鏡写真

40分の時点の矢印は水滲発現部位を示す。

60分の時点では、細胞の陥没が観察される。

3. 10 おわりに

ここでは、大気汚染による植物影響や植物による大気環境浄化能力を診断するための画像計測技術について述べた。この技術は、植物の生育・生理反応やガス交換量に関する情報、例えば、

気孔反応, 蒸散量, 光合成量, 汚染ガス吸収量, クロロフィル蛍光反応, 生体温度, 可視障害, 色素含有量, 器官生長量などの特徴量を非破壊で得ることができ, 今後, 環境科学の分野だけでなく, 植物学, 農学, 宇宙科学などの基礎から応用に及ぶ多くの分野での利用が考えられよう。また, 画像データベースや人工知能技術と結びつけることにより, 実用的で, 自動化された植物診断システムの開発が可能になろう。

引用文献

- 青木正敏・王 茂新・矢吹万寿・戸塚 績(1986): 葉のクロロフィル量の遠隔測定法に関する研究 (II) 植物群落のクロロフィル量および葉面積指数の推定に有効な分光反射特性. 生物環境調節, 24, 33-39.
- 旭リサーチセンタ(1984): 生体情報の計測技術に関する調査研究. 昭和58年度農林水産省依託調査報告書.
- Benedict, H.M. and R. Swidler(1961): Nondestructive method for estimating chlorophyll content of leaves. *Science*, 133, 2015-2016.
- Bjorn, L.O. and A.S. Forsberg(1979): imaging by delayed light emission (Phytoluminography) as a method for detecting damage to the photosynthetic system. *Physiol. Plant*, 47, 215-222.
- Black, V.J. and M.H. Unsworth(1979): Resistance analysis of sulphur dioxide fluxes to Vicia faba. *Nature*, 282, 68-69.
- Bottomley, P.A., H.H. Rogers and T.H. Foster(1986): NMR imaging shows water distribution and transport in plant root systems in situ. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 83, 87-89.
- Chester, K.S.(1959): How sick is the plant? In: Plant Pathology, Vol 1, The Diseased Plant. (ed.) J.G. Horsfall and A.E. Dimond, Academic Press, New York, 100-142.
- Colwell, R.N., D.S. Simonett and J.E. Estes(1983): Manual of Remote Sensing I, II. Amer. Soc. Photogrammetry.
- Ellenson, J.L.(1985): Phytoluminographic detection of dynamic variations in leaf gaseous conductivity. *Plant Physiol.*, 78, 904-908.
- Ellenson, J.L. and R.G. Amundson(1982): Delayed light imaging for the early detection of plant stress. *Science*, 215, 1104-1106.

- Gates, D.M., H.J. Keegan, J.C. Schleter and V.R. Weidner(1965): Spectral properties of plants. *Appl. Opt.*, **4**, 11-20.
- 橋本 康(1983):サーモグラフィを利用した植物体温分布の計測。ライフサイエンスを測る, 丹羽 登(編), オーム社, 139-149.
- Hashimoto, Y., T.Ino, P.J. Kramer, A.W. Naylor and B.R. Strain(1984): Dynamic analysis of water stress of sunflower leaves by means of a thermal image processing system. *Plant Physiol.*, **76**, 266-269.
- Hoffer, R.M. and C.J. Johannsen(1969): Ecological potential in spectral signature analysis. *In: Remote Sensing in Ecology*. Univ. Georgia Press, 1-16.
- Hortler, D.N.H., J.Barber and A.R. Barringer (1980): Effects of cadmium and copper treatments and water stress on the thermal emission from peas(*Pisum sativum* L.): Controlled environment experiments. *Remote Sens. Environ.*, **10**, 191-199.
- Inada, K. (1985): Spectral ratio of reflectance of estimating chlorophyll content of leaf. *Jpn. J. Crop Sci.*, **54**, 261-265.
- Knipling, E.B.(1970): Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sens. Environ.*, **1**, 155-159.
- 国立公害研究所(1979):陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究。国立公害研究所研究報告, 第10号, 395p.
- 国立公害研究所(1984):複合大気汚染の植物影響に関する研究。国立公害研究所研究報告, 第64号, 336p.
- 河内 宏(1980):植物葉におけるオゾン吸収速度と気孔拡散抵抗との関係。大気汚染学会誌, **15**, 109-117.
- Matsui, T. and H. Eguchi (1978): Image processing of plants for evaluation of growth in relation to environment control. *Acta Horticulturae*. **87**, 283-290.
- Meidner, H. and T.A. Mansfield(1968): *Physiology of Stomata*. McGraw-Hill, London.
- Monteith, J.L.(1973): *Principles of Environmental Physics*. Edward Arnold, London.
- 榎方 研(1983):わが国のグリーンエナジー計画 10,11 -植物生体情報の計測手法の開発-。農業および園芸, **58**, 865-869, 985-988.
- 名取俊樹・大政謙次・安保文彰・戸塚 績(1981):植物のNO₂収着速度を支配する植物側の要因に対するNO₂の暴露期間及び暴露時の光条件の影響。国立公害研究所研究報告, 第28号, 123-132.
- 野内 勇(1980):植物葉によるオゾンおよびPANの収着(吸収)速度に関する研究。東京都公害

研究所年報, 77-83.

大政謙次(1979): 植物群落の汚染ガス収着機能—現象の解析とそのモデル化—. 国立公害研究所
研究報告, 第10号, 367-385.

大政謙次(1980): 汚染された大気と植物とのあいだのガス交換. 環境情報科学, 9(2), 77-78.

大政謙次(1984): リモートセンシング. 新農業システム総合技術, 高辻ら(編), R&Dブラン
ニング, 459-483.

Omasa, K.(1985): Image instrumentation for evaluating plant response and gas exchange.
Proc. Symposium on Light and Hormone Interaction in Plants. 21-22.

大政謙次(1985): 植物生理計測とデータ処理. CELSS研究ワークショップ報告集, 109-113.

大政謙次(1986): 大気汚染による植物影響の画像診断 (1) 大気汚染浄化能力について. 第27
回大気汚染学会講演予稿集.

大政謙次・安保文彰(1978): 植物による大気汚染物質の収着に関する研究 (1) SO₂の局所収着
と可視障害発現との関係. 農業気象, 34, 51-58.

大政謙次・安保文彰・相賀一郎・橋本 康(1981): 大気汚染環境下の植物の画像計測—熱赤外画
像に含まれる生体情報の定量化について—. 計測自動制御学会論文集, 17, 657-663.

Omasa, K., F.Abo, Y. Hashimoto and I. Aiga (1980): Measurement of the thermal pattern
of plant leaves under fumigation with air pollutant. Res. Rep. Natl.Inst.Environ.
Stud.Jpn., 11, 239-247.

大政謙次・安保文彰・名取俊樹・戸塚 績(1979): 植物による大気汚染物質の収着に関する研究
(11) NO₂, O₃あるいはNO₂+O₃暴露下における収着について. 農業気象, 35, 77-83.

大政謙次・相賀一郎(1981): 画像処理による植物の生育・生理反応の評価. 遺伝, 35(1), 25-31.

Omasa, K. and I. Aiga (1987): Environmental measurement: Image instrumentation for
evaluating plant stress. In: Encyclopedia of Systems and Control, (ed.) M. Singh.
Pergamon Press, Oxford. (in press).

Omasa, K., I. Aiga and Y. Hashimoto (1983a): Image instrumentation for evaluating the
effects of air pollutants on plants. In: Technological and Methodological
Advances in Measurement Vol.3, (ed.) G.Striker, K.Havrilla, J.Solt and T.Kemeny.
North Holland Publishing CO., Amsterdam, 303-312.

Omasa, K., I. Aiga, and J. Kondo (1986): Remote-control light microscope system. In:
Scientific Instruments in Physiological Plant Ecology. Academic Press, New York,
(in press).

大政謙次・相賀一郎・尾上守夫(1986): クロロフィル蛍光の動画像計測. 植物生理学会1986年

度年会講演要旨集, 58.

- Omasa, K., Y. Hashimoto and I. Aiga (1981a): A quantitative analysis of the relationships between SO₂ or NO₂ sorption and their acute effects on plant leaves using image instrumentation. *Environ. Control Biol.*, 19, 59-67.
- Omasa, K., Y. Hashimoto and I. Aiga (1981b): A quantitative analysis of the relationships between O₃ sorption and its acute effects on plant leaves using image instrumentation. *Environ. Control Biol.*, 19, 85-92.
- Omasa, K., Y. Hashimoto and I. Aiga (1983b): Observation of stomatal movements of intact plants using an image instrumentation system with a light microscope. *Plant Cell Physiol.*, 24, 281-288.
- 大政謙次・橋本 康・相賀一郎(1984): 植物の生育・生理反応の評価のための画像計測. 国立公害研究所報告, 第64号, 268-270.
- Omasa, K., Y. Hashimoto and I. Aiga(1984): Image instrumentation of plants exposed to air pollutants(5) Evaluation of early visible leaf injury by polarized spectral reflection image. *Res.Rep.Natl.Inst.Environ.Stud.Jpn.*, 66, 107-112.
- Omasa, K., Y. Hashimoto, P.J. Kramer, B.R. Strain, I. Aiga and J. Kondo(1985a): Direct observation of reversible and irreversible stomatal responses of attached sunflower leaves to SO₂. *Plant Physiol.*, 79, 153-158.
- 大政謙次・松本 茂・相賀一郎(1982): スペクトロラジオアナライザの試作. 生物環境調節学会第20回大会講演要旨集, 16-17.
- Omasa, K. and M. Onoe (1984): Measurement of stomatal aperture by digital image processing. *Plant Cell Physiol.*, 25, 1379-1388.
- Omasa, K., M. Onoe and H. Yamada (1985b): NMR imaging for measuring root system and soil water content. *Environ. Control Biol.*, 23, 99-102.
- Onoe, M., J.W. Tsao, H. Yamada, H. Nakamura, J. Kogure, H. Kawamura and M. Yoshimatsu (1983): Computed tomography for measuring annual rings of a live tree. *Proc. IEEE.* 71, 907-908.
- Salomonson, V.V.(1979): 地球観測衛星ランドサットD, システム概要. 宇宙開発事業団地球観測センタ.
- Schreiber, U. (1983): Chlorophyll fluorescence yield changes as a tool in plant physiology I. The measuring system. *Photosynth.Res.*, 4, 361-373.
- Shibayama, M., T. Akiyama and K. Munakata (1985): A portable field ultrasonic sensor

for crop canopy characterization. *Remote Sens. Environ.*, 18, 269-279.

菅原 淳・田中 浄・島崎研一郎(1984): 大気汚染ガスによる光合成阻害. 国立公害研究所研究報告. 第64号, 42-61.

内嶋善兵衛(1974): 蒸発・蒸発散量の決定. 農業気象ハンドブック, 坪井八十二ら(編), 養賢堂, 186-194.

Vanderbilt, V.C.(1985): Measuring plant canopy structure. *Remote Sens. Environ.*, 18, 281-294.

和達清夫・土屋 清・安田嘉純・江森康文・飯坂謙二・長尾 真(編著)(1976): リモートセンシング, 朝倉.

4 大気環境評価のための高等植物の有用性

4.1 はじめに

人間の社会活動の発展に伴って生活環境の悪化が急激に進み、人間生存に対する影響に関して危機感が持たれるようになってきた。この環境悪化の現状を把握・認識するために様々な評価法が検討されている。その一つとして、生物反応を通して環境を評価する方法、すなわち「生物指標」がある。

生物指標は機器による物理・化学的計測法と異なり、環境質自体を直接数値化して表現することができない。しかし、生活環境や自然環境の評価では、そこに生存する人間や動・植物に対してその環境質がどのような影響を与えるのかを評価することが最終目標であり、それには生物自身によって評価する方法が適切である。特に、高等植物は生活場所も勝手に移動できず、その場所自体の環境（光、CO₂、無機塩類等）をエネルギー、栄養摂取源としている。したがって、高等植物は生育する環境の影響を直接受け、生活様式もその環境に適応しており、優れた生物指標になる可能性が高い。

この高等植物を用いた大気汚染環境評価並びに大気汚染の植物影響評価の手法には、指標植物を調査地点に直接配置して、その植物影響程度から環境評価する植物計(Phytometer) (Clements, 1920; 津野ら, 1976; 牛島ら, 1984) や大気浄化の有無だけが異なる一対の野外配置型のチェンバーで植物を栽培し、チェンバー間の植物影響程度の違いから環境評価するオープントップチェンバー(Open-Top Chamber)法 (Heagleら, 1973; Mandlら, 1973; 藤沼ら, 1984a) などがある。これらの手法では、野外条件下の複合環境から大気環境の影響だけを抽出しなければならない。したがって、その結果を評価するためには、大気環境に対して特異的に反応し、かつ、その感受性が高い植物を選択し、大気汚染環境を初めとする生育環境のそれぞれの要因に対する植物の反応特性を解析し、環境-植物間の「反応基準」を作成することが必要になる。

我々はハツカダイコンを大気汚染環境評価のための指標植物として確立することを目指し、それに必要な調査を進めている。ここでは大気汚染環境評価に対する高等植物の有用性と利用に際しての限界について、我々の調査事例を中心に報告する。

執筆担当者：藤沼康実（技術部）

4.2 指標植物の特性

4.2.1 ハツカダイコンの生長と環境要因

植物計やO T C法では植物を野外条件下に配置して、植物に及ぼす生育環境の影響を調査する。したがって、植物自体の大気汚染質に対する反応と共に、大気汚染質以外の環境要因に対する生育特性を把握しておく必要がある。

ハツカダイコン (*Raphanus sativus* L.)は生育期間が短い、栽培が容易である、草姿もコンパクトであるなどの特徴を持った園芸作物であるが、生長反応に及ぼす個々の環境要因の影響を解析した報告は少ない。まず、このハツカダイコンの生長に及ぼす主な環境要因の影響を調査した。

播種 3週後のハツカダイコンの乾物生長に及ぼす光強度と気温の影響を図 4.1に示した(藤沼・戸塚, 1986)。乾物生長は光強度の増加に伴って促進され、真夏の快晴日に観察される日積算日射量にほぼ等しい光強度 ($25E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)でも飽和しなかった。しかし、光強度に無関係に20~25°Cの気温で乾物生長が最大となり、生育気温には最適域が存在していた。また、ハツカダイコンの生育段階ごとの相対生長率(RGR)と根器官への同化物の分配率を図 4.2に示し、乾物生長が生育過程でどのように質的に変化するか調べた。播種後1~2週間にRGRが30%を超し、最

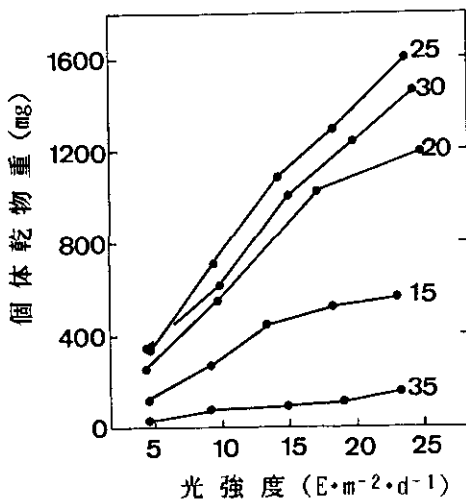


図4.1 ハツカダイコンの乾物生長
図中の数値は生育気温を示す。
70%RH, 14h日長に制御した人工
光型グロースルームで播種後
3週間栽培した。

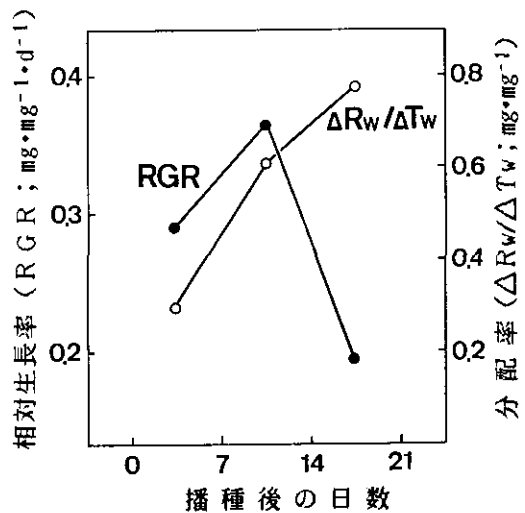


図4.2 ハツカダイコンの相対生長
率と根器官への分配率
実験条件は図 4.1.と同じ。
ただし、気温と光強度が25°C,
 $25E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ の場合。

大となった。この時期は子葉が展開し、本葉が3~4枚出葉する時期である。そして、生育が進むに従って根器官への同化物の分配が増加し、播種3週後にはその値が70%以上に達した。

これらのことから、ハツカダイコンの生長は光強度によって一義的に制御されるが、生育気温の許容範囲は比較的広く、15~30℃であることが分かった。また、栄養生長期のハツカダイコンは生長速度が速く、根器官が同化物の大きなシンク(Sink)になっていることが分かった。

4. 2. 2 ハツカダイコンの大気汚染質感受性

1) 可視害の発現

植物葉に発現する可視害は大気汚染質の種類によってその症徴が異なり、ハツカダイコンでは表 4.1に示すような症徴が観察される。

植物の大気汚染質感受性を可視害発現の限界濃度・時間から3段階(敏感・中庸・鈍感)に分類する基準が提言されている(O_3 : Heck, 1970; SO_2 : USEPA, 1973)。この分類にハツカダイコンに可視害が発現する濃度・時間が明記されている報文の結果を当てはめると、ハツカダイコンは O_3 、 SO_2 の両者共にに敏感な植物に該当する。特に、 O_3 に対しては0.05ppm暴露によっても顕著に可視害を発現し、高感受性植物と言えよう(藤沼ら, 1984 b)。しかし、光化学オキシダントの中でも O_3 に対しては敏感であるが、PAN (Peroxyacetyl nitrate)に対しては鈍感であるという報告がある(Taylor & Maclean, 1970; 野内ら, 1975)。

実際の野外条件下では多くの大気汚染質が複合状態で存在しており、植物に及ぼす影響も様々な大気汚染質の相加、相乗的な効果を生じる。可視害発現も大気汚染質が複合されることにより増長されることが多い。例えば、ハツカダイコンに O_3 と SO_2 を複合暴露すると、 O_3 様の症徴が増長される(Tingeyら, 1973; Beckerson & Hofstra, 1979; 牛島ら, 1984)。

表4.1 大気汚染質によりハツカダイコン葉に発現する可視害の症徴
関東地方公害対策推進本部大気汚染部会資料(1980)より抜粋.

大気汚染質	可視害の症徴
$SO_2 \cdot NO_2$	葉脈間に輪郭が明りょうな褐白色斑が発現
O_3	葉全面に灰白色の微小斑が発現
PAN	葉裏面の葉脈間に銀白色の陥没斑が発現

2) 生長影響

植物に可視害が発現するより低い濃度域でも生理活性の阻害や生長抑制など不可視的な障害が生じることが多い。それらの中で、植物の生長抑制は大気汚染質のあらゆる害作用の積算結果である。

現在の大気汚染程度の SO_2 や NO_2 はそれぞれ単独条件では植物の生長に影響を与えることはまれであり、むしろ、低濃度の NO_2 は単独条件で生長を促進することさえある(Tingeyら, 1971b; 藤原・石川, 1972)。しかし、 O_3 は現在の大気汚染程度でも生長を抑制することがあり、他の汚染質との複合条件では O_3 の生長抑制効果が増長する(Tingeyら, 1971a; 佐藤ら, 1982)。したがって、 SO_2 や NO_2 は O_3 の生長抑制を増長する作用から、その存在が問題になる。例えば、図4.3に示すようにハツカダイコンに O_3 と SO_2 を単独及び複合条件で播種後3週間暴露した場合、0.1ppm SO_2 単独条件では生長に全く影響を与えないが、環境基準値の1/2の濃度である0.05ppm O_3 単独条件では生長が抑制される。これらの複合条件では、更に生長抑制が顕著になり、複合効果が認められる(藤沼ら, 1985)。

また、 O_3 暴露によって根器官の生長が他の器官より顕著に抑制され、根器官への分配率が低下するという報告(Shimizuら, 1981)があり、生長解析法で用いられる生長パラメータの変化によって大気汚染質による生長抑制の特徴が表現される。

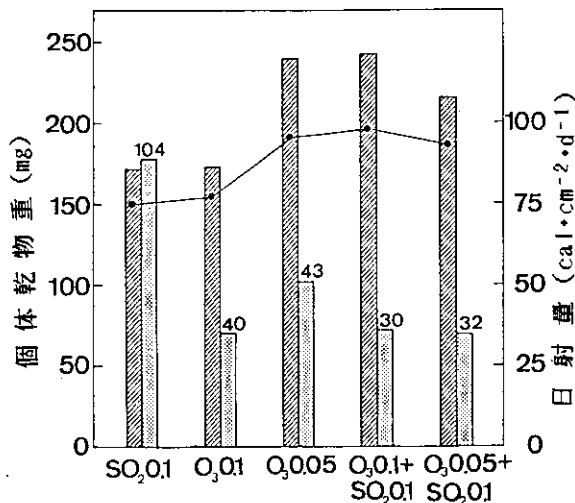


図4.3 ハツカダイコンの乾物生長に及ぼす O_3 と SO_2 の単独・複合暴露の影響
 図中の棒左部は対照区、棒右部は暴露区の個体乾物重、数値は暴露/対照×100、折線は暴露間中の平均日射量を示す。

25°C, 70%RHに制御した自然光型グローブキャビネットで、播種後3~21日まで連続でガス暴露した。

4.3 植物指標の変動要因

4.3.1 指標植物の遺伝及び生理的特性

一般に、生物を供試材料とする実験では常に結果にある程度の変動幅を持っている。実際、我々が実施したハツカダイコンを用いた大気汚染質の暴露実験の例でも、標本間の変動幅が変動係数で10%を越える場合が多かった(藤沼ら, 1984b)。この結果の信頼性を高める手段として標本数を増やすことが考えられるが、調査規模を拡大することになり困難である。したがって、指標とする反応の標本間差を可能な限り小さくすることが結果の信頼性を高めることになる。その方法は従来の育種学的手法やバイオテクノロジー的手法を利用して指標の反応性のそろった遺伝的に均質な植物材料を作出することである。我々もハツカダイコンを更に指標性が高く、均質な植物材料にしようと試みている。

一方、植物材料の遺伝的要因と共に、生理的要因によって指標とする反応が変動する。例えば、植物の O_3 感受性が植物体内のアスコルビン酸含有量 (Freebairn, 1960; Meser, 1964)や糖含有量(Duggerら, 1962)に影響され、それらの含有量の多い葉では O_3 暴露による可視害発現が少ない。また、植物の生理齢によって大気汚染質感受性が異なり、ハツカダイコンでも若齢葉では可視害がほとんど発現しないが、成熟葉・老化葉では顕著に発現する(Hodgesら, 1971; 大政・藤沼, 1983)。生長影響の場合でも、栄養生長期と生殖生長期とでは生理活性が異なり、大気汚染質の乾物生長に対する抑制効果も栄養生長期に高い(古川ら, 1983)。ハツカダイコンでは指数

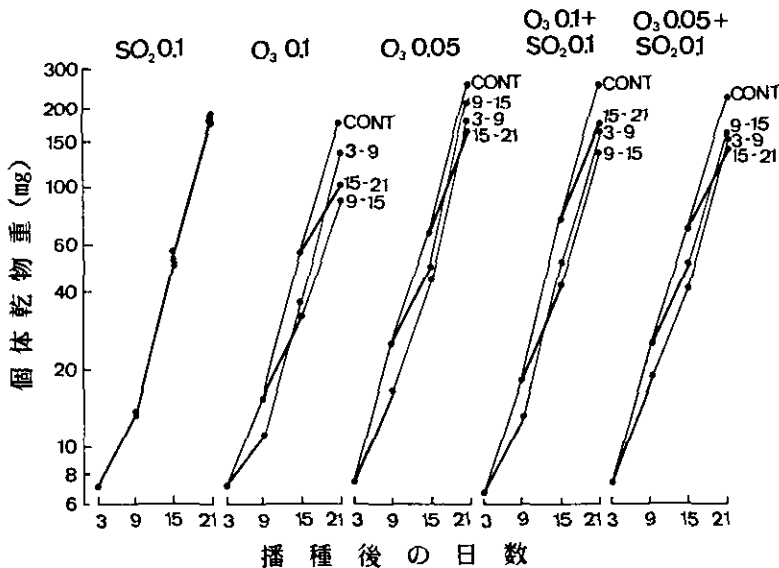


図4.4 大気汚染質の暴露時期を変えたハツカダイコンの乾物生長
 図中の文字は暴露期間を示し、その期間を太線で示した。
 直線の傾きはRGRを示す。実験条件は図4.3と同じ。

的に生長する播種後3週前後までの生育初期で最も感受性が高い(三宅ら, 1983)。この期間に時期を変えて大気汚染質を暴露した場合の乾物生長を図 4.4に示した(藤沼ら, 1985)。SO₂単独暴露を除く4種の大気汚染質のRGRの抑制率(1-暴露区/対照区)が暴露時期の早遅に関係なくほぼ一定であった。このことは指数生長期には暴露時期に関係なく、同じ強さの大気汚染質暴露はほぼ同程度の生長抑制効果があることを示唆している。したがって、ハツカダイコンの場合、大気汚染質の乾物生長に及ぼす影響を調査するには指数生長期の播種後3週前後までが望ましいことが分かった。

4.3.2 植物の生育環境と栽培管理

野外調査では管理が手薄になることは致し方ないが、それが結果に反映し、調査の再現性が得られないことが多い。生育環境や栽培管理の僅かな違いも植物の生理活性に大きな影響を与える。例えば、弱光条件下で栽培してきた植物の方が強光条件のものよりO₃感受性が高まる(Dunning & Heck, 1973; Ting & Dugger, 1968)、あるいは灌水量を少なくして植物に水ストレスを与えるとO₃感受性が弱まる(Harkov & Brennan, 1980)など栽培環境によって大気汚染質感受性が変化する。表 4.2に示すようにハツカダイコンでも水欠乏(ストレス)の経験の有無が気孔の開閉能力に影響し、その結果、大気汚染質暴露による可視害発現に差が生じる(藤沼ら, 1984c)。このように大気汚染質の植物体内への取込み口である気孔の開閉機能は環境要因によって大きく影響されており、植物の生育環境の管理が大気汚染質感受性の信頼性を高める要因の一つになる。

表4.2 ハツカダイコン葉の可視害に及ぼす水ストレス経験の影響

播種3週後の植物にO₃0.2ppm+S O₂0.2ppmを6時間暴露し、第3,4位葉で調査した。可視害度は暴露24時間後、その他は暴露中の測定値である。水ストレスの経験は中庸区、過激区それぞれ暴露24時間前に-1.0~-1.2 MPaの水ストレスを1時間,12時間処理した。

水ストレス経験	可視害度	気孔拡散抵抗 (s·cm ⁻¹)	水ポテンシャル (MPa)
無し	104	0.64±0.15	-0.40±0.11
有り(中庸)	63	1.31±0.64	-0.41±0.13
有り(過激)	33	2.50±1.42	-0.36±0.15
ストレス中	0	8.38±4.18	-1.02±0.09

また、調査時期や配置先の環境によって指標の反応が異なり、正確な環境評価が行えない場合がある。特に、光強度は植物生長の主要因であり、異なる時期に行った野外調査では光強度の季節的変動によって、調査結果が変動する。例えば、初夏と晩秋の異なる時期に同一方法で行ったハツカダイコンのO₃暴露実験の生長影響を図 4.5に示した(藤沼・戸塚, 1986)。この実験では光環境だけが異なり、初夏と晩秋の平均日射量はそれぞれ129, 87 ly·d⁻¹であった。この光強度の違いが乾物生長量に大きな違いを生じさせると共に、低光強度条件下の方が大気汚染質暴露の生長抑制効果が顕著になった。また、ハツカダイコンの生育の特徴である根器官の分配率が高くなり、大気汚染質暴露の効果が明確に発現した。

したがって、植物計やOTC法では野外への配置期間中の栽培管理は画一的な管理しか行えないので、メンテナンスフリーでも植物が健全に生育できる栽培方法や調査時期や配置先の大気汚染環境以外の環境変動に影響されない調査様式を確立することが急務である。

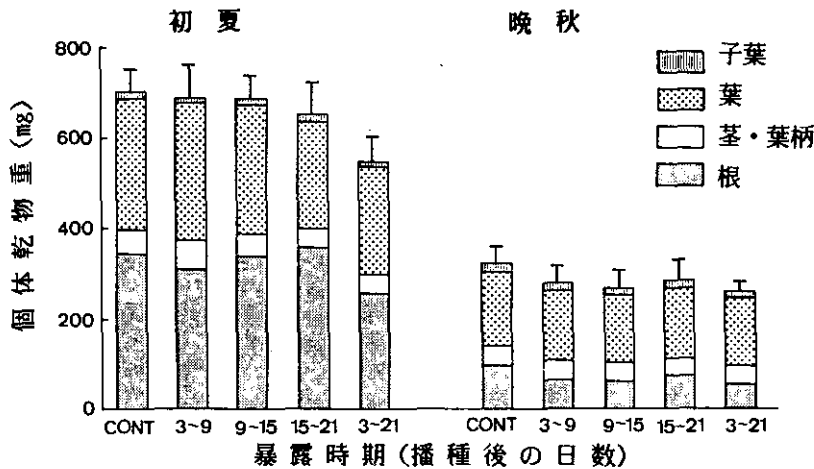


図4.5 実験時期が異なる場合のハツカダイコンの乾物生長に及ぼす大気汚染質暴露の影響の差異(左;1985年7月5日播種,右;1985年10月25日播種) 25°C,70%RHに制御した自然光型グロースキャビネットで,播種後3日~21日までO₃0.05ppmを連続暴露した。

4.4 植物指標の選択

環境評価の指標として植物反応を利用するに際して、その反応の必要条件として次の三項目が挙げられる(戸塚, 1983)。

- ①特定の環境変動に対して特異的かつ敏感に反応すること
- ②その反応を数量的に把握できること
- ③長期間継続し積算効果があること

当然のことながら、これらに次の項目を加える必要がある。

④調査方法が容易であること

⑤再現性・信頼性が高いこと

これらの条件を満たす指標の一つとして可視害が挙げられる。可視害は前述のとおり大気汚染質種によってその症徴も異なり、量的な把握も容易な指標である。大気汚染質の中でも一般にSO₂やNO₂は可視害発現濃度が高く、現状の大気汚染環境下では指標性が低い。しかし、ハツカダイコンはO₃に対して特異的に高感受性であり、現状の大気汚染環境下でもO₃様の可視害が観察されることが有り、O₃の指標性が高い。

可視害が発現しない大気汚染環境でも植物の生理活性の阻害や生長抑制などの不可視害が発現することが多い。その中で、植物の生長量自体や生長解析法で用いられる生長パラメータは調査に際して特別な機材や技術を要せず、操作が容易であり、配置期間中の影響を積算した結果を反映する指標である。特に、根器官への同化物の分配率はハツカダイコンの生長を特徴づけるばかりでなく、O₃による生長抑制の特徴を表現している指標である。また、それらの指標が効果的に機能する時期は指数生長期の播種後3週間前後である。

したがって、光化学オキシダントが大気汚染の主体である現状では、オキシダントの主成分であるO₃に対して高感受性であるハツカダイコンは有力な大気汚染環境評価のための指標植物となる。表4.3に我々が大気環境評価に用いることを考えている指標をまとめた。

表4.3 大気汚染環境評価のためのハツカダイコンの指標

指 標	特 徴
①可 視 害	大気汚染質を識別可、定量可
②乾 物 生 長 量	積算効果大、定量可
③根器官の分配率	O ₃ に特異的反応

4.5 おわりに

生活環境や自然環境を評価することは、その調査結果が持つ社会的影響の大きさから、客観的な視点に立ち、信頼性の高いものであることが要求される。生物を供試材料とした野外調査では今まで紹介してきたように生物を利用していること及び野外調査であることの二つの理由から様々な検討が加えられて、初めて信頼性の高い結果が得られる。このハツカダイコンも植物計やOTC法の供試材料として確立するには、まだ検討しなければならない事項が残されている。

しかし、このような生物指標を用いた環境評価手法は機器計測とは異なり、誰でもが身近な生物に生じる現象を直接観察することができる。それ故に、環境汚染の現状を一般の人々に理解させるのに説得力のある手法であり、是非とも確立しなければならない手法である。

引用文献

- Beckerson, D.W. and G. Hofstra (1979): Responses of leaf diffusive resistance of radish, cucumber and soybean to O₃ and SO₂ singly or in combination. *Atmos. Environ.*, 13, 1263-1268.
- Clements, F.E. (1920): *Plant Indicators*. Carnegie Inst. Wash. Pub., 290p
- Dugger, W.M. Jr., O.C. Taylor, E. Cardiff and C.R. Thompson (1962): Relationship between carbohydrate content and susceptibility of pinto bean plants to ozone damage. *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, 81, 304-315.
- Dunning, J.A. and W.W. Heck (1973): Response of pinto bean and tobacco to ozone as conditioned by light intensity and/or humidity. *Environ. Sci. Tech.*, 7, 824-826.
- Freebairn, H.T. (1960): The prevention of air pollution damage to plants by use of Vitamin C sprays. *J. Air. Pollut. Control Assoc.*, 10, 314-317.
- 藤沼康実・古川昭雄・牛島忠広・松岡義浩・佐藤秋生・戸塚 績 (1984a): 大気汚染環境の植物影響調査のためのオープントップチャンバー法の開発. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 229-241.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1984b): 大気汚染環境指標植物の検索とその利用. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 219-228
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1984c): 実験植物の環境順応性の検討—ハツカダイコンの大気汚染感受性に及ぼす水ストレスの影響. 日本生物環境調節学会第22回大会講演要旨集, 31-32.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1985): 実験植物の環境順応性の検討—異なる生育段階に大気汚染ガスを暴露したハツカダイコンの生長. 日本生物環境調節学会第23回大会講演要旨集, 15-16.
- 藤沼康実・戸塚 績 (1986): ハツカダイコンを用いた植物計による大気汚染環境評価法の検討. 「環境基準の設定に必要な調査研究(植物影響調査)」昭和60年度環境庁委託業務結果報告書, 17-29.
- 藤原 喬・石川春彦 (1972): 窒素酸化物の2,3植物に及ぼす影響. *大気汚染研究*, 7(2), 234.

- 古川昭雄・一条美和子・横井洋太・戸塚 績 (1983): アサガオの生長に及ぼすオゾンの影響。
第30回日本生態学会大会講演要旨集, 121.
- Harkov, R. and E. Brennan (1980): The influence of soil fertility and water stress on the ozone response of hybrid poplar trees. *Phytopathology*, **70**, 991-914.
- Heagle, A.S., D.E. Body and W.W. Heck (1973): An open-top field chamber to assess the impact of air pollution on plants. *J. Environ. Qual.*, **2**, 365-368.
- Heck, W.W. (1970): Effects photochemical oxidants on vegetation and certain microorganisms. In: Air quality criteria for photochemical oxidants. *Natl. Air Pollut. Control Admi. Pub.*, No. Ap-63-6-1-6-23.
- Hodges, G.H., H.A. Jr. Menser and W.B. Ogden (1971): Susceptibility of Wisconsin Havana tobacco cultivars to air pollutants. *Agron. J.*, **63**, 107-111.
- 関東地方公害対策推進本部大気汚染部会 (1980): 植物から見た関東地方の光化学スモッグ被害の実態. 一都三県公害防止協議会,
- Mandl, R.H., L.H. Weinstein, D.C. McCune and M. Keveny (1973): A cylindrical, open-top chamber for the exposure of plants to air pollutants in the field. *J. Environ. Qual.*, **2**, 371-376.
- Menser, H.A. (1964): Response of plants to air pollutants. III A relation between ascorbic acid levels and ozone susceptibility of light-preconditioned tobacco plants. *Plant Physiol.*, **39**, 564-567.
- 三宅 博・中野陽夫・田崎忠良 (1983): ハツカダイコンを用いた植物計による大気汚染環境評価法の検討。-生育段階によるオゾン感受性の差異, 「環境基準の設定に必要な調査研究(植物影響調査)」昭和57年度環境庁委託業務結果報告書, 9-15.
- 野内 勇・飯島 勉・大平俊男 (1975): 植物に及ぼすパーオキシアセチルナイトレート(PAN)による草本植物の被害状況. *大気汚染研究*, **9**, 635-643.
- 大政謙次・藤沼康実 (1983): 環境汚染害の防除. *新農業システム技術*, 高辻正基・橋本 康・三沢正愛編, R & Dプランニング, 東京, 312-322.
- 佐藤秋生・梅沢 武・藤原 喬 (1982): 低濃度複合大気汚染の植物に及ぼす影響に関する研究. I, ハツカダイコン, インゲンの生長に及ぼすSO₂とO₃の影響. *電力中央研究所研究報告*, 482003.
- Shimizu, H., S. Motohashi, H. Iwaki and T. Totsuka (1981): Effects of chronic exposure to ozone on the growth of sunflower plants. *Environ. Control Biol.*, **19**, 137-147.
- Taylor, O.C. and D.C. Maclean (1970): Nitrogen oxides and the peroxyacetyl nitrates.

- In: Recognition of air pollution injury to vegetation: A Pictorial atlas. Jacobson, J.S. and A.C. Hill (eds.), Air Pollut. Control Assoc., E1-E14.
- Ting, L.P. and W.M. Jr. Dugger (1968): Factors affecting ozone sensitivity and susceptibility of cotton plants. J. Air. Pollut. Control. Assoc., 18, 810-813.
- Tingey, D.T., W.W. Heck and R.A. Reinert (1971a): Effect of low concentration of ozone and sulfur dioxide on foliage, growth and yield of radish. J. Am. Soc. Hort. Sci., 96, 369-371.
- Tingey, D.T., R.A. Reinert, J.A. Dunning and W.W. Heck (1971b): Vegetation injury from the interaction of nitrogen oxide and sulfur dioxide. Phytopath., 61, 1506-1511.
- Tingey, D.T., R.A. Reinert, J.A. Dunning and W.W. Heck (1973): Foliar injury responses of eleven plant species to ozone/sulfur dioxide mixtures. Atmos. Environ., 7, 201-208.
- 戸塚 績 (1983): 環境指標としての植物の利用. 保健の科学, 25(10), 691-695.
- 津野幸人・佐藤 享・喜安光男 (1976): ソバ幼植物を用いた大気汚染検出用植物計の開発とその応用例. 鳥取大砂丘研研究報告, 15, 9-20.
- U.S. Environmental Protection Agency (1973): Effects of sulfur dioxide in the atmosphere on vegetation. Revised Chapter 5. Air Quality Criteria for Sulfur Dioxide. Document EPA-R3-73-030, Research Triangle Park, North Carolina. 43p.
- 牛島忠広・藤沼康実・戸塚 績 (1984): 植物計による大気汚染環境評価に関する野外調査. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 242-253.

IV 植物による大気汚染質の解毒機能に関する研究

1 NO₂の植物毒性と亜硝酸代謝について

1.1 はじめに

NO₂は大気汚染物質の一つとして都市域に広く存在するが、オキシダントの主成分であるO₃やPAN(Peroxyacetyl nitrate)あるいはSO₂に比べると毒性が低い (Malhotra & Khan, 1984; 伊藤, 1984; 菅原ら, 1984)。その理由として、NO₂が葉組織中の水に溶けて生じるNO₂⁻やNO₃⁻が、植物に本来備っている代謝活性、すなわち硝酸還元酵素や亜硝酸還元酵素の基質として使われることによると思われる。NO₂単独の作用による植物の可視障害をみることはまれであるが、ガスの濃度が高くなるとNO₂単独でも可視障害を生じる。実際、肥料中より発生した一過性のNO₂ガスにより、ハウス栽培のトマトが全滅した例が報告されている。

植物に対するNO₂の作用については、その他の大気汚染物質、例えば、SO₂、O₃等に比べて研究が遅れており、その作用機構も不明の点が多い (Malhotra & Khan, 1984)。NO₂は、我が国でしばしば問題になる光化学二次汚染物質の主成分O₃生成の原因物質となるほか、オキシダントと混合状態で存在し相乗作用を引き起こすなど、植物に対する影響は重大であり (Tingeyら, 1971; 菅原ら, 1984)、光化学二次汚染物質の植物影響におけるNO₂の役割を明らかにするためにもその作用を明らかにする必要がある。ここでは、はじめにNO₂による可視害発現の条件及びその作用機作について述べ、さらに可視害の発現が植物の持つNO₂⁻除去能により著しく軽減されること、また、NO₂暴露によりいわゆる不可視害ともいふべき生理的障害が起こること (Hill & Bennet, 1970; Taylor & Eaton, 1966)について実験結果に則して解説する。

1.2 NO₂⁻の葉内蓄積と可視害の発現

NO₂の障害は光照射条件における暴露に比べて、暗黒下における暴露のほうがその程度が大きくなる (加藤ら, 1974)。例えば表 1.1に示すように、トマト、ハウレンソウ、インゲン、レタス、ダイコンをNO₂に暴露するとインゲン、ダイコンにわずかに可視害が認められただけで、そのほかの植物には、可視的障害は認められなかった (表 1.1)。しかし、同じ濃度のNO₂に暗黒下で暴露すると特にインゲン、トマトにひどい可視害が認められた (表 1.1)。植物葉内へのNO₂の取り込みは、気孔の閉じている暗黒下と比べて、光照射下のほうが大きいので (Matsumaruら, 1981)、光照射下では被害を生じないような何らかの解毒作用が機能していることを示している。

執筆担当者：島崎研一郎 (生物環境部)

表1. 1 明・暗両条件における NO_2 暴露による各種植物の可視害の発現

植物種	可視害	
	明	暗
インゲン	+	+++
トマト	-	+++
ホウレンソウ	-	++
ダイコン	+	++
ヒマワリ	-	++

植物は8 ppm (V/V)の NO_2 に明、暗両条件で3時間暴露した。暴露した植物は、そのあと明条件(30,000 lux)に14時間放置しておき、翌日、可視害の程度を判定した。可視害の程度は目で観察することにより、認められないもの(-)、わずかなもの(+)、中程度のもの(++)、ひどいもの(+++)の四段階で表示した。ガス暴露は全てグローブスキャビネット中で、ホウレンソウは20℃、その他の植物は25℃で行った。

前に述べたように、 NO_2 は葉内に侵入して NO_2^- と NO_3^- を生じる。 NO_3^- の一部は硝酸還元酵素の働きにより、 NO_2^- に還元され、さらに亜硝酸還元酵素により NH_4^+ に還元されるであろう。しかし、 NO_2^- の亜硝酸還元酵素による還元には一般に光が必要であり、暗黒下では NO_2^- の蓄積が予想される。したがって、暗黒下で NO_2 の障害が大きくなる理由として、 NO_2^- が代謝されないで葉内に蓄積するせいであると考えられる。その点について以下に述べる。

図1.1に明・暗両条件でホウレンソウ葉を NO_2 に暴露した時の NO_2^- の蓄積を示す。明条件では暴露期間を通じて NO_2^- の蓄積は全く認められない。しかし暗条件では、 NO_2^- の葉内蓄積は暴露開始後約2時間にわたって、増加を示しやがて飽和する傾向が認められた。したがって、 NO_2^- の葉内蓄積と、可視害発現が関連していると思われる。

NO_2^- の葉内蓄積と可視害発現の間の相関が、異なる栄養条件で生育させたインゲン葉においても認められる。硝酸態窒素及びアンモニア態窒素のそれぞれの条件で育てたインゲン葉を NO_2 に暴露した時の NO_2^- の蓄積と可視障害を比較した結果を示す(表1.2)。インゲン第一葉においては、硝酸態窒素で育てた植物のほうが NO_2^- の蓄積量が大きく、表中の数字で示すように可視害発現の程度も大きかった。硝酸態窒素で育てた植物のほうが、 NO_2^- を蓄積しやすいのは硝酸還元酵素の働きにより NO_3^- から NO_2^- が作られるためであろう。アンモニア態窒素で育てた植物は、硝酸還元酵素活性が低いことが知られている(Beevers & Hageman, 1969)。以上の結果は、 NO_2 の植物に対する害作用として NO_2^- が重要な役割をしていることを示している。

表1.2 NO₂⁻の葉内蓄積と可視害

	インゲン第一葉におけるNO ₂ ⁻ の蓄積		
	暴露時間 (hr)		
	0.5	1.5	2.5
	nmoles/cm ²		
NH ₄ ⁺ 植物	69(0)	76(0)	78(0)
NO ₃ ⁻ 植物	79(0)	138(<10%)	209(25%)

NO₂⁻は単位葉面積当たりの蓄積量を示した。インゲンは窒素源として、NH₄⁺あるいはNO₃⁻の2種類の窒素態で与えて育て、それぞれNH₄⁺植物、NO₃⁻植物として表した。インゲンはグロースキャビネット中で、2.2ppm (v/v)のNO₂に暗条件下で、25℃で暴露した。()内の数字は暴露翌日に可視害の出た葉面の割合を百分率で表示した。NO₂⁻の定量は中川と佐藤 (1976)の方法にしたがった。

可視害発現の条件を調べた暴露実験 (表 1.1)から示されるように、NO₂に対してインゲンのほうがハウレンソウよりも感受性が高い。この理由の一つはインゲンが、ハウレンソウに比べてNO₂⁻除去能が低いためである。両植物を暗条件下でNO₂ガス暴露すると、図 1.2に示すようにインゲン、ハウレンソウともにNO₂⁻の蓄積が見られる。このときの単位面積当たりのNO₂⁻の蓄積量は暴露開始後1.5時間目でインゲンとハウレンソウでほぼ同じであった。暴露を止め、光照射を始めると葉内に蓄積しているNO₂⁻の消失が直ちに始まり、その消失の速度はハウレンソウのほうがインゲンよりも大きく、この暴露条件下では、ハウレンソウはインゲンの約4倍のNO₂⁻除去能を持つことが分かる。1.5時間暴露したハウレンソウの場合、暴露後2時間の光照射により葉中のNO₂⁻はほとんど認められなくなるが、同じ時間暴露したインゲンでは、同じ時間光照射しても、暴露直後に蓄積していたNO₂⁻量の約70%が残存していた。一方、可視害発現を観察すると、図中に数字で示すようにハウレンソウではほとんど認められないのに、インゲンでは葉面の80%に可視害が認められた。この事実は、植物のNO₂毒性発現にNO₂⁻が関与し、さらに植物葉のNO₂⁻代謝活性が可視害発現の軽減に大きく関与する事を示している。

次に、NO₂⁻が植物に対するNO₂毒性の原因物質であることを直接確かめるため、NO₂⁻溶液を葉片にしみこませ、クロロフィル分解に対する影響を調べた。その結果が、表 1.3に示されている。NO₂⁻を加えなくても光によるクロロフィル分解が起こるが、NO₂⁻を与えると、光照射によりクロロフィルが分解し、その分解の大きさはNO₂⁻の濃度に従って増加した。このことはハウレンソウ、及びインゲンの両植物で観察された。さらに、同じNO₂⁻濃度で与えた場合、

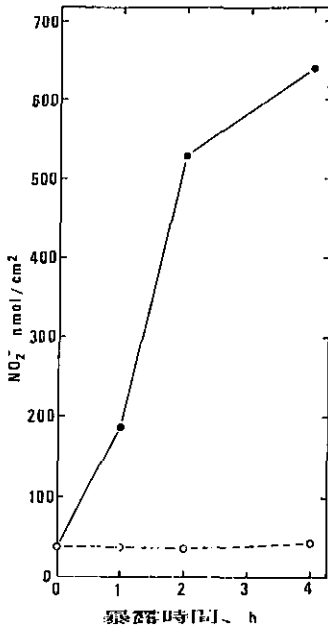


図1.1 明・暗両条件におけるNO₂暴露によるNO₂⁻の葉内蓄積
植物はハウレンソウを用い、8 ppmのNO₂に暴露した。
●；暗条件で暴露した場合。
○；明条件で暴露した場合。

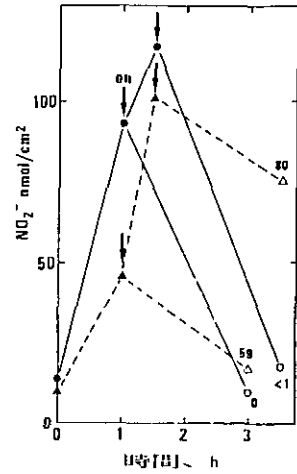


図1.2 暗条件NO₂暴露によるNO₂⁻の葉内蓄積と、NO₂⁻の照射による除去
植物はハウレンソウ(—)とインゲン(- -)を用い、3.5 ppmのNO₂に暴露した。↓；は照射を始めた時間を示す。

インゲンのほうがハウレンソウに比べてクロロフィルが分解されやすかった。例えば、1 mMのNO₂⁻を与えた場合インゲン葉では約50%のクロロフィルが解されるのに、ハウレンソウ葉では全く分解されなかった。この観察結果は、両植物をNO₂に暴露した際のハウレンソウとインゲンの感受性の違い(図1.2)と一致している。NO₂⁻に対してハウレンソウのほうがインゲンよりクロロフィルが分解されにくい理由として、前に述べたように、ハウレンソウの高いNO₂⁻代謝能が考えられる。NO₂⁻を与えた植物を暗黒下においておくと、クロロフィルの分解は全く認められなかった(表1.3)。このことは、クロロフィルの分解に光が必要なことを示している。一方、NO₂⁻のかわりにNO₃⁻を与えてもクロロフィルは分解されなかった(表1.4)。この事実は、NO₂⁻がNO₂毒性の原因物質である事を強く示唆している。

表1.3 NO₂⁻によるインゲン及びホウレンソウ葉のクロロフィル分解

処理	クロロフィル含量		
	NO ₂ ⁻ (mM)	インゲン (%)	ホウレンソウ (%)
対照	0	22.5 (100)	51.0 (100)
光照射 (24hr)	0	15.9 (70)	40.4 (79)
	1	8.4 (37)	40.0 (79)
	5	0.7 (3)	19.8 (39)
暗条件 (24hr)	0	23.8 (105)	51.3 (101)
	1	22.7 (101)	48.6 (95)
	5	23.7 (105)	46.5 (91)

NO₂⁻は10mMリン酸緩衝液(pH6.0)に溶かしたものを、リーフバンチャーで打ち抜いた直径1cmの葉円板に減圧条件下で浸透させた。一回の実験に3枚の葉円板を用い、光照射はグロースキャビネット中で陽光ランプを用いて、30,000ルクスの光強度で行った。クロロフィルの抽出は、80% (V/V)アセトンで行い、定量はMackinney (1941)の方法に従った。表中の値は2回の実験の平均値で表し、()内の数字はクロロフィルの残存量を対照に対する百分率で表示した。

それでは、なぜ光が必要なのであろうか？ NO₂以外の大気汚染物質SO₂やO₃により植物葉のクロロフィルが分解することが知られ、これらの場合もクロロフィルの分解に、光が必要であることが報告された (Shimazakiら, 1980; Sakakiら, 1983)。光はクロロフィル分解の直接の原因物質となるO₂⁻生成のエネルギーとなることが知られている (Asada, 1980)。NO₂によるクロロフィルの分解も同様な機構が想定されるので、その点についてO₂⁻の消去剤の効果を調べた。その結果が、表1.4に示されている。フリーラジカルの消去剤チロン、ヒドロキノン及びアスコルビン酸は部分的であるが効果があった。このことは、クロロフィルの分解の少なくとも一部がO₂⁻により引き起こされることを示している。NO₂⁻は炭酸固定反応を阻害し (Purczeldら, 1978)、O₂の一電子還元を促進することによりO₂⁻の生成を促進するか、またはチラコイド膜に作用しこの膜に結合しているクロロフィルの安定性を低下させると思われる。

葉緑体内に生成するO₂⁻は通常、葉緑体内に存在するスーパーオキシドジスムターゼ (SOD)により無毒化される (Asada, 1980)。表1.5にインゲンとホウレンソウのSOD活性が比較されている。表から明らかなように、単位面積、生重量、単位クロロフィル当たりいずれの場合もインゲンに比べてホウレンソウの比活性が高かった。この事実は、ホウレンソウのほうがO₂⁻を無毒化する能力が高くNO₂に対して抵抗性を有する理由のひとつとなるであろう。

表1. 4 NO₂⁻により引き起こされるハウレンソウ葉のクロロフィル分解に対するチロン, ヒドロキノン, アスコルビン酸の効果

処理	クロロフィル含量
	ug/cm ² (%)
対照	51.2 (100)
光照射 (16hr) None	45.4 (89)
+NO ₃ ⁻ (5 mM)	44.0 (86)
+NO ₂ ⁻ (5 mM)	5.6 (11)
+NO ₂ ⁻ (5 mM)+チロン (5 mM)	18.8 (37)
+チロン (10 mM)	18.5 (36)
+ヒドロキノン (0.05 mM)	12.0 (23)
+ヒドロキノン (0.5 mM)	14.7 (29)
+アスコルビン酸 (2 mM)	9.7 (19)
+アスコルビン酸 (10 mM)	11.9 (23)

方法は表1.3に準じた。

表1. 5 インゲン及びハウレンソウのスーパーオキシドジスムターゼ (SOD)活性比較

植物種	SOD 活性	
ハウレンソウ	10.1	units/cm ²
	445	units/g.fr.wt
	198	units/mg Chl
インゲン	3.1	units/cm ²
	246	units/g.fr.wt
	136	units/mg Chl

SODの酵素活性の測定は、McCordとFridovich (1968) の方法に準じて、キサンチン酸化酵素によるチトクロムC還元阻害の大きさを分光的に測定して求めた。SODの酵素単位は、チトクロムCの還元を50%阻害する量を1単位として定義した。

1. 3 NO₂の葉内蓄積と光合成阻害

以上述べたように、NO₂は可視害を引き起こす。しかし、可視障害を呈さずともいわゆる不

可視害とも言うべき生理的障害も認められる。例えば光合成阻害 (Hill & Bennet, 1970)などはその例で生長阻害などを引き起こしていることが考えられる (Taylor & Eaton, 1966)。この光合成阻害もNO₂⁻が原因物質として作用しているようである。その点について以下に述べる。

図 1.3 に示すように、ハツカダイコンをNO₂に明条件で暴露しても、炭酸固定反応と共役したO₂発生は全く阻害されなかった(図 1.3a)。しかし、同じNO₂濃度で暗条件の暴露を行うとO₂発生は阻害された。この時、光照射中に酸素発生能が回復する特徴的な時間経過を示した。このことは酸素発生を阻害する物質が光により除かれることを示している。

NO₂による光合成阻害は葉緑体のどの部位に生ずるのであろうか。その点を明らかにするため、上記実験と同じ条件で、NO₂のクロロフィル蛍光誘導期現象(Kautsky & Appel, 1960)に及ぼす影響を調べた。図 1.4にその結果を示す。光合成による酸素発生と同じく明条件の暴露では全く影響が見られず対照と同じく典型的な、O1DPS変化を示した(データ示さず)。NO₂に暗暴露すると、このO1DPS変化は消失し、一気にPのレベルまで蛍光強度が増加した。このことはNO₂が、光合成電子伝達系の構成成分であるQの直後を阻害することを示している。

光は可視害に対するのと同じくNO₂の光合成阻害を軽減する働きがある。NO₂に暗暴露した葉片をそのあと明・暗両条件に一定時間置き、蛍光誘導期現象を測定した。図 1.4に示すように、暴露葉片を光条件に置いたものでは、クロロフィル蛍光誘導期現象が暗条件に置いたものに比べて、早く回復した。これらの観察結果は、酸素発生の阻害と、クロロフィル蛍光誘導期現象の阻

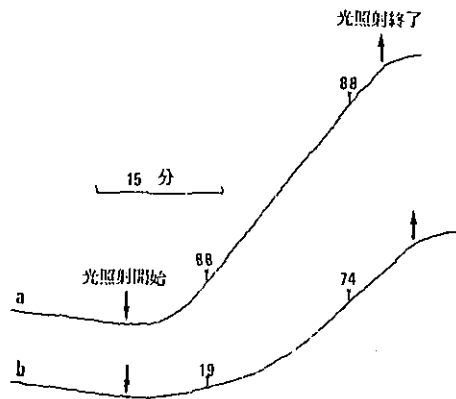


図 1.3 光合成酸素発生に対するNO₂の影響

酸素発生はクラークタイプの酸素電極により測定した。
a)対照, b)2 ppmのNO₂に、暗条件で3時間暴露した。
植物はハツカダイコンを用い、図中の数字はその時点
での酸素発生速度を示す。

害が同じ原因に基づくことを暗示している。さらに光合成阻害物質が光により除かれることから、 NO_2^- が阻害物質である可能性が高い。

そこで、 NO_2^- の葉内蓄積後の光による消失を調べた。図 1.5から分かるように蓄積した NO_2^- は光により素早く代謝されるが、暗黒下に置いた葉片ではゆっくりと代謝された。この事実は蛍光誘導期現象の明・暗両条件における回復過程とよく一致し、 NO_2^- が光合成阻害の原因物質になることを示している。以上述べた、光合成活性の阻害は NO_2 暴露を止めると徐々に回復し、可視障害は現れなかった。

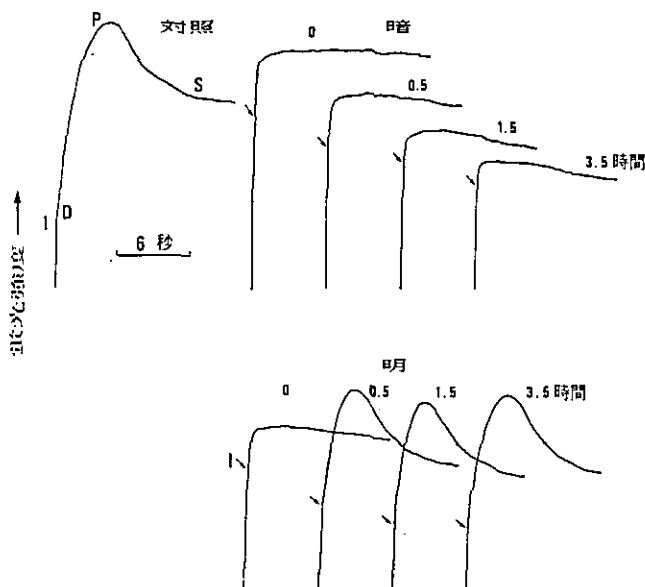


図 1. 4 クロロフィル蛍光誘導期現象に及ぼす NO_2 の影響
ハツカダイコンを3.5 ppm の NO_2 に暴露し、そのあと明・暗両条件に置き、クロロフィル蛍光を経時的に測定した。対照は NO_2 に暴露しなかったもの。

1. 4 まとめ

以上述べてきたように、 NO_2 の植物作用における毒性物質は、 NO_2^- であり可視害も光合成阻害も、 NO_2^- の作用に負っている。 NO_2^- が毒性を発揮し、可視害に至るまでに、亜硝酸の蓄積、亜硝酸による膜系の損傷、光により作られた活性酸素による光合成色素の分解などの各段階が考えられる。したがって、 NO_2 ガスの解毒機構として NO_2^- の除去、活性酸素の解毒が考えられる。

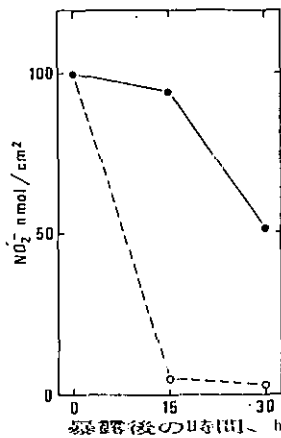


図1.5 NO₂暴露により葉内に蓄積したNO₂⁻含量の変化

ハツカダイコンを4 ppmのNO₂に暴露したのち、明・暗両条件においてNO₂⁻含量を調べた。

光は、葉内のNO₂⁻を直ちに除去することにより植物の被害を軽減する一方、NO₂⁻を減圧浸透して加えた葉あるいは暗暴露を行った葉では、クロロフィル分解のエネルギーとなる相矛盾した働きを持っている。これは暗暴露葉や、外からNO₂⁻を与えたものでは葉内に存在しているNO₂⁻が高濃度になったり滞留時間が長時間にわたることにより葉緑体のチラコイド膜が傷んだためであると考えられる。

一般に、窒素養分としてNO₃⁻を与えた植物ではNH₄⁺を与えたものに比べて硝酸還元酵素活性が高いことが知られており、そのぶんNO₂⁻を生成しやすく、表1.2の結果はこのことを支持している。さらに、活性酸素解毒能の高いハウレンソウのほうがインゲンよりNO₂に対して抵抗性を示した。したがって、NO₂に対して強い植物は、硝酸還元酵素活性に比べて亜硝酸還元酵素活性が高く、さらにSODをはじめとした活性酸素防御系の高い植物と言えよう。

引用文献

- Asada, K.(1980):Formation and scavenging of superoxide in chloroplasts, and mechanisms of phytotoxicity. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.Jpn.,**11**, 165-179.
- Beevers, L. and R.L. Hageman (1969) : Nitrate reduction in higher plants. Ann. Rev. Plant Physiol., **20**, 495-522.
- Hill, A.C. and J.H. Bennet (1970) : Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen

- oxides. *Atmos. Environ.*, 4, 341-348.
- 伊藤 治 (1984): 植物の生長過程に関与する生理機能の変化 (b) 植物の糖, アミノ酸の代謝に対する大気汚染ガスの影響. 複合大気汚染の植物影響に関する研究. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 140-158.
- Kautsky, H. and W. Appel (1960): Chlorophyllfluorescenz and Kolensaureassimilation. XIII. Die Fluorescenzkurve und die Photochemie der Pflanze. *Biochem. Z.*, 332, 277-292.
- 加藤俊博・橋 昌司・位田藤久太郎(1974): 被覆下における有毒ガスによる作物の障害に関する研究 II 亜硝酸ガスによる作物障害の機作について. *生物環境調節*, 12, 103-107.
- Mackinney, G. (1941): Absorption of light by chlorophyll solutions. *J. Biol. Chem.*, 140, 315-322.
- Maihotra, S.S. and A.A. Khan (1984): Biochemical and physiological impacts of major pollutants. *In: Air Pollution and Plant Life*, (ed.) M. Treshow, John Wiley & Sons, New York, 113-157.
- Matsumaru, T., T. Yoneyama, T. Totsuka and Y. Matsuoka (1981): Absorption of atmospheric nitrogen dioxide by rice, wheat and barley plant: Estimation by the ^{15}N -dilution method. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 27, 255-261.
- McCord, J. M. and I. Fridovich (1969): Superoxide dismutase. An enzymic function for erythrocyte protein (hemocuprein). *J. Biol. Chem.*, 244, 6049-6055.
- 中川弘毅・佐藤 了(1976): 硝酸還元酵素. 別冊 蛋白質 核酸 酵素 植物酵素, 蛋白質研究法, 共立出版, 343-348.
- Purczeld, P., C.J. Chon, A.R. Portis Jr., H.W. Heldt and U. Heber(1978): The mechanism of the control of carbon fixation by the pH in the chloroplast stroma. *Biochim. Biophys. Acta*, 501, 488-498.
- Sakaki, T., N. Kondo and K. Sugahara (1983): Breakdown of photosynthetic pigments and lipid peroxidation in spinach leaves with ozone fumigation: Role of active oxygens. *Physiol. Plant*, 59, 28-34.
- Shimazaki, K., T. Sakaki, N. Kondo and K. Sugahara (1980): Active oxygen participation in chlorophyll destruction and lipid peroxidation in SO_2 -fumigated leaves of spinach. *Plant & Cell Physiol.*, 21, 1193-1204.
- 菅原 淳・田中 浄・島崎研一郎 (1984): 大気汚染ガスによる光合成阻害. 複合大気汚染の植物影響に関する研究. 国立公害研究所研究特別研究報告, 第64号, 42-53.

Taylor, O.C. and F.M. Eaton (1966) : Suppression of plant growth by nitrogen dioxide.
Plant Physiol., **41**, 132-135.

Tingey, D. T., R.A. Reinert, J.A. Dunning and W.W. Heck (1971): Vegetation injury from
the interaction of nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Phytopathology, **61**, 1506
-1511.

2 二酸化窒素の解毒代謝過程の調節機構

2.1 はじめに

代表的な大気汚染物質である一酸化炭素、窒素酸化物、硫黄酸化物、炭化水素、オゾン、などのうちで、工場などから排出される二酸化硫黄については脱硫装置の発達などにより、その濃度はかなり低下しているが、自動車などから排出される窒素酸化物の大気中における濃度は都市部では特に高く、人体に対して様々な影響を及ぼすと考えられている。窒素酸化物の主成分の一つである二酸化窒素(NO_2)は、植物の生長を抑制するという報告があり (Taylor & Eaton, 1966; Ashenden, 1979), その生長抑制の原因の一つとして、 NO_2 ガスによる光合成系の阻害が考えられている (Hill & Bennet, 1970; 古川, 1984)。

気孔を通じて、植物の葉の中へ吸収された NO_2 は水に溶け、硝酸イオンと亜硝酸イオンを生成する。亜硝酸イオンは植物にとって有害であることが知られている (前章及び本章2.3.1参照)。また、 NO_2 が溶ける時プロトンを生じ、細胞質中のpHを低下させるので、 NO_2 による障害の一部はpHの低下によるものと考えられている (Zeevaart, 1976)。生成した硝酸イオンは、細胞質において硝酸還元酵素 (NaR) により亜硝酸イオンに還元される。亜硝酸イオンは葉緑体に入り亜硝酸還元酵素 (NiR) によりアンモニアに還元される。アンモニアはさらに、GS-GOGAT系 (グルタミン合成酵素-グルタミン酸合成酵素系) によりグルタミン酸のアミノ基に取り込まれた後、有機酸とのアミノ基の転移反応により、種々のアミノ酸を生成し、タンパク質合成に利用される (米山, 1979; 伊藤, 1984)。このように植物に吸収された NO_2 は、植物の窒素代謝経路により解毒代謝され、一種の窒素源として利用されると考えられる (図2.1)。

通常、植物は NO_2 に対して強い抵抗性を示し、通常の大気中濃度では NO_2 による可視害はほとんど観察されない。それは植物がこのような解毒代謝機能を有するためと考えられる。野外の畑土壌に生育する植物が吸収する窒素の主要な形態は硝酸態であると考えられるので、植物体内にはNaRやNiRが既に誘導されており (前章参照)、 NO_2 ガスからの硝酸イオンや毒性の強い亜硝酸イオンが植物体内に蓄積することはまれであろうと考えられる。実際、松丸ら (1979) は、 NO_2 暴露下で生育した植物体中の硝酸、亜硝酸態窒素はほとんどすべてが培地由来のものであり、 NO_2 由来のものは蓄積せずに速やかに同化されていくことを安定同位体の ^{15}N を用いたトレーサー実験により証明している。一方、低濃度の NO_2 長期暴露により生長が促進される

執筆担当者：竹内裕一 (生物環境部)

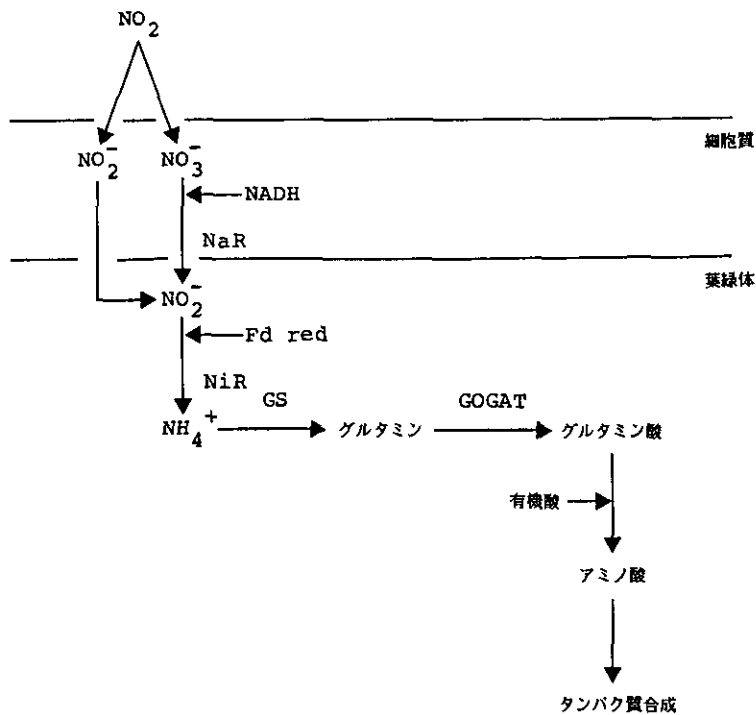


図2.1 植物の葉における NO_2 解毒代謝過程の模式図

NaR：硝酸還元酵素，NiR：亜硝酸還元酵素，
GS：グルタミン合成酵素，GOGAT：グルタミン酸合成酵素，
Fd red：還元型フェレドキシン

植物もある(Troiano & Leone, 1977; Yoneyamaら, 1980b)が、多くの植物の生長が NO_2 により抑制されることが報告されている(Taylor & Eaton, 1966; Yoneyamaら, 1980b)。これらの結果から、 NO_2 の持つ毒性が単に亜硝酸イオンの蓄積によるものかどうかは疑問である。この NO_2 の慢性的影響を明らかにするためには、 NO_2 の解毒代謝過程に関与する酵素の活性調節機構及び代謝中間産物の変動を明らかにし、生長との関係を検討する必要がある。

2.2 二酸化窒素暴露による酵素活性の変動

2.2.1 硝酸還元酵素

NaRは、NADHを電子供与体として、硝酸イオンを亜硝酸イオンに還元する酵素であり、高等植物における硝酸同化の初期過程を担っている。通常、NiRは光条件下でNaRの2~10倍程度活性が高いことから、NaR活性の大きさが植物における硝酸同化速度を大きく左右すると

考えられている (Hewitt, 1975)。気孔を通じて、植物の葉に取り込まれた NO_2 由来の硝酸イオンも、この酵素により亜硝酸へと還元される。一般的に、NaR活性は、日中高く、夜間は低いという1日周期の変動を示す (Dukeら, 1978; Sherrardら, 1979; Lillo, 1984) こと、また生成物である亜硝酸イオンは極めて毒性が高いことなどから考えて、細胞内においてNaRは、厳密にその活性レベルが調節されていると考えられている。そこで著者らは、植物における NO_2 解毒機構を明らかにするために、植物の硝酸還元活性の調節機構に、 NO_2 がどのような影響を与えるかをカボチャの芽生えを用いて検討した (Takeuchiら, 1985)。

図 2.2 にカボチャ芽生えの硝酸還元活性に対する 4ppm の NO_2 暴露の影響を検討した結果を示す。子葉及び第一葉から打ち抜いたディスクを硝酸カリウムを含む緩衝液中、暗黒下でインキュベートし、外液中に放出される亜硝酸イオンの量を定量し、*in vivo* における硝酸還元活性とした。高等植物の硝酸還元酵素の活性測定法には、*in vivo* と後で述べる *in vitro* による測定

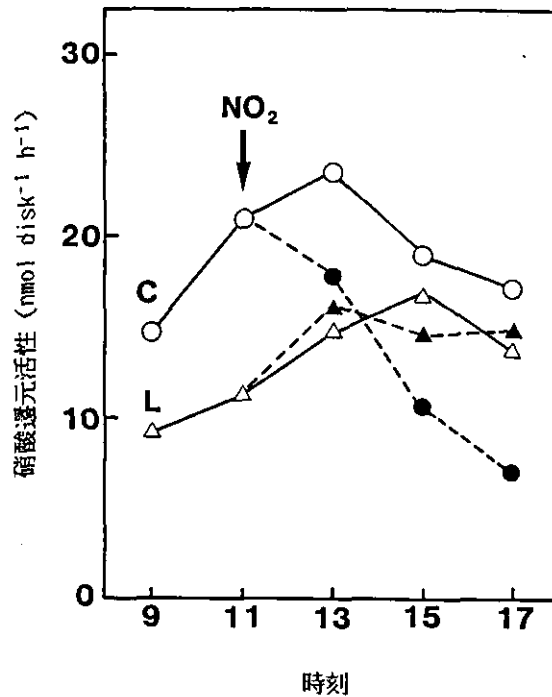


図 2. 2 カボチャ子葉, 第一葉の硝酸還元活性に対する NO_2 の影響
 ○: 子葉, 対照 ●: 子葉, NO_2 処理 △: 第一葉, 対照
 ▲: 第一葉, NO_2 処理 4ppm の NO_2 に 11 時から暴露を開始し、子葉と第一葉を 2 時間おきにサンプリングし、それぞれの *in vivo* での硝酸還元活性を測定した。

法があるが、両者の測定法を比較した場合、*in vivo* における測定法のほうが、植物体における実際の窒素の同化速度を、よりよく近似していることが知られている (Brunetti & Hageman, 1976; Amindariら, 1978)。NO₂ 暴露により、第一葉では対照区と比べて活性に大きな差は見いだせなかったが、子葉では活性の低下が見られた。

高等植物における硝酸還元活性の主な調節機構として、次の三つの段階が考えられる。すなわち、(1) 基質 (NADH, 硝酸イオン) の供給による制御、(2) NaR の活性化・不活性化による制御、(3) NaR のタンパク質量による制御である。

カボチャの子葉でみられた NO₂ による硝酸還元活性の阻害が、上記の3段階の (1) によるものであるかを検討する目的で、子葉からニコチンアミド類及び硝酸イオンを抽出・定量し、NO₂ 暴露によりどのように変化するか検討した。NADH 含有量は他のニコチンアミド類 (NAD, NADP, NADPH) の含有量より低く (約 1/10)、NO₂ 暴露により著しい変化はみられなかった。さらに、ニコチンアミドレベルを制御している光合成・呼吸速度を調べたが、本実験条件下では、NO₂ 暴露による影響はみられなかった。これらの結果より、NO₂ 暴露による硝酸還元活性の阻害は、還元力の供給が NO₂ により阻害されたためではないことが示唆された。

表 2.1 にカボチャの子葉及び第一葉中の硝酸・亜硝酸・アンモニウムイオン含有量に対する NO₂ の影響を検討した結果を示す。硝酸イオン含有量は他のイオンより高く、NO₂ 暴露による変化はみられなかった。しかし、植物細胞中に含まれる硝酸イオンには、代謝的に不活性な貯蔵プールと活性な代謝プールがあることが知られており (Granstedt & Huffaker, 1982; Mills & Lips, 1984)、硝酸イオンの貯蔵プールから代謝プールへの移行を NO₂ が阻害している可能性も考えられる。

次に (2) について検討する。NaR は細胞内において相互に変換可能な活性型あるいは不活性型の状態で存在するといわれている。また、NaR は基質である NADH で不活性化されることが知られている。ホウレンソウの NaR は *in vitro* において、10 mM の硝酸イオンの存在下では、0.1 mM の NADH では不活性化されず、硝酸イオン濃度が 0.1~0.2 mM 以下の場合に徐々に不活性化される (Maldonadoら, 1978)。本研究において、カボチャの子葉で硝酸イオン濃度は約 17~18 mM、NADH 濃度は約 1.8 μM で、NO₂ 暴露により著しい変化はみられなかった。これらの結果から、NO₂ に暴露されたカボチャの子葉において、NADH による NaR の不活性化は起こらないと考えられる。

NO₂ 暴露により、カボチャの子葉中の亜硝酸・アンモニウムイオンの増加がみられ (表 2.1)、また細胞内の遊離のアミノ酸のレベルも上昇した。これら代謝産物により NaR が阻害される可能性が考えられるので、カボチャの子葉から NaR を単離・精製し、得られた酵素標品に亜硝酸・アンモニウムイオン、アミノ酸を加え、酵素活性に対する影響を検討した。その結果、本実験

表2. 1 カボチャ子葉, 第一葉中の無機態窒素含有量に対するNO₂の影響

器官	処理	含有量(nmol g ⁻¹ 生重量)		
		NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺
子葉	-NO ₂	16900	0.82	1430
子葉	+NO ₂	17900	4.19	2010
第一葉	-NO ₂	7350	3.33	1820
第一葉	+NO ₂	5730	6.26	3150

カボチャの芽生えを4ppmのNO₂ガスに4時間暴露した。

で用いた濃度範囲では, NaR活性に対する顕著な影響はみられず, したがって, NO₂暴露により細胞内濃度が増加したこれらイオンやアミノ酸は, 硝酸還元活性低下の直接的な原因になっていないことが示唆された。

微生物, 藻類や高等植物において, 硝酸還元活性は光や硝酸イオンを与えることにより誘導され, これらを取り除くことにより抑制されることが知られており, この変化は少なくとも部分的には, NaR酵素タンパク質の合成と分解によっていると考えられている (Hewitt, 1975)。最近, Somersら(1983)はオオムギの芽生えにおいて, Campbell & Remmier(1986)及び Remmier & Campbell(1986)はトウモロコシにおいて, 硝酸イオンによるNaR活性の誘導は, de novoな酵素タンパク質の合成によるものであることを免疫的手法を用いて明らかにした。本研究において, カボチャの子葉でみられた硝酸還元活性のNO₂暴露による阻害が, 酵素タンパク質の合成がNO₂により阻害されたことによるものであるかどうかを次に検討した。カボチャの子葉を緩衝液中で破碎し, 得られた粗酵素液に, 硝酸イオンとNADHを加え反応させ, 生成した亜硝酸イオンを定量し, in vitroにおけるNaR活性とした(表2.2)。In vivoにおける活性と同様に, in vitroにおける活性も阻害され, NO₂暴露によりNaRの量が減少していることが示唆された。また, 一昼夜以上暗所においたカボチャの芽生えに光を照射するとNaR活性の上昇がみられるが, 光照射と同時にNO₂に暴露すると, 活性の上昇は認められなかった。これらのことから, 硝酸還元活性は光によって誘導され, この誘導をNO₂は阻害することが明らかになった。

アンモニウムイオンによりNaRの誘導が阻害されることが, オオムギの根 (Smith & Thompson, 1971) や *Lemna minor* (Orebamjo & Stewart, 1975) において報告されている。ま

た、Oaks (1977) はトウモロコシの芽生えにおいて、アンモニウムイオン や アミノ酸を shoot や成熟した根の切片に与えると N a R 活性が低下すると報告している。本実験において、N O₂ 暴露により子葉中のアンモニウムイオンやアミノ酸含有量が増加した (表 2.2)。これらの結果から N O₂ による硝酸還元活性の障害のメカニズムとして、アンモニウムイオンやアミノ酸の増加により、N a R タンパク質の合成が障害され、その結果、活性の低下が引き起こされる可能性が考えられる。

以上述べてきたように、カボチャの子葉において、硝酸還元活性が N O₂ 暴露により障害された機構として、N O₂ 暴露により細胞内に蓄積したアンモニウムイオン や アミノ酸が N a R の合成を抑制していることが示唆された。しかし、このような窒素同化過程の酵素活性に及ぼす N O₂ の影響は、植物の生育している土壌の栄養条件により大きく左右されると考えられる。Srivastava & Ormrod (1984) は、種々の濃度の硝酸イオンを含む培養液で栽培したインゲンマメを用いて、生長や N a R 活性に及ぼす N O₂ 暴露の影響を検討している。彼らの結果によれば、硝酸イオンを全く与えなかった植物では、N O₂ (0.02~0.5 ppm) 暴露により生長が促進され、N a R 活性も約 4 倍に増加した。しかし、窒素源として硝酸イオンを十分に与えた植物では、N O₂ 暴露によりむしろ生長が障害され、N a R 活性の N O₂ による増大もみられなかった。したがって、本実験で見られた結果も栄養条件によって違ってくることも考えられる。

表 2. 2 カボチャ子葉の硝酸還元酵素活性に及ぼす N O₂ の影響

処理	N a R 活性		
	in vivo	in vitro	
	(nmol disk ⁻¹ h ⁻¹)	(nmol disk ⁻¹ h ⁻¹)	(nmol mg ⁻¹ h ⁻¹) ^a
- N O ₂	16.8 ± 2.3	101 ± 12	219 ± 26
+ N O ₂	7.9 ± 2.0	80 ± 6	155 ± 4

^a粗酵素液中のタンパク質 1mg 当たりの酵素活性。

カボチャの芽生えを 4ppm の N O₂ に 4 時間暴露した。

表中の値は 3 試料の平均 ± 標準偏差。

2. 2. 2 窒素同化に関与するその他の酵素

NiRは、還元型フェレドキシンを電子供与体として、NaRにより生成した亜硝酸イオンやNO₂に由来する亜硝酸イオンをアンモニウムイオンまで還元する。硝酸還元活性同様、亜硝酸還元活性も光照射下で高く、暗黒下では低下する。NiRはNaRと異なり *in vivo*ではかなり安定であること (Kelker & Filner, 1971; Garrett, 1972)、及び還元型フェレドキシンの生成は、緑葉では光合成による電子伝達系に依存することから、光条件による亜硝酸還元活性の変動は、酵素タンパク質レベルの変動ではなく、還元力の供給に依存していると考えられる。通常、NiRはNaRに比べ数倍かそれ以上活性が高く、毒性の強い亜硝酸イオンが植物体内に蓄積することはまれであろうと考えられる。このようなことが起こるとしたら、硝酸態窒素の含有量が低い土壌に生育した、これらの酵素活性が欠如した植物においてであろう。米山ら(1978)は、無肥料で栽培したヒマワリやインゲンマメを1~4ppmのNO₂に暴露した場合、亜硝酸イオンが葉内に蓄積すると報告している。しかし、このようなNaR・NiR活性が欠如している植物においても、NO₂に由来する硝酸・亜硝酸イオンにより両酵素が誘導されるので、蓄積した両イオンは還元除去されて行くと考えられる。NO₂暴露によりNiR活性がどのような影響を受けるかは十分な知見がない。米山ら(1978)は、ヒマワリ、トウモロコシ、ホウレンソウに4ppmのNO₂を暴露したが、NiR活性に大きな変動はみられなかった。

NiRにより生成したアンモニウムイオンはGS-GOGAT系の酵素により、グルタミン、グルタミン酸を経て、種々のアミノ酸へ取り込まれる。これらの反応に関与する酵素系はいずれも葉緑体に存在する。Srivastava & Ormrod(1984)は、種々の濃度の硝酸イオンを含む培養液で栽培したインゲンマメに、0.02~0.5 ppmのNO₂を暴露し、NaR活性及びGOGAT活性に対する影響を検討した。前項で述べたように、窒素源として硝酸イオンを十分に与えた植物体では、NO₂暴露によるNaR活性の変動は見られなかったが、GOGAT活性は培地中の硝酸イオンの濃度にかかわらず、いずれの場合もNO₂暴露により上昇した。このことは、NaRとGOGAT両酵素の活性調節機構が異なっていることを示しており、両酵素の細胞内での局在性とも関連していると考えられる。葉緑体ではGOGATの反応に必要な還元力はNiR同様、還元型フェレドキシンによって供給されており、植物の葉での亜硝酸還元は、光合成の電子伝達系と関連している。また炭酸固定系とも3-ホスホグリセルアルデヒドを介して密接に連動している。光合成組織での窒素同化過程の調節機構をよりよく理解するためには、他の代謝過程との関連を明らかにすることが重要であると考えられる。

2. 3 二酸化窒素暴露による代謝中間産物の変動

2. 3. 1 無機態窒素

植物に吸収された NO_2 は水に溶け、硝酸イオン及び亜硝酸イオンを生成する。そのため、 NO_2 暴露により植物体内のこれらイオンの含有量が増加する可能性が考えられる。Srivastava & Ormrod(1984)は、0.02~2.0 ppmの NO_2 に暴露されたインゲンマメにおいて、硝酸態窒素が蓄積することを見いだしたが、著者らがカボチャの芽生えを用いて行った実験では、4ppmの NO_2 暴露では、子葉及び第一葉中の硝酸イオン含有量に大きな変化はみられなかった(表 2.1)。

緑葉中のNiR活性はNaR活性に比べ、2~10倍程度活性が高いため、通常亜硝酸イオンが植物体内に蓄積することはない。しかし、亜硝酸イオンの還元に必要な還元力の供給が低下する暗所条件下で NO_2 に暴露された場合(加藤ら, 1974)、及び窒素欠乏下で育成され、NiR活性が低い植物体に NO_2 が暴露された場合(米山ら, 1978; 古川, 1984)に、植物体内に亜硝酸イオンが蓄積し、生理的障害を引き起こすと考えられる。加藤ら(1974)及びZeevaart(1976)は、 NO_2 暴露による可視害と亜硝酸イオン含有量との間に、古川(1984)は、光合成阻害と亜硝酸イオン含有量との間に、それぞれ相関があると報告している。

NO_2 に由来する硝酸イオンと亜硝酸イオンは還元され、アンモニウムイオンを生成する(図 2.1)。 NO_2 の吸収速度がGS-GOGAT系酵素によるアンモニウムイオンの代謝速度を上回れば、一時的にアンモニウムイオンが植物体中に蓄積することが考えられる。実際、著者らの実験において、 NO_2 暴露によりカボチャの芽生え中のアンモニウムイオン含有量が増加することが示された(表 2.1)。蓄積したアンモニウムイオンは、NaRの誘導を阻害すると考えられるが(前節)、その他にin vivoにおいてどのような生理的影響をもつかは不明な点が多く、今後検討していかなければならない点である。

2.3.2 アミノ酸

NO_2 暴露によりその生体内含有量が大きく変動する代謝産物の一つにアミノ酸がある。Zeevaart(1976)は、4 ppmの NO_2 に暴露されたトマトの葉中で、ニンヒドリン反応に陽性な物質(主にアミノ酸)の含有量が増大することを報告した。また、Itoら(1984)はインゲンマメにおいて、4 ppmの NO_2 暴露により、アミノ酸—特にグルタミンの含有量が急激に増加すること、長期暴露においては、グルタミンに代わってアスパラギンが主要な蓄積形態であることを見いだした。 NO_2 はアンモニウムイオンまで還元された後GSによりグルタミンを形成するが、この暴露初期にみられたグルタミンの蓄積は、その後のGOGATによるアミド基の転移反応が律速になっていることを示唆していると考えられる。著者らがカボチャの芽生えを用いた実験では、4ppmの NO_2 4時間暴露により、子葉及び第一葉中のアスパラギン酸、グルタミン酸、アラニンなどの増加が認められた。生成したアミノ酸は、タンパク質合成に利用される他に、若い組織に転流され、そこでの窒素源として利用されると考えられる(Yoneyamaら, 1980a)。

2.4 おわりに

以上述べてきたように、大気中から植物体に吸収された NO_2 は、植物の解毒代謝活性が高い場合は、植物の窒素栄養源として役立ち得ると考えられる。この NO_2 同化の初期過程に関与する酵素は NaR と NiR であり、これら酵素の活性が基質や反応生成物の生体内における濃度に大きく左右されることから、植物における NO_2 解毒能は、植物が生育している場所での栄養条件に密接に関連していると考えられる。実際、Okano & Totsuka (1986) は、培地中の窒素レベルを変えると、植物の窒素栄養に寄与する NO_2 の割合が変化することを示した。また、硝酸態窒素欠乏下に生育している植物においても、 NO_2 暴露により生成した硝酸・亜硝酸イオンにより、これら酵素の活性が葉中に誘導されることから、大気中の NO_2 の浄化に貢献し得ると考えられる。さらに、著者らの研究により明らかにされた、 NO_2 による NaR 活性低下にみられるような植物葉内の硝酸・亜硝酸イオン濃度の調節機構も存在しているようである。このように、植物は NO_2 の浄化に有効であるが、この植物の持つ浄化能をより有効に利用するためには、 NaR を初めとする解毒代謝過程に関与する酵素の活性調節機構をより明らかにすることが重要である。

引用文献

- Amindari, S., M.A. Dirr and W.E. Splittstoesser (1978): Induction of nitrate reductase in pumpkin seedlings. *Plant Cell Physiol.*, **19**, 299-302.
- Ashenden, T.W. (1979): The effect of long-term exposure to SO_2 and NO_2 pollution on the growth of *Dactylis glomerata* L. and *Poa pratensis* L. *Environ. Pollut.*, **18**, 249-258.
- Brunetti, N. and R.H. Hageman (1976): Comparison of in vivo and in vitro assays of nitrate reductase in wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings. *Plant Physiol.*, **58**, 583-587.
- Campbell, W.H. and J.L. Remmler (1986): Regulation of corn leaf nitrate reductase. I. Immunochemical methods for analysis of the enzyme's protein component. *Plant Physiol.*, **80**, 435-441.
- Duke, S.H., J.M. Friedrich, L.E. Schrader and W.L. Koukkari (1978): Oscillations in the activities of enzymes of nitrate reduction and ammonia assimilation in *Glycine max* and *Zea mays*. *Physiol. Plant.*, **42**, 269-276.
- 古川昭雄 (1984): 植物の生長に及ぼす大気汚染ガスの影響 4. 植物の生長過程に関与する生

- 理機能の変化 (a) 種々の大気汚染質による高等植物の光合成阻害。 国立公害研究所研究報告, 第64号, 131-139.
- Garrett, R.H. (1972) : The induction of nitrite reductase in Neurospora crassa.
Biochim. Biophys. Acta, 264, 481-489.
- Granstedt, R.C. and R.C. Huffaker (1982) : Identification of the leaf vacuole as a major nitrate storage pool. Plant Physiol., 70, 410-413.
- Hewitt, E.J.(1975) : Assimilatory nitrate-nitrite reduction. Ann. Rev. Plant Physiol., 26, 73-100.
- Hill, A.C. and J.H. Bennet (1970) : Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen oxides. Atmos. Environ., 4, 341-343.
- 伊藤 治 (1984) : 植物の生長に及ぼす大気汚染ガスの影響 4. 植物の生長過程に関する生理機能の変化 (b) 植物の糖, アミノ酸の代謝に対する大気汚染ガスの影響。 国立公害研究所研究報告, 第64号, 140-158.
- Ito, O., K. Okano and T. Totsuka(1984) : Effects of NO₂ and O₃ alone or in combination on kidney bean plants. II. Changes in amino acid pool. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn., 66, 15-26.
- 加藤俊博・橋 昌司・位田藤久太郎 (1974) : 被覆下における有害ガスによる作物の障害に関する研究 II. 亜硝酸ガスによる作物の障害の機作について. 生物環境調節, 12, 103-107.
- Kelker, H.C. and P. Filner(1971): Regulation of nitrite reductase and its relationship to the regulation of nitrate reductase in cultured tobacco cells. Biochim. Biophys. Acta, 252, 69-82.
- Lillo, C.(1984) : Circadian rhythmicity of nitrate reductase activity in barley leaves. Physiol. Plant., 61, 219-223.
- Maldonado, J.M., B.A. Notton and E.J. Hewitt (1978) : Inhibitory effects of ferrocyanide on NADH-nitrate reductase activity of spinach(Spinacea oleracea L.). Plant Sci. Lett., 13, 143-150.
- 松丸恒夫・白鳥孝治・戸塚 績・米山忠克 (1979) : 大気中窒素酸化物の作物に及ぼす影響 第1報 作物の二酸化窒素吸収の重窒素法による解析. 千葉県農業試験場報告, 20, 89-94.
- Mills, D. and H.S. Lips (1984) : Nitrate reduction and compartmentation in tomato leaves. I. Nitrate accumulation in leaf sections in aqueous and gaseous medium. Physiol. Plant., 61, 141-148.
- Oaks, A. (1977) : Nitrate reductase in roots and its regulation. In : Nitrogen

- Assimilation in Plants., Hewitt, E.J. and C.V.Cutting (eds.), Academic Press, London, 217-226.
- Okano, K. and T. Totsuka (1986) : Absorption of nitrogen dioxide by sunflower plants grown at various levels of nitrate. *New Phytol.*, **102**, 551-562.
- Orebamjo, T.O. and G.R. Stewart (1975) : Ammonium inactivation of nitrate reductase in *Lemna minor* L. *Planta*, **122**, 37-44.
- Remmler, J.L. and W.H. Campbell (1986) : Regulation of corn nitrate reductase. II. Synthesis and turnover of the enzyme activity and protein. *Plant Physiol.*, **80**, 442-447.
- Sherrard, J.H., J.A. Kennedy and M.J. Dalling (1979) : In vitro stability of nitrate reductase from wheat leaves. II. Isolation of factors from crude extract which affect stability of highly purified nitrate reductase. *Plant Physiol.*, **64**, 439-444.
- Smith, F.W. and J.F. Thompson (1971) : Regulation of nitrate reductase in excised barley roots. *Plant Physiol.*, **48**, 219-223.
- Somers, D.A., T-M. Kuo, A. Kleinhofs, R.L. Warner and A. Oaks (1983) : Synthesis and degradation of barley nitrate reductase. *Plant Physiol.*, **72**, 949-952.
- Srivastava, H.S. and D.P. Ormrod (1984) : Effects of nitrogen dioxide and nitrate nutrition on growth and nitrate assimilation in bean leaves. *Plant Physiol.*, **76**, 418-423.
- Takeuchi, Y., J. Nihira, N. Kondo and T. Tezuka (1985) : Changes in nitrate-reducing activity in squash seedlings with NO_2 fumigation. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 1027-1035.
- Taylor, O.C. and F.M. Eaton (1966) : Suppression of plant growth by nitrogen dioxide. *Plant Physiol.*, **41**, 132-135.
- Troiano, J.J. and J.A. Leone (1977) : Changes in growth rate and nitrogen content of tomato plants after exposure to NO_2 . *Phytopathology*, **61**, 1506-1511.
- 米山忠克 (1979) : 高等植物における大気二酸化窒素 (NO_2) の吸収と代謝. 国立公害研究所研究報告, 第10号, 343-350.
- Yoneyama, T., K. Arai and T. Totsuka (1980a) : Transfer of nitrogen and carbon from a mature sunflower leaf — $^{15}\text{NO}_2$ and $^{13}\text{CO}_2$ feeding studies. *Plant Cell Physiol.*, **21**, 1367-1381.

米山忠克・笹川英夫・戸塚 績・山本幸男(1978)：高等植物の生長に及ぼす二酸化窒素の影響
(5) 草本植物による $^{15}\text{NO}_2$ の吸収，亜硝酸の蓄積，亜硝酸還元酵素活性の変化，国立公害
研究所研究報告，第2号，103-111.

Yoneyama, T., T. Totsuka, N. Hayakawa and J. Yazaki(1980b) : Absorption of atmospheric
 NO_2 by plants and soils. V. Day and night NO_2 -fumigation effect on the plant
growth and estimation of the amount of NO_2 -nitrogen absorbed by plants. Res.
Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn., No.11, 31-50.

Zeevaart, A.J. (1976) : Some effects of fumigating plants for short periods with NO_2 .
Environ. Pollut., 11, 97-108.

3 大気汚染ガスによる活性酸素防御系酵素の誘導

3.1 はじめに

大気汚染ガスは高等植物に対して葉の障害、老化促進、枯死、落葉など種々の深刻な影響を与える (Heagleら, 1974; Heggstadら, 1977)。植物がこのような影響から逃れるためには (1) 気孔閉鎖の感受性を高めること, (2) 侵入したガスの生理生化学的な解毒, (3) 細胞壁や細胞膜の構造上の機械的強度を高めることなどが考えられる。ここでは主として植物の大気汚染ガス抵抗性と生理生化学的な解毒能力との関係について述べる。さてオゾンや二酸化硫黄が細胞内に入ると種々の酸化的障害が起こるが, この毒性物質として活性酸素が有力視されつつある。植物は全宇宙で最も好気状態であると思われる地球上で生命を維持するためには活性酸素濃度を最小限に抑える必要があり, 表 3.1に挙げた種々の活性酸素解毒物質を備えている。大気汚染ガスによる植物の活性酸素蓄積の原因として, (1) 亜硫酸イオンによる連鎖反応的活性酸素生成, (2) 炭酸固定系の障害, (3) 葉緑体チラコイド膜の損傷, (4) 活性酸素防御系の失活らが考えられ, 実際に次のような実験的証明がなされた。亜硫酸イオン存在時, 光照射された葉緑体においてスーパーオキシドラジカルが連鎖反応的に蓄積した (Asada & Kiso, 1973)。二酸化硫黄に接触したハウレンソウ葉から調製した葉緑体はスーパーオキシドラジカルの安定産物である過酸化水素を蓄積した (Tanakaら, 1982)。低濃度二酸化硫黄に接触したポプラ葉においてスーパーオキシドジスムターゼ活性が増加し, 高濃度二酸化硫黄に対しての抵抗性が増した (Tanaka & Sugahara, 1980)。二酸化硫黄やオゾンに接触したハウレンソウの葉片を光照射すると色素破壊が起こり, この障害は人工的な活性酸素の消去剤で抑制された (Shimazakiら, 1980; Sakakiら, 1983)。また, 抗酸化剤として知られる N-[2-(2-oxo-1-imidazolidinyl)-N'-phenylurea]で処理されたインゲンハエビはオゾン耐性を示し, この葉は活性酸素防御酵素であるスーパーオキシドジスムターゼを増加させた (Lee & Bennet, 1982)。このようなことから植物が本来備えている活性酸素防御物質とオゾン耐性との間の関係を調べた。

3.2 活性酸素防御物質とオゾン耐性

表 3.2はハウレンソウのオゾン抵抗性に関して比較的差のあった4品種について, 代表的な活性酸素の防御物質の量を測定した結果を示している。植物体に含まれる酸化還元物質の大部分を占めるアスコルビン酸と還元型グルタチオン含量とオゾン耐性にはよい一致が見られた。図 3.1

執筆担当者: 田中 浄 (生物環境部)

表3. 1 植物が備える活性酸素防御物質

酵素	スーパーオキシドジスムターゼ, アスコルビン酸パーオキシターゼ, グルタチオン還元酵素, カタラーゼ
電子伝達成分	チロシナーゼ, プラステキニン, フェリキニン
酸化還元成分	アスコルビン酸, 還元型グルタチオン

表3. 2 ホウレンソウ¹⁾におけるオゾン耐性と活性酸素除去物質含量の関係

	品 種 名			
	キング オフ デンマーク	東湖	新日本	ニューアジア
アスコルビン酸 (mmol cm ⁻²)	201 ± 8	204 ± 6	180 ± 10	161 ± 2
グルタチオン (μg cm ⁻²)	2.24	2.90	1.82	1.23
スーパーオキシドジスムターゼ (unit cm ⁻²)	2.35	3.32	3.64	2.89
カタラーゼ (μmol min ⁻¹ cm ⁻²)	2.00	2.11	1.61	1.96
グアイacolパーオキシターゼ (ΔA ₄₇₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.13	0.23	0.15	0.19
アスコルビン酸パーオキシターゼ (ΔA ₂₉₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.51	0.47	0.51	0.56
グルタチオン還元酵素 (ΔA ₃₄₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.24	0.21	0.20	0.24
拡散抵抗 (s cm ⁻²)	1.19	0.97	1.06	0.84
可視障害(%)	1	-1	24	30

1) それぞれのホウレンソウの品種について半分は活性酸素防御物質の定量に半分は拡散抵抗を測定したあとに0.2ppm O₃に接触させた。27時間後の可視障害が示されている。

はオゾン、二酸化硫黄、二酸化窒素接触時の葉中アスコルビン酸及び還元型グルタチオンの変動を示している。この図から明らかなようにこれらの還元物質の酸化はオゾン接触時に最も顕著に起こった。アスコルビン酸、還元型グルタチオンのオゾン耐性に占める役割を考える時、これら還元物質の絶対量も重要であるが酸化された還元物質を再還元する能力も植物のオゾン耐性を考える上で重要であると思われる。

次にオゾン接触時の活性酸素防御酵素の変動を調べた(図 3.2)。急性可視障害を引き起こすような高濃度オゾン(0.5ppm)下ではほとんどの防御系酵素が失活し、アスコルビン酸やGSHの減少が見られた。とりわけ、葉緑体における過酸化水素解毒の本体であるアスコルビン酸パーオキシダーゼの失活が顕著であった。アスコルビン酸パーオキシダーゼは基質の一つであるアスコルビン酸が無くなると失活することが無傷葉緑体で示されている(Hossain & Asada, 1984)ことから、おそらくオゾン接触時のアスコルビン酸の減少がこの失活の原因であろうと思われる。しかし障害がほとんど現れないような低濃度オゾン(0.1ppm)下ではアスコルビン酸や還元型グ

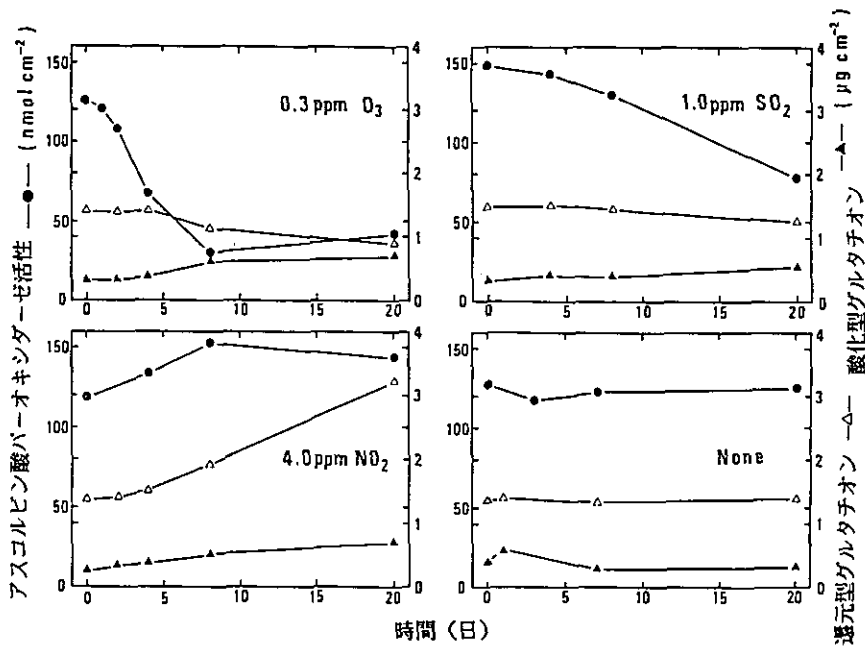


図3.1 ホウレンソウのアスコルビン酸とグルタチオンに対する大気汚染ガスの影響
示された濃度のガスに鉢植えのホウレンソウを接触させた。

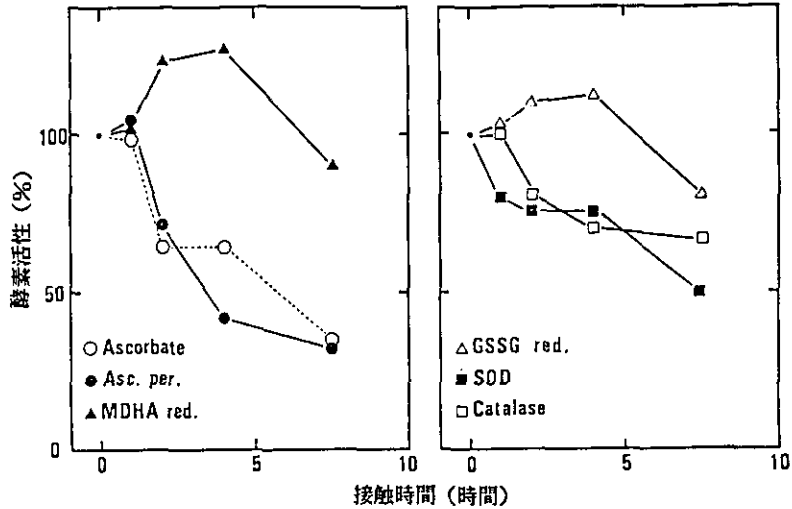


図3. 2 ホウレンソウの活性酸素防御物質への高濃度オゾン(0.5ppm)の影響

Ascorbate : アスコルビン酸, Asc.per. : アスコルビン酸パーオキシダーゼ,

MDHA red. : モノヒトアスコルビン酸還元酵素, GSSG red. : グルタチオン還元酵素,

SOD : スーパーオキシジスムターゼ, Catalase. : カタラーゼ.

ルタチオン及び大部分の解毒酵素の量的変化は余り見られなかったが、アスコルビン酸パーオキシダーゼが顕著に増加した(図 3.3, 表 3.3)。スーパーオキシジスムターゼはスーパーオキシドラジカルの解毒酵素であるが高濃度の酸素、スーパーオキシドラジカル生成剤であるバラコートが存在、低濃度二酸化硫黄で誘導合成される(Abeliovichら, 1974; Gregory & Fridovich, 1973; Hassan & Fridovich, 1977; Stevens & Auter, 1976; Tanaka & Sugahara, 1980)。低濃度オゾン(0.1ppm)下のアスコルビン酸パーオキシダーゼの誘導合成は基質である過酸化水素が蓄積し、これが本酵素の誘導の引き金になって起こると思われる。また0.1ppmオゾン下ではアスコルビン酸や還元型グルタチオン量の変動が見られないのは光合成光化学系Iを経たNADPHの還元力がオゾン接触で酸化されたアスコルビン酸やグルタチオンを再還元していることを示していると思われる。

3.3 バラコート耐性タバコの二酸化硫黄抵抗性

最近、植物の培養細胞(カルス)を薬剤処理し、生き残る細胞を選抜し、その細胞から植物体

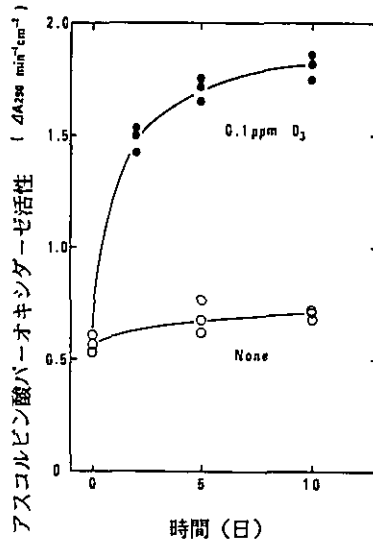


図3.3 低濃度オゾンのホウレンソウアスコルビン酸パーオキシダーゼへの影響

を再生し、薬剤耐性植物を作る試みがなされている。バラコートは除草剤として現在、最も使用料の多い農薬として知られているが、雑草ばかりではなく、有用植物をも枯らす欠点がある。Furusawaら(1984)は上に述べた手法でバラコート耐性タバコを作製した。バラコートは植物体に吸収されると光照射された葉緑体により還元される。還元型バラコートは直ちに酸素と反応して酸素還元分子種を生成する。このようにして生成した酸素還元種(スーパーオキシドラジカル、過酸化水素、一重項酸素、水酸ラジカル)は植物の枯死を引き起こす。そこでバラコート耐性カルス及びそこから再生した耐性植物は活性酸素解毒系が発達しているものと思われる。

このバラコート耐性植物の二酸化硫黄に対する抵抗性について調べた結果を表3.4に示した。バラコート耐性植物は蒸散速度が対照よりも高く、二酸化硫黄吸収能力が高いにもかかわらず、抵抗性が高く、二酸化硫黄毒性はやはり活性酸素毒性であり、活性酸素防御系を高めることが二酸化硫黄抵抗性を高めることにつながるということが明らかになった。

3.4 おわりに

大気汚染ガスと活性酸素防御物質の関係を見た時、高濃度ガスの場合、大部分の酵素が失活す

表3.3 低濃度オゾンの¹⁾ホウレンソウ活性酸素防御物質への影響

活性酸素防御物質	対照	オゾン接触
アスコルビン酸 (nmolcm ⁻²)	127	116
グルタチオン (μgcm ⁻²)	1.75	1.58
スーパーオキシドジスムターゼ (unitcm ⁻²)	3.42	2.73
カタラーゼ (μmolmin ⁻¹ cm ⁻²)	1.66	2.10
グアイアコールオキシダーゼ (ΔA ₄₇₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.77	0.85
アスコルビン酸パーオキシダーゼ (ΔA ₂₉₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.65	1.5
モドヒトアスコルビン酸還元酵素 (ΔA ₃₄₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.78	1.02
デヒトアスコルビン酸還元酵素 (ΔA ₂₉₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.38	0.35
グルタチオン還元酵素 (ΔA ₃₄₀ min ⁻¹ cm ⁻²)	0.24	0.28

¹⁾鉢植えホウレンソウを0.1ppmO₃に7日間接触させた。

るが可視害の出ないような低濃度ガス下ではスーパーオキシドジスムターゼやアスコルビン酸パーオキシダーゼのような防御系酵素活性の誘導が見られた。これは大気汚染ガスに接触した植物はスーパーオキシドラジカルや過酸化水素を通常よりも多量に蓄積していること及び植物がこれら毒性化学種を解毒するために酵素を誘導し自己防御していると思われる。近年、遺伝子工学的手法の発展が目覚ましいがこれら活性酸素防御酵素量を遺伝子レベルで調節することにより、大気汚染ガスに対して抵抗性、感受性(指標性)植物を作ることが可能であるかも知れない。

またタバコ培養細胞(カルス)をスーパーオキシドラジカル生成試薬であるバラコート処理し、抵抗性カルスを選抜し、タバコを再生するとバラコートに抵抗性のタバコができる。このタバコ

表3.4 バラコート耐性タバコの二酸化硫黄抵抗性

葉位	バラコート処理タバコ 可視害 (%)	対照タバコ
16	0	0
17	0	4.8
18	0	痕跡
19	痕跡	10.4
20	1.3	88.2

1.5ppm SO_2 接触 24時間後の可視害率を示した。バラコート耐性のタバコ培養細胞を個体化して得た種子からの鉢植えタバコを SO_2 に接触させた。 SO_2 接触前の蒸散速度はバラコート処理タバコが $10.2\text{mgH}_2\text{O h}^{-1}\text{cm}^{-2}$ 、対照タバコが $5.5\text{mgH}_2\text{O h}^{-1}\text{cm}^{-2}$ であった。

は二酸化硫黄に対して強抵抗性を示した。この結果はバラコート処理により、活性酸素防御系が発達し、二酸化硫黄に対する抵抗性を獲得したと思われる。カサの薬剤処理による抵抗性植物の作成は重金属や有害化学物質に対する抵抗性植物の作製にも応用が期待できる。

引用文献

- Abeliovich, A., D. Kellenberg and M. Shilo (1974): Effects of photooxidative conditions on levels of superoxide dismutase in *Anacystis nidulans*. Photochem. Photobiol., 19, 379-382.
- Asada, K. and K. Kiso (1973): Initiation of aerobic oxidation of sulfite by illuminated chloroplasts. Eur. J. Biochem., 33, 253-257.
- Furusawa, I., K. Tanaka, P. Thanutong, A. Mizuguchi, M. Yazaki and K. Asada (1984): Paraquat resistant tobacco calluses with enhanced superoxide dismutase activity. Plant Cell Physiol., 25, 1247-1254.
- Gregory, E.M. and I. Fridovich (1973): Induction of superoxide dismutase by molecular oxygen. J. Bacteriol., 114, 543-548.
- Hassan, H.M. and I. Fridovich (1977): Regulation of the synthesis of superoxide dis-

- mutase in Escherichia coli: Induction by methyl viologen. *J. Biol. Chem.*, **252**, 7667-7672.
- Heagle, A.S., D.E. Body and G.E. Neely (1974) : Injury and yield responses of soybean to chronic doses of ozone and sulfur dioxide in the field. *Phytochemistry*, **64**, 132-136.
- Heggestad, H.E., R.K. Howell and J.H. Bennet (1977) : The effects of oxidant air pollutants on soybeans, snap beans and potatoes. Ecological Research Series EPA-800-3-77 128 US EPA, Corvallis, OR.
- Hossain, M.A. and K. Asada (1984): Inactivation of ascorbate peroxidase in spinach chloroplasts on dark addition of hydrogen peroxide: Its protection by ascorbate. *Plant Cell Physiol.*, **25**, 1285-1295.
- Lee, E.H and J.H. Bennet (1982) : Superoxide dismutase A possible protective enzyme against ozone injury in snap beans (Phaseolus vulgaris L.). *Plant Physiol.*, **69**, 1444-1449.
- Sakaki, T., N. Kondo and K. Sugahara (1983) : Breakdown of photosynthetic pigments and lipids in spinach leaves with ozone fumigation: Role of active oxygens. *Physiol. Plant.*, **59**, 28-34.
- Shimazaki, K., T. Sakaki, N. Kondo and K. Sugahara (1980): Active oxygen participation in chlorophyll destruction and lipid peroxidation in SO₂-fumigated leaves of spinach. *Plant Cell Physiol.*, **21**, 1193-1204.
- Stevens, J.B. and A.P. Auter (1976) : Induction of superoxide dismutase by oxygen in neonatal rat lung. *J. Biol. Chem.*, **252**, 3509-3514.
- Tanaka, K. and K. Sugahara (1980) : Role of superoxide dismutase in defense against SO₂ toxicity and an increase in superoxide dismutase activity with SO₂ fumigation. *Plant Cell Physiol.*, **21**, 601-611.
- Tanaka, K., N. Kondo and K. Sugahara (1982) : Accumulation of hydrogen peroxide in chloroplasts of SO₂-fumigated spinach leaves. *Plant Cell Physiol.*, **23**, 999-1007.

V 植物の大気汚染質に対する抵抗性とガス吸収能力に関する研究

1 大気汚染ガスによる植物の蒸散変化と植物ホルモン

1.1 はじめに

植物が大気中のガスを吸収する部位として、空气中に張り出している葉と土壤中に張りめぐらされている根が考えられる (Yoneyamaら, 1980)。根から吸収される場合は、いったん土壤水に溶け根まで移動してから吸収されるのでかなりの時間を要する。実際、大気中のガス吸収のほとんどが葉の表と裏の表面にある多数の気孔によって行われる。気孔から吸収されたガスは気孔を構成する細胞の細胞壁水層に溶け、細胞に吸収され代謝・分解される。したがって、水によく溶け、植物体内で代謝されやすいガスは吸収されやすく、溶けにくいガスは吸収されにくい。例えば、二酸化炭素 (CO_2)、二酸化硫黄 (SO_2)、二酸化窒素 (NO_2)、オゾン (O_3) 等はよく吸収され、一酸化炭素、一酸化窒素等は吸収されにくい (大政, 1979)。

植物によるガス吸収の大部分を支配している気孔は、植物の種類や生育環境によってその大きさや密度 (数) が異なる。したがって、本特別研究の目的である大気汚染を浄化する植物を選ぶ場合には、配置場所の環境条件等に対する適性を考慮にいれながら、気孔密度が高く、気孔及びその開度が大きい、葉の多い植物を選択することになろう。しかしながら、気孔は植物にとって重要な生理機能である光合成や蒸散を調節しており、時々刻々変化する環境条件に敏感に反応して開閉運動を行っている。例えば、多くの植物は光が強い日中は光合成の材料となる CO_2 を多量に吸収するために気孔を開き、夜間は気孔は閉ざす。また、土壤中の水分含有量が低下すると、植物は枯死を免れるため気孔を閉ざして植物の水分含有量の低下を防ごうとする。その上、大気汚染ガスによっても気孔開度は変化するので、浄化植物の選抜は容易ではない。

仮に吸収速度が大きくても、吸収したガスによって植物が枯死したり、生長や葉の展開が著しく抑制されたのでは浄化植物として適当でない。一般に、植物は環境変化に巧みに順応する能力をもっており、様々な環境ストレスに対してそれを一時的に回避したり、耐える能力を備えている。前者を Avoidance、後者を Tolerance と呼ぶ (Levitt, 1972)。私たちは、大気汚染ガスに暴露された植物が気孔を閉ざしてガス吸収を減じたり (Avoidance)、吸収した汚染ガスを解毒する (Tolerance) 能力を有することを見てきた (第IV部参照)。また、様々な条件や大気汚染ガス暴露により汚染ガスに対する抵抗性が変化することも観察してきた。浄化植物を探索し、有効に用いるためには、大気汚染ガスに対する植物の反応特に大気汚染ガス抵抗性に関する反

執筆担当者：近藤矩朗 (生物環境部)

応系を明らかにする必要がある。

気孔の開閉運動の機構については古くから多くの研究がなされてきたものの、いまだ明らかでない点が多い。一方、環境条件変動による気孔閉鎖運動に植物ホルモンのアブサイジン酸（アブシジン酸、アブサイジン酸、アブサイジン酸ともいう。ABAと省略する。）が重要な役割を演じていることはよく知られている。本章では大気汚染ガスによる植物の蒸散変化と植物ホルモンとの関係について述べ、浄化植物選抜のための参考にしたいと考えている。

1.2 気孔開度と大気汚染ガス抵抗性

大気汚染物質の吸収量と急性可視傷害との間には強い関連性が認められる（表 1.1）。植物は気孔を通して大気汚染ガスを吸収するので、気孔が閉じていれば大気汚染ガスに対して強い抵抗性を示すことが容易に推察される。事実、気孔密度あるいは気孔抵抗と O_3 抵抗性との関連性を示唆する結果（Ting & Dugger, 1971; Turnerら, 1972; Dean, 1972; Menserら, 1973）や、気孔閉鎖ホルモンである ABA を葉面に散布することにより O_3 に対する抵抗性が増すこと等が報告されている（Adedipeら, 1973）。その一方、気孔密度や気孔開度だけでは SO_2 抵抗性を説明できないことも示されている（Bell & Mudd, 1976; Bressanら, 1978）。私たちは汚染ガス暴露中に気孔開度が変化するのではないかと考え、数種の植物のガス暴露による気孔開度変化を蒸散速度を測定することによって追跡した。その結果、植物種によって SO_2 ガス暴露により直ちに

表 1.1 SO_2 の吸収と可視傷害の関係

植物種	SO_2 吸収量 ($mgSO_2/g$ d.w.)	蒸散速度 ^a ($gH_2O/hr/100cm^2$)	可視傷害 ^b
落花生	0.6	1.06	—
トマト	2.2	1.40	±
ダイコン	5.1	1.51	++
アオジソ	6.3	0.84	+++
ハウレンソウ	4.8	1.23	++

SO_2 暴露は 2ppm で 3 時間行った。

^a 蒸散速度は SO_2 暴露前の値。

^b 可視傷害は 24 時間後に判定した。

蒸散速度が低下するものや、変化しにくいものがあり、一般にガス暴露により直ちに蒸散速度が低下するもの、すなわち、気孔が閉じるものは SO_2 に対して高い抵抗性を示すことが明らかになった (Kondo & Sugahara, 1978; Furukawara, 1980; Kondoら, 1980)。

1.3 大気汚染ガス暴露による蒸散速度変化とアブサイシン酸

1.3.1 蒸散速度変化とアブサイシン酸含有量との関係：単一ガス暴露の場合

(1) アブサイシン酸の関与

気孔の閉鎖を支配している植物の内部因子として植物ホルモンの一種であるABAが知られており (Mittelheuser & van Steveninck, 1969), 水供給の欠乏, いわゆる水ストレスによる気孔閉鎖において, ABAが重要な役割を演じていることが明らかにされている (Wright & Hiron, 1969; Imber & Tal, 1970)。そこで, 各種植物の葉に含まれるABA量を測定し, SO_2 による蒸散変化と比較した。ABA含有量の多いものほど SO_2 による蒸散低下が大きいことが明らかとなり (Kondo & Sugahara, 1978; Kondoら, 1980), また, 葉面にABAを塗布することにより, SO_2 に対する気孔の反応性を増すことができた。このような SO_2 暴露時の気孔の反応とABA含有量との関係は, O_3 や NO_2 暴露においても観察された (近藤ら, 1981)。すなわち, ABAを多く含む植物は SO_2 , NO_2 , O_3 等の大気汚染ガスに対して素早く気孔を閉ざすことによって, 大気汚染ガスによる被害を軽減しようとする機能を備えていることになる。しかし, これらの研究において用いられた植物種の中で, トウモロコシはABA含有量は極めて少量であるにもかかわらず, SO_2 暴露に対して素早く気孔を閉ざした (Kondoら, 1980)。この気孔閉鎖中にABA含有量の顕著な増加は認められず, トウモロコシの場合には, SO_2 による気孔閉鎖がABA含有量に依存しないことが示された。

(2) 蒸散速度の回復

大気汚染ガスによって気孔開度は低下したが, ガス暴露停止後には開度は回復するのだろうか? ABA含有量の多いトマトを高濃度の SO_2 , NO_2 , O_3 に短時間暴露し, その後の蒸散速度を測定すると, SO_2 と NO_2 の場合は暴露停止後わずかに増加し, 1日後には元のレベルまで回復していた (近藤, 1984)。ABA含有量の少ないトウモロコシでは, SO_2 暴露停止後直ちに蒸散速度の回復が見られた。一方, O_3 の場合は, 暴露停止後わずかに回復が見られるものの1日経ってもそれ以上の回復は認められなかった。したがって, SO_2 や NO_2 の場合には, ABA含有量の多い植物は大気汚染ガスから一時的に避難した (Avoidance) と考えられるが, O_3 の場合にはガス暴露停止後も回復が見られず, そのため光合成も低下しているはずであり (Hill & Littlefield, 1969), 一種の被害と考えるべきである。これらの結果は, 汚染ガスの種類によっても気孔閉鎖の機構が異なることを示唆している。

1.3.2 混合ガス暴露による蒸散速度変化

複数の汚染ガスに同時にさらされた時の気孔の反応は複雑である。組み合わせたガスの組成や、使用した植物種等によってその反応は様々である(Ashenden, 1979; Amundson & Weinstein, 1981; 近藤, 1984)。単独では蒸散速度に影響を与えない 0.5ppm NO_2 を与えておいて、更に O_3 を加えた場合の蒸散速度を図 1.1に示す。一般に、バックグラウンドとして与えた NO_2 は O_3 による蒸散速度低下を促進した(相乗効果)が、レタスやトウモロコシでは、 NO_2 の影響は現れなかった。相乗効果が現れる O_3 濃度は植物種によって異なっており、例えば、トマトでは 0.1ppmから、

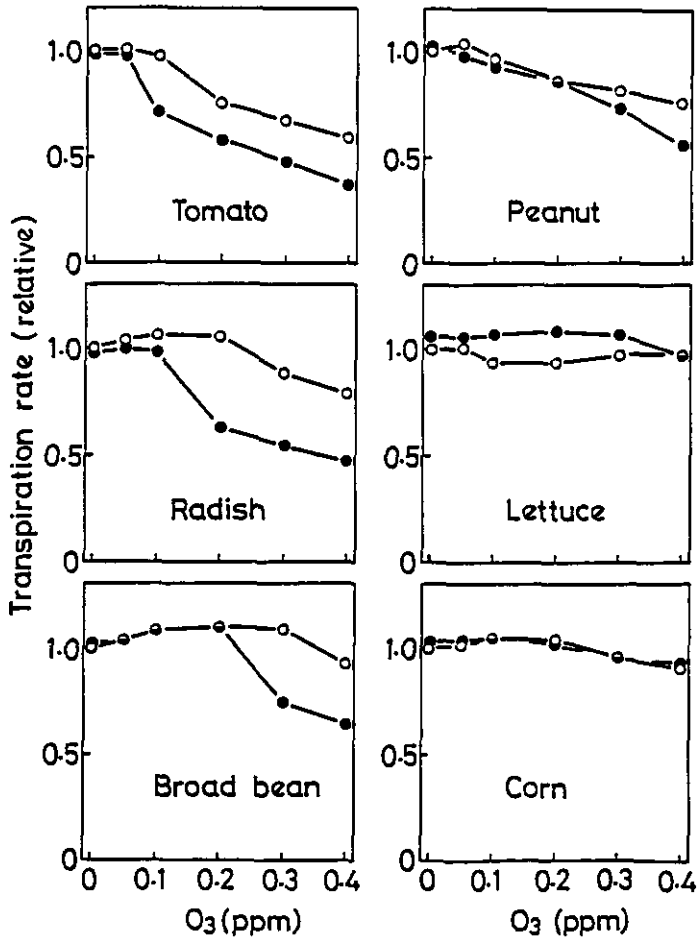


図 1.1 O_3 による蒸散速度変化に及ぼす NO_2 の影響

O_3 のみに暴露した(—○—)場合と、0.5ppm NO_2 に加えて O_3 に暴露した(—●—)場合の蒸散速度の変化を示す。蒸散速度はガス暴露前の蒸散速度を1.0として、相対値で示した。

ダイコン、ソラマメではそれぞれ 0.2ppm, 0.3ppmからであった。トウモロコシやレタスはABA含有量が少なく、トマトは多い(表 1.2)ことを考えると、ここでみられたNO₂とO₃の相乗効果についてもABAが関与しているように思われるが、ABA含有量の多い落花生では顕著な相乗効果がみられなかったため、更に検討が必要かもしれない。

表 1. 2 葉内ABA含有量

植物種	ABA 含有量 (ng/g f.w.)
トマト (tomato)	279
落花生 (peanut)	348
ダイコン (radish)	47
レタス (lettuce)	2
ソラマメ(broad bean)	42
トウモロコシ (corn)	3

ABA 含有量は環境条件や生育ステージ等により異なるので、ここに示した値とはかなり離れた値をとることがある。

1. 4 二酸化炭素に対する気孔反応との関係

大気中のCO₂濃度が上昇すると、気孔開度が減少することはよく知られており (Meidner & Mansfield, 1968), このCO₂による気孔閉鎖にABAが関与していることが報告されている (Raschke, 1975)。数種の植物を異なる濃度のCO₂にさらし、蒸散速度を測定した結果を図1.2に示す。植物種によらずCO₂濃度の上昇と共に蒸散速度が低下する傾向がみられるが、ABA含有量との相関関係は認められない。ABAの多いトマトや落花生の蒸散速度の低下よりも、ABA含有量の極めて少ないトウモロコシの蒸散低下のほうが顕著であった (Dubbeら, 1978)。この結果はCO₂による気孔閉鎖は大気汚染の場合とは異なり、葉内ABA含有量とは直接関係がないことを示している。次に、高CO₂濃度でのSO₂暴露の影響について調べた。800ppmのCO₂環境下でSO₂暴露を行うと、通常のCO₂濃度の場合と同様、ABA含有量の高いトマト及び落花生では直ちに蒸散速度の低下がみられ、いわゆる相加効果が現れたが、ABA含有量の低いハウレンソウでは顕著な蒸散変化は認められなかった (図 1.3)。一方、通常のCO₂濃度ではSO₂により直ちに蒸散速度の低下がみられたトウモロコシでは、高CO₂濃度において蒸

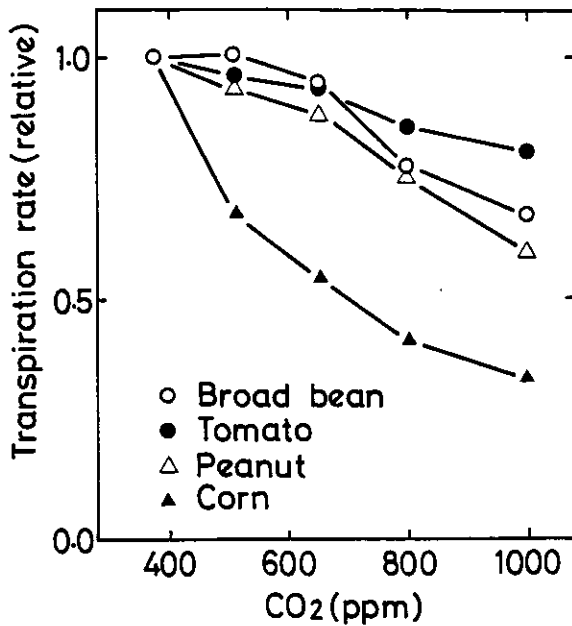


図1.2 種々の二酸化炭素濃度下における蒸散速度
 通常のCO₂濃度(約350ppm)における蒸散速度
 を1.0とした相対値で示してある。

蒸散速度の低下は全く認められなかった。この結果も、トウモロコシのSO₂による蒸散低下はほかの植物とはその機構が異なっていることを示唆している。これらの結果から、トマトや落花生におけるSO₂による蒸散低下はCO₂による低下とは別の機構によっており、トウモロコシの場合にはCO₂による蒸散低下と同一の機構によっているように思われる。SO₂は暴露直後から光合成を低下させることはよく知られている(Sij & Swanson, 1974)。通常、日中は光合成により気孔内のCO₂濃度は大気中濃度と比べてかなり低いと考えられるが、SO₂による光合成低下の結果、気孔内のCO₂濃度が増加していると思われる。トウモロコシのSO₂による蒸散低下は、光合成阻害の二次的影響であると考えることができよう。ソルガムもまたABA含有量が低いにもかかわらずSO₂暴露により直ちに蒸散速度が低下した(Kondoら, 1980)。どちらもC₄植物であるが、これがC₄植物に特有な性質であるかどうかを明らかにするには、さらに多くの植物について調べてみなければならない。

1.5 汚染ガス暴露によるホルモン含有量変化

大気汚染ガス暴露により植物葉が脱水症状を示すのはよく知られており、また水ストレスによ

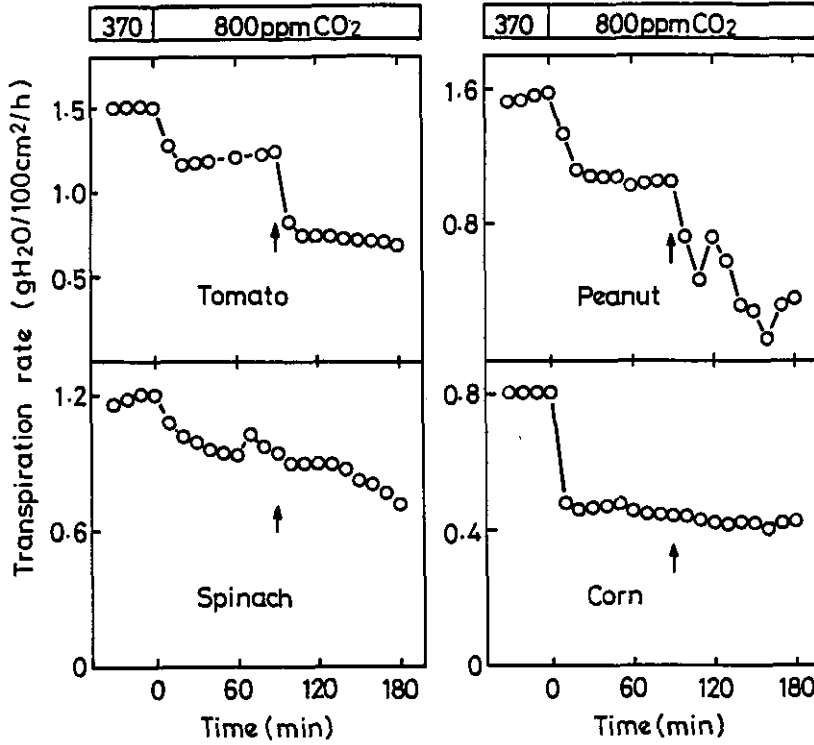


図1.3 二酸化炭素高濃度下における蒸散速度に及ぼすSO₂の影響
 ↑印で示した時(800ppmCO₂暴露開始90分後)に2ppmSO₂暴露を開始した。

りABAが速やかに多量に合成されることもよく知られた事実である(Walton, 1980)。したがって、大気汚染ガス暴露により植物葉が脱水・乾燥してABA含有量が増加し、その結果として気孔が閉じた可能性もある。一方、植物ホルモンのオーキシンとして知られているインドール-3-酢酸(IAA)がCO₂やABAの気孔閉鎖作用を軽減することが報告されており(Pemadasa, 1982; Snaith & Mansfield, 1982), 大気汚染ガス暴露の影響とIAAとの関係についても検討する必要がある。

まず、ABA含有量に及ぼすSO₂暴露の影響を調べると、30分程度の暴露ではほとんど影響が認められなかった(近藤, 1984)。感受性の高い植物においては脱水症状がみられる3時間の暴露の場合には、抵抗性の高いトマトでは変化がなかったが、感受性の高いダイコンのABA含有量は半分ほどに低下していた(近藤・鈴木, 1985)。植物葉から圧搾汁を取り浸透圧を測定すると、トマトでは変化がみられなかったがダイコンでは顕著に増加しており、SO₂による脱水に対応しているように思われるが、この時間内ではダイコン葉の乾燥化は起こっておらず、浸透圧

増加は脱水の結果とは考えにくい。この浸透圧増加は SO_2 によりタンパク質が分解してアミノ酸が増加したためかもしれない (Malhotra & Sarkar, 1979)。植物が乾燥して水ポテンシャルが低下するとABA含有量が増加する。水ポテンシャルは主に浸透ポテンシャルと圧ポテンシャルから成っており、圧ポテンシャルの低下がABA含有量の増加を引き起こし (Pierce & Raschke, 1980)、逆に圧ポテンシャルが上昇するとABA含有量が低下する (Pierce & Raschke, 1981)。したがって、ダイコンのABA含有量の減少は細胞壁の物理化学的性質の変化による圧ポテンシャルの増加によるものと思われる。Takeuchiら (1985) は亜硫酸がキュウリ子葉の浸透圧を上昇させ、細胞壁代謝の変化を引き起こすことを見いだしている。この結果は SO_2 暴露の場合と矛盾がなく、また、上の考えを支持している。 O_3 の短時間暴露もむしろABA含有量低下の方向に働いているようである (近藤, 1984)。

IAA含有量に対する大気汚染ガスの影響については、まだ予備実験のレベルを出ないが、 SO_2 はIAA含有量を増加させる傾向にある (近藤・鈴木, 1985)。いずれにしても、ABA、IAAとも気孔閉鎖に導く方向には変化しておらず、大気汚染ガス暴露による蒸散変化は潜在的なホルモン含有量に依存しているように思われる。

1.6 おわりに

植物は高濃度大気汚染ガスに対して素早く気孔を閉ざして、大気汚染ガスによる急性被害を一時的に回避する機能を有することが明らかになった。このような大気汚染ガスによる気孔閉鎖を支配している植物の内部因子は植物ホルモンのABAであった。ABAと気孔閉鎖の関係は SO_2 、 NO_2 、 O_3 等の単一ガス暴露に限らず、 O_3 と NO_2 の混合ガス暴露においても観察されたが、 SO_2 と NO_2 の混合暴露では異なった反応を示した (近藤, 1984)。このように汚染ガス種の組み合わせによって気孔反応が異なっているため、野外での問題を考える場合にはPANやその他のガスについても検討する必要がある。

気孔閉鎖による被害回避は急性傷害においては重要であるが、長期暴露による慢性影響についてはむしろ大気汚染ガス及び二次的に産生された毒性物質に対する解毒機能が大切である。大気汚染の浄化の立場からも、気孔閉鎖による抵抗性植物を用いるよりも、解毒機能の高い植物を用いたほうがよいことは自明であろう。したがって、浄化植物としてはABA含有量が少なく、 O_3 、 NO_2 、PAN等の毒性に対する解毒機能の高い植物を選ぶことが必要である。ABAは水ストレスにより生成が誘導されることが知られており、ABAレベルを常時低く保つのは困難である。したがって、常に気孔開度を大きな状態に置いておくためには、①ABA合成能の欠如した植物、②ABA生成に至る環境ストレス受容体が欠如した植物、あるいは③気孔閉鎖に導くABA受容体の欠如した植物を探すか、もしくは作出すればよい。ABA合成能の極めて小さ

い突然変異種については報告がある (Imber & Tal, 1970)が、②や③の性質を有する植物の報告はない。また、これらの性質に関係する基礎的知見が少なく、現在のところ組換えDNA技術を利用することも困難であろう。ABAによる気孔閉鎖の分子レベルでの研究の一層の発展が望まれる。

引用文献

- Adedipe, N.O., H. Khatamian and D.P. Ormrod (1973) : Stomatal regulation of ozone phytotoxicity in tomato. *Z. Pflanzenphysiol.*, **68**, 323-328.
- Amundson, R.G. and L.H. Weinstein (1981) : Joint action of sulfur dioxide and nitrogen dioxide on foliar injury and stomatal behavior in soybean. *J. Environ. Qual.*, **10**, 204-206.
- Ashenden, T.W. (1979) : Effects of SO₂ and NO₂ pollution on transpiration in *Phaseolus vulgaris* L. *Environ. Pollut.*, **18**, 45-50.
- Bell, J.N.B. and C.H. Mudd (1976) : Sulphur dioxide resistance in plants. *In: Effects of Air Pollution on Plants*, T.A. Mansfield (ed.), Cambridge University Press, Cambridge-London-New York-Melbourne, 87-103.
- Bressan, R.A., L.G. Wilson and P. Filner (1978) : Mechanisms of resistance to sulfur dioxide in the Cucurbitaceae. *Plant Physiol.*, **61**, 761-767.
- Dean, C.E. (1972) : Stomata density and size as related to ozone-induced weather fleck in tobacco. *Crop Science*, **12**, 457-548.
- Dubbe, D.R., G.D. Farquhar and K. Raschke (1978) : Effect of abscisic acid on the gain of the feedback loop involving carbon dioxide and stomata. *Plant Physiol.*, **62**, 413-417.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1979) : Interspecific difference in responses of transpiration to SO₂. *Environ. Control Biol.*, **17**, 153-159.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1980) : Interspecific differences in resistance to sulfur dioxide. *Res. Rep. Inst. Environ. Stud., Jpn*, No.11, 113-126.
- Hill, A.C. and N. Littlefield (1969) : Ozone : Effect on apparent photosynthesis rate of transpiration and stomatal closure in plants. *Environ. Sci. Technol.*, **3**, 52-56.
- Imber, D. and M. Tal (1970) : Phenotypic reversion of flacca, a wilted mutant of tomato,

- by abscisic acid. *Science*, 169, 592-593.
- 近藤矩朗 (1984) : 大気汚染ガスに対する気孔反応による制御. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 78-87.
- 近藤矩朗・丸田一成・及川武久・菅原 淳 (1981) : オゾンおよび二酸化窒素暴露による植物の蒸散変化とアブサイシン酸に対する気孔の感受性増大. 国立公害研究所研究報告, 第28号, 23-30.
- 近藤矩朗・鈴木 隆 (1985) : 植物葉のアブサイシン酸及びオーキシン含有量に及ぼすSO₂暴露の影響. 国立公害研究所研究報告, 第82号, 173-178.
- Kondo, N., I. Maruta and K. Sugahara (1980) : Effects of sulfite and pH on abscisic acid-dependent transpiration and on stomatal opening. *Plant Cell Physiol.*, 21, 817-828.
- Kondo, N. and K. Sugahara (1978) : Changes in transpiration rate of SO₂-resistant and -sensitive plants with SO₂ fumigation and the participation of abscisic acid. *Plant Cell Physiol.*, 19, 365-373.
- Levitt, J. (1972) : Responses of Plants to Environmental Stresses. Academic Press, New York, 697p.
- Malhotra, S.S. and S.K. Sarkar (1979) : Effects of sulfur dioxide on sugar and free amino acid content of pine seedlings. *Physiol.Plant.*, 47, 223-228.
- Meidner, H. and T.A. Mansfield (1968) : Physiology of Stomata. McGraw-Hill, London, 180p.
- Menser, H.A., G.H. Hodges and C.G. McKee (1973) : Effects of air pollution on Maryland (Type 32) tobacco. *J. Environ. Qual.*, 2, 253-258.
- Mittelheuser, C.J. and R.F.M. van Steveninck (1969) : Stomatal closure and inhibition of transpiration by (RS)-abscisic acid. *Nature*, 221, 281-282.
- 大政謙次 (1979) : 植物群落の汚染ガス収着機能—現象の解析とそのモデル化—. 国立公害研究所研究報告, 第10号, 367-385.
- Pemadasa, M.A. (1982) : Differential abaxial and adaxial stomatal responses to indole-3-acetic acid in *Commelina communis* L. *New Phytol.*, 90, 209-219.
- Pierce, M. and K. Raschke (1980) : Correlation between loss of turgor and accumulation of abscisic acid in detached leaves. *Planta*, 148, 174-182.
- Pierce, M. and K. Raschke (1981) : Synthesis and metabolism of abscisic acid in detached leaves of *Phaseolus vulgaris* L. after loss and recovery of turgor.

- Planta, 153, 156-165.
- Raschke, K. (1975) : Simultaneous requirement of carbon dioxide and abscisic acid for stomatal closing in Xanthium strumarium L. Planta, 125, 243-259.
- Sij, J.W. and C.A. Swanson (1974) : Short-term kinetic studies on the inhibition of photosynthesis by sulfur dioxide. J. Environ. Qual., 3, 103-107.
- Snaith, P.J. and T.A. Mansfield (1982) : Control of the CO₂ responses of stomata by indol-3-ylacetic acid and abscisic acid. J.Exp.Bot., 33, 360-365.
- Takeuchi, Y., M. Saito, N. Kondo and K. Sugahara(1985) :Inhibition of zeatin-induced growth of cucumber cotyledons by sulfite ions. Plant Cell Physiol., 26, 123-130.
- Ting, I.P. and W.M. Dugger (1971) : Ozone resistance in tobacco plants : a possible relationship to water balance. Atmos. Environ., 5, 147-150.
- Turner, N.C., S. Rich and H. Tomlinson(1972): Stomatal conductance, fleck injury, and growth of tobacco cultivars ranging in ozone tolerance. Phytopathology, 62, 63-67.
- Walton, D.C. (1980) : Biochemistry and physiology of abscisic acid. Ann. Rev. Plant Physiol., 31, 453-489.
- Wright, S.T.C. and R.W.P. Hiron (1969) : (+)-Abscisic acid, the growth inhibitor in detached wheat leaves following a period of wilting. Nature, 224, 719-720.
- Yoneyama, T., T. Yasuda, J. Yazaki and T. Totsuka (1980) : Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils VII. NO₂ absorption by plants: re-evaluation of the air-soil-root route. Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn., No.11, 59-67.

2 大気汚染ガスによる緑葉の膜脂質変動と植物の大気汚染ガス抵抗性

2.1 はじめに

植物細胞や細胞内のオルガネラは、生体膜によって形作られている。これらの膜は、一種の障壁として細胞や各オルガネラ内外の物質の出入りを制限したり、場合によりある種の物質を選択的に透過させることにより内部の生理的環境を一定に保つ役割を担っている。O₃やSO₂等の大気汚染ガスは植物細胞の膜系に作用し、膜の機能を変化させたり、著しい場合には膜構造を乱すことが知られている(Heath, 1980; 榊, 1984)。汚染ガスによって膜の機能が失われれば、細胞や各オルガネラは内部環境を至適条件に保ち続けることができなくなり、細胞内の様々な生理活性が副次的な傷害を受けると考えられる。このことは、大気汚染ガスによる膜傷害が植物細胞の初期傷害として極めて重要であることを示している。

生体膜を構成する物質は、主として脂質とタンパク質であり、それぞれが大気汚染ガスの影響を受ける。このうち、特に膜脂質に対する作用として、脂質を構成する不飽和脂肪酸の破壊が示唆されてきた。大気汚染ガスのうち、O₃、NO₂、PAN(Peroxyacetyl nitrate)は、いずれも脂肪酸の不飽和結合と化学的に反応性をもつことが知られている(Menzel, 1976; Mudd, 1976)。更に、私たちはO₃やSO₂暴露によって植物体内で活性酸素が多量に生成され、膜脂質の不飽和脂肪酸が活性酸素によって酸化分解されることを示した(Shimazakiら, 1980; Sakakiら, 1983)。植物細胞の原形質膜や細胞内オルガネラの膜脂質を構成する脂肪酸には、多価不飽和脂肪酸が多量に含まれており、膜の疎水性成分として膜構造の維持や膜の流動性に重要な役割を果たしている。したがって、その破壊はたとえわずかであっても細胞内の生理作用に著しい損傷を与える。更に、O₃やSO₂などの大気汚染ガスが植物の膜脂質合成系を阻害したり(Muddら, 1971a, b)、正常葉とは異なる膜脂質の代謝を引き起こしたりすること(Sakakiら, 1985; 榊・近藤, 1985b)も明らかになってきた。大気汚染ガス暴露によって植物細胞の膜系の脂質そのものが減少したり組成が変化したりすれば、膜の構造のみならず、その膜系が担う様々な生理活性が影響を受けるのは当然であろう。このように、大気汚染ガスは、膜脂質に幾つかの機作で損傷を与え、植物細胞の膜の機能や構造に影響を及ぼしているものと思われる。大気汚染ガスに対する植物の抵抗性の機構を明らかにするためには、汚染ガスの膜脂質に対する作用、及び膜脂質傷害に対する抵抗性の機構を調べる必要があると考えられる。

ここでは、大気汚染ガスとしてO₃を中心に取り上げ、O₃が膜脂質や膜脂質の脂肪酸に与える

執筆担当者：榊 剛(生物環境部)

作用, 及び O_3 による膜脂質の変化と植物の O_3 抵抗性との関係について私たちの行ってきた研究を紹介する。またその他の大気汚染ガスが膜脂質に及ぼす作用についても一部触れることとする。

2. 2 膜脂質の脂肪酸に及ぼす O_3 の影響

植物の膜脂質に対する大気汚染ガスの影響の中では、 O_3 が比較的詳しく調べられている。その多くは上に述べた不飽和脂肪酸の分解に関するものであるが、 O_3 による初期傷害として重要であるかどうかに関しては一致した結論が得られていない (Swansonら, 1973; Frederick & Heath, 1975; Koiwaiら, 1977; Pauls & Thompson, 1980; Sakakiら, 1983, 1985)。そこで、膜脂質の脂肪酸に及ぼす O_3 の影響をホウレンソウを材料にして調べた(表 2.1, 2.2; 榊・近藤, 1985a; Sakakiら, 1985)。表 2.1に示すように、クロロフィル含量は8時間以降減少しはじめ葉面に顕著な可視害が生じた。葉内の全脂肪酸含量(表 2.1), 及びその組成比(表 2.2)の変化も

表2. 1 ホウレンソウ葉の全脂肪酸, マロンジアルデヒド及びクロロフィル含量に及ぼす O_3 暴露の影響

	O_3 暴露 (時間)		
	0	8	15
全脂肪酸(nmol cm ⁻²) ^{a)}	475	481	357
マロンジアルデヒド (nmol cm ⁻²) ^{b)}	0.45±0.04	0.60±0.06	2.36±0.20
クロロフィル(μg cm ⁻²) ^{b)}	46.6±3.2	46.3±2.4	35.5±1.0

ホウレンソウは0.5 ppmの濃度の O_3 に暴露された。

^{a)}2個のサンプルの平均値。

^{b)}3個のサンプルの平均値±標準偏差。

表2. 2 O_3 暴露によるホウレンソウ葉の全脂質中の脂肪酸組成比の変化

実験	O_3 暴露 (時間)	脂肪酸組成 (モル %)						
		16:0	16:1	16:3	18:0	18:1	18:2	18:3
1.	0	13.8	4.6	11.2	0.6	6.8	9.0	54.1
	15	16.7	4.1	8.7	0.6	7.0	11.5	51.5
2.	0	15.0	3.4	10.4	0.7	5.9	8.7	56.0
	4	14.2	3.4	10.2	0.7	6.4	8.9	56.2
	8	14.7	3.5	10.3	0.7	6.5	9.1	55.2

ホウレンソウは0.5 ppmの濃度の O_3 に暴露された。

各値は2個のサンプルの平均値である。

16:0, パルミチン酸; 16:1, 3-*trans*-ヘキサデセン酸; 16:3, ヘキサデカトリエン酸; 18:0, ステアリン酸; 18:1, オレイン酸; 18:2, リノール酸; 18:3, α -リノレン酸。

表2.3 O₃暴露植物葉の総脂肪酸とマロンジアルデヒドの含量、及び総脂質画
分中の脂肪酸組成比の変化

植物種	O ₃ 暴露 (時間)	マロンジ アルデヒド (nmol cm ⁻²)	全脂肪酸	脂肪酸組成 (モル %)						
				16:0	16:1	16:3	18:0	18:1	18:2	18:3
レタス	0	0.52	421	13.3	3.0	—	1.1	2.8	15.0	64.8
	6	0.45	371	13.2	2.4	—	1.2	3.2	14.1	65.9
タバコ	0	0.43	420	15.1	3.0	7.7	1.8	2.5	12.5	57.5
	6	0.65	420	14.7	2.7	7.5	1.6	2.3	12.5	58.7
ソラマメ	0	0.64	632	11.4	2.2	—	1.5	5.1	11.4	68.4
	6	0.61	599	11.8	2.1	—	1.8	4.8	13.1	68.5
トウモロ コシ	0	—	372	12.7	2.9	—	1.3	1.0	10.3	71.9
	6	—	390	13.5	2.3	—	2.2	1.3	10.3	70.4
インゲン	0	0.78	377	15.1	2.8	—	2.4	1.7	7.9	70.2
	6	0.75	408	15.8	3.0	—	2.4	1.6	6.9	70.3

各植物は0.5 ppmのO₃に暴露された。
脂肪酸の略語の説明は、表2.2に示されてある。

この時間帯に開始しており、特にヘキサデカトリエン酸(16:3)や α -リノレン酸(18:3)などの多価不飽和脂肪酸が大きく減少した。この8時間目以降の不飽和脂肪酸及びクロロフィルの分解は、O₃暴露によって植物体内で生成量が増加した活性酸素に依存していた(Sakakiら, 1983)。しかしながら、それ以前には脂肪酸の含量(表 2.1)、組成比(表 2.2)とも変化がなく、不飽和脂肪酸の分解の指標となるマロンジアルデヒド(MDA)もほとんど増加しなかった(表 2.1)。表 2.3には、O₃抵抗性の異なる5種類の植物をO₃に6時間暴露した時の、脂肪酸含量とその組成比、及びMDA含量の変化が示されている。O₃暴露により顕著な可視害が見られるインゲンやトウモロコシなどのO₃に弱い植物(表 2.4 参照)でも、O₃にさらされている6時間の間には脂肪酸含量の変化や不飽和脂肪酸の破壊は起こらなかった。以上の結果は、O₃による膜脂質の不飽和脂肪酸の破壊が、O₃の初期傷害というよりもむしろ、可視害発現と平行して起こる二次的な傷害であることを示している。

2.3 O₃の膜脂質に及ぼす影響

O₃が緑葉の膜脂質組成にどのような影響を及ぼすかを調べた報告は少ない(Fong & Heath, 1981; Sakakiら, 1985)。Muddら(1971a,b)や Peters & Mudd(1982)は、単離した葉緑体やミトコンドリア、小胞体にO₃をバブリングし、脂質合成活性が阻害されることを報告したが、これらの単離した系での現象が生葉でそのまま発現しているのかどうかは分からない。そこで、ハウレンソウの生葉をO₃に暴露し膜脂質組成の変化を調べた(図 2.1)。脂質組成はO₃暴露開始後直ちに变化しはじめ、糖脂質のモノガラクトシル ジアシルグリセロール(MGDG)、ジガラクトシル ジアシルグリセロール(DGDG)が顕著に減少した。一方、2.5節で示すように、これら

の糖脂質の減少に平行して中性脂質の増加が見られ、糖脂質が中性脂質へ代謝的に変化していることが明らかになった。

糖脂質は葉緑体の膜にのみ存在してその構造や機能を維持しており、この脂質が減少すれば、葉緑体の生理活性が阻害されると同時に葉緑体膜の構造も著しい損傷を受けると考えられる。

O_3 暴露によって緑葉の光合成活性が低下することが知られている (Schreiberら, 1978; Furukawaら, 1983) が、上に述べた葉緑体の脂質減少がその一因になっているものと思われる。ガラクトリパーゼによって葉緑体チラコイド膜のMGDG, DGDGを分解除去すると、葉緑体の光合成電子伝達活性が阻害されることが報告されている (Rawlyer & Siegenthaler, 1980)。また、 O_3 暴露初期に葉緑体チラコイド膜の顕著な膨潤、変形が電子顕微鏡を用いて観察されること (Athanasios, 1980; Miyakeら, 1984) や、チラコイド膜構造の崩壊に伴って活性の高まることが知られているポリフェノール オキシダーゼ活性が、 O_3 暴露初期に増加すること (Sakakiら,

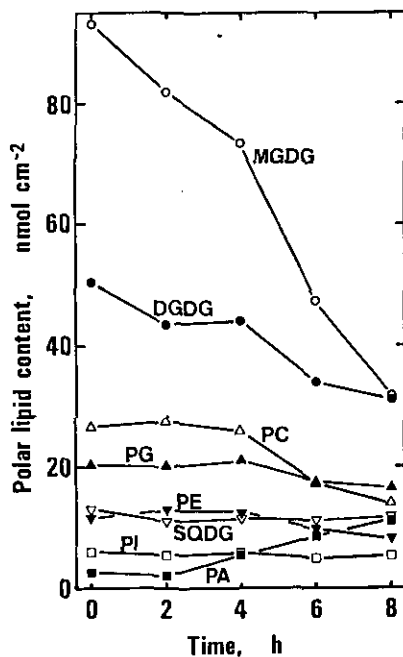


図2. 1 O_3 暴露によるホウレンソウ葉の極性脂質含量の経時変化

ホウレンソウは0.5 ppmの濃度の O_3 に暴露された。

MGDG: モノガラクトシルシアルコリテール, DGDG: シガラクトシルシアルコリテール,

PC: フォスファチルコリン, PG: フォスファチルグリセロール, SQDG: スルホクワテリル

シアルコリテール, PE: フォスファチルイタノールアミン, PI: フォスファチルイノシトール,

PA: フォスファチン酸。

1983)が報告されている。これらの現象も本実験で示された糖脂質の減少の結果であると思われる。おそらく、上に述べた O_3 暴露後期に始まるクロロフィルの分解もMGDG, DGDGの減少によって葉緑体の膜構造が崩壊し、クロロフィル分子が不定化したためと考えられる。

リン脂質では、フォスファチジル コリン(PC)が4時間目以降減少し始め(図 2.1), フォスフォリパーゼ Dによるリン脂質の分解産物と考えられるフォスファチジン酸(PA)が徐々に増加した(図 2.1)。低温傷害を受けたポプラの枝でフォスフォリパーゼ Dが活性化され、PCがPAに分解されることが報告されており(Yoshida & Sakai, 1974), O_3 暴露による傷害の場合も類似した機構が働いているのかもしれない。一方、フォスファチジル エタノールアミン(PE), フォスファチジル イノシトール(PI)などは、 O_3 暴露によってほとんど変化しなかった。PC, PE, PIなどのリン脂質は、原形質膜、小胞体、ミトコンドリアなどの主要な脂質である。特に原形質膜は気孔から葉内に侵入した O_3 が最初に到達する部位であり、 O_3 の影響は最も初期に現われると考えられるが、今のところ、植物細胞から原形質膜を純度高く単離することは困難なため、原形質膜の脂質成分に及ぼす大気汚染ガスの影響は調べられていない。

以上の結果から、 O_3 による植物傷害には膜脂質、特に葉緑体膜の糖脂質の減少が重要な要因として関与していることが示唆された。

2. 4 植物の O_3 抵抗性と膜脂質の変動

O_3 による糖脂質の減少が植物傷害の一因になっていることを示唆したが、このことは、 O_3 によって引き起こされる糖脂質減少の代謝活性の強弱が、植物の O_3 抵抗性を支配している可能性を示している。そこで、 O_3 に対する抵抗性の異なる植物種を用いて、糖脂質の変動と植物傷害との関係を調べてみた。表 2.4に、 O_3 に対して抵抗性の異なる7種の植物を O_3 に暴露した時のMGDG, DGDG含量の変化と、その後の可視害発現の程度をクロロフィルの分解を指標として示した。 O_3 によってMGDG, DGDGの減少しにくいレタス、タバコ、ソラマメは、 O_3 暴露後20時間経た後もクロロフィルはわずかししか分解しなかったが、MGDG, DGDGが6時間までに大きく減少したハウレンソウ、インゲン、ダイコンでは、その後クロロフィルが激しく分解し可視傷害が強く現れた。この結果は、 O_3 によって糖脂質の代謝変化を起こしにくい植物ほど、 O_3 に対して抵抗性が高いことを示している。次節に述べるように、 O_3 によって糖脂質は中性脂質に構造変化するが、これがどのような代謝経路を経ているのか、また、 O_3 がどのような酵素系に働きかけた結果、このような代謝変動が引き起こされるのかを詳細に検討することにより、植物の O_3 抵抗性を支配する一つの要因を明らかにできるものと考えている。

一方、 O_3 によって膜脂質のもう一つの主成分であるステロールとその誘導体の含量が変動することが報告されている(Tomlinson & Rich, 1971; Grunwald & Endress, 1985)。Spottsら

表2. 4 O₃に対する感受性の異なる数種の植物のMGDG, DGDG及びクロロフィル含量に及ぼすO₃暴露の影響

植物種	O ₃ 暴露 (時間)	脂質含量 (nmol cm ⁻²)		クロロフィル含量 (μg cm ⁻²)
		MGDG	DGDG	
レタス	0	60.3	44.9	29.2
	6	53.7	38.2	27.8 (25.7)
タバコ	0	79.5	52.5	40.7
	6	60.3	31.8	38.9 (36.8)
ソラマメ	0	93.9	78.8	50.2
	6	67.8	59.2	48.7 (46.5)
トウモロコシ	0	63.4	41.5	—
	6	43.4	37.5	—
ダイコン	0	76.0	40.1	41.7
	6	47.1	28.4	41.7 (28.3)
インゲン	0	62.6	33.8	30.4
	6	25.5	21.2	31.4 (16.3)
ハウレンソウ	0	81.0	51.3	44.2
	6	31.6	30.2	46.3 (17.7)

各植物は0.5 ppmの濃度のO₃に暴露された。
括弧内の値は、植物をO₃に6時間暴露した後、更に20時間 グロー
スキャビネット内で照射した後のクロロフィル含量(μg cm⁻²)で
ある。

(1975) はステロールの一種であるコレステロールが植物のO₃抵抗性と関係があることを示唆したが、コレステロールがどのような機構でO₃抵抗性にかかわっているのかは、今のところ全く分かっていない。

2. 5 O₃による葉緑体糖脂質の代謝変化

現在までに、葉緑体の糖脂質合成経路はほぼ明らかになっているが(Roughan & Slack, 1982)、分解系についてはほとんど知られていない。図 2.2は、O₃暴露による糖脂質の減少と中性脂質の増加を、脂質を構成する脂肪酸の量の変化により示したものである。糖脂質の減少と中性脂質の増加はよく対応しており、O₃暴露によって糖脂質分子中の脂肪酸が中性脂質に移行しているのが分かる。更に中性脂質を分画して調べてみると(図 2.3)、トリアシルグリセロール(TG)が最も大きく増加していた。現在のところ、どのような代謝経路を経てMGDGやDGDGからTGが合成されているのかは明らかでない。インゲンなどの植物に、糖脂質を加水分解し遊離の脂肪酸を生成するガラクトリパーゼが多量に含まれていることが知られている(Sastry & Kates, 1964; Matsudaら, 1979)。O₃暴露によってガラクトリパーゼが活性化され、一度遊離脂肪酸に分解された後にTGまで再合成されている可能性もあるが、ハウレンソウにはこの酵素はわずかしが含まれておらず(Sastry & Kates, 1964)、また、遊離脂肪酸含量はO₃暴露期間中ほとんど変化していない(図 2.3)。遊離脂肪酸は、葉緑体の光合成電子伝達活性を強く阻害する毒物である

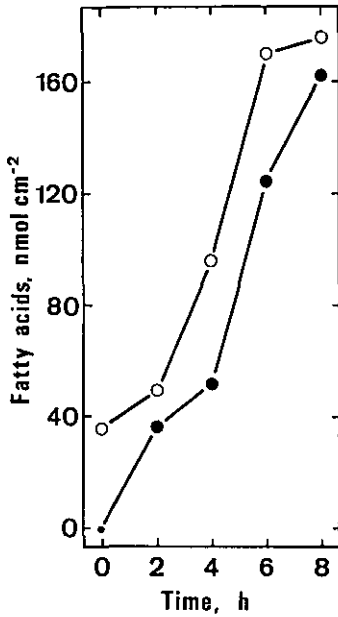


図2. 2 O₃暴露ホウレンソウ葉の糖脂質分子中及び中性脂質画分に含まれる脂肪酸含量の変化
ホウレンソウは0.5 ppmのO₃に暴露された。

○:中性脂質総画分中の脂肪酸含量,
●:O₃によって減少した糖脂質(MGDGとDGDG)分子中の脂肪酸量。

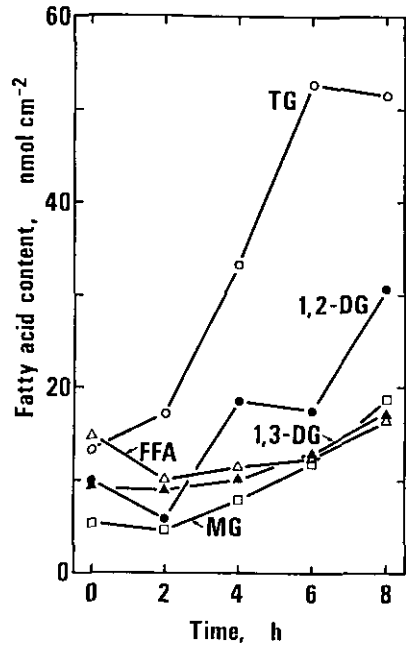


図2. 3 O₃暴露によるホウレンソウ葉の中性脂質含量の経時変化
ホウレンソウは0.5ppmのO₃に暴露された。

TG:トリアシルグリセロール, 1,2-DG:1,2-ジアシルグリセロール, 1,3-DG:1,3-ジアシルグリセロール, FFA:遊離脂肪酸, MG:モノアシルグリセロール。

ことが知られており(McCarty & Jagendorf, 1965), この遊離脂肪酸を取り除くため, TGまで速やかに合成するような解毒機構が植物に存在しているのかもしれない。あるいは, 糖脂質分子から糖がはずれて 1,2-ジアシルグリセロール(1,2-DG)が生成されたのちにTGまで合成されている可能性もある(Sakakiら, 1985)。O₃暴露によって, 1,2-DGもかなり増加しており(図2.3), この経路を支持しているように見える。O₃暴露による糖脂質の減少にどちらの系が働いているのかは明らかでないが, いずれにしてもその酵素系は葉緑体内に存在しているものと思われる。

TGはその分子中に極性部を持たないために生体膜を構成することができない。O₃暴露によって葉緑体のチラコイド膜の崩壊と共に葉緑体内に好オスミウム性顆粒が増加することが報告さ

れているが(Athanassiou, 1980), おそらくTGをはじめとする中性脂質がその主成分となっていると考えられる。TGは植物の種子の中に多量に含まれている貯蔵脂質であり、発芽時にエネルギー源として働くが、緑葉中にはわずかしき含まれておらず、その生理機能は不明である。O₃傷害が軽微な場合には、O₃によって変化した膜の機能が回復することが知られており(Sutton & Ting, 1977), この時の膜脂質を修復するためのエネルギー源、あるいは膜脂質の脂肪酸部分の供給源として利用されているのかもしれない。

2.6 SO₂, PANによる膜脂質の変動

SO₂に植物を暴露した場合にも、葉緑体膜や原形質膜の機能が傷害を受けることが知られている(Heath, 1980)。榊・近藤(1985b)は、SO₂によって糖脂質のMGDG, DGDGやリン脂質のPCが減少することを明らかにしたが、O₃の場合と異なりかなり早い時期からMDAの蓄積が起こっている。これは、SO₂暴露初期に葉内で活性酸素が多量に生成され、不飽和脂肪酸が酸化分解されているためである(Shimazakiら, 1980)。したがって、SO₂の場合には、脂肪酸に対する直接の影響が膜傷害においてより重要な役割を果たしているものと思われる。活性酸素から不飽和脂肪酸を保護する物質として、 α -トコフェロールが膜画分に存在することが知られている。しかし、 α -トコフェロールの植物細胞内における含量や分布の詳細についてはほとんど調べられておらず、大気汚染ガスの影響についても報告されていない。

またSO₂暴露によってもTGが合成されるが、その他に未同定の中性脂質も増加する(榊・近藤, 1985b)。しかし、その生理作用に関しては今後の検討を待たねばならない。

一方、植物の脂質に及ぼすPANの影響についてはほとんど知られていない。野内(1985)はインゲン豆をPANに暴露し、糖脂質、リン脂質及び不飽和脂肪酸の減少を報告している。PANによる脂質の減少もおそらく代謝的な変化によっているものと思われる。

2.7 おわりに

緑葉細胞の主要な役割は、光合成により有機物を合成することであり、この機能を担う葉緑体が細胞内に多数存在する。緑葉の中で最も多い膜脂質が葉緑体に局在する糖脂質であることもこのことを示している。ここでは、大気汚染ガスが植物の膜脂質に及ぼす影響を我々の研究を中心に概説したが、特にO₃による植物傷害の程度を決める要因として、葉緑体膜の糖脂質代謝が重要であることを示した。すなわち、O₃に抵抗性の植物を選抜したり育種等により抵抗性の高い植物を作出する場合には、このような代謝活性の低い植物を選べばよい。しかしながら、高等植物の脂質代謝経路は未だ完全には解明されてはおらず、ここに示したO₃による糖脂質から中性脂質への代謝変化も、今までに知られていない新しい経路である。植物のO₃抵抗性の機構とし

て、 O_3 に強い植物はなぜこの代謝変化が引き起こされにくいのかを明らかにするためにも、この代謝系の詳細を解明する必要があると考えられる。

引用文献

- Athanassious, R.(1980): Ozone effects on radish (Raphanus Sativus L. cv. Cherry Belle) : Gradient of ultrastructural changes. *Z. Pflanzenphysiol.*, **97**, 227-232.
- Fong, F. and R.L. Heath (1981) : Lipid content in the primary leaf of bean (Phaseolus vulgaris) after ozone fumigation. *Z. Pflanzenphysiol.*, **104**, 109-115.
- Frederick, P.E. and R.L. Heath (1975) : Ozone-induced fatty acid and viability changes in Chlorella. *Plant Physiol.*, **55**, 15-19.
- Furukawa, A., M. Katase, T. Ushijima and T. Totsuka (1983) : Inhibition of photosynthesis of poplar species by ozone. *J. Jpn. For. Soc.*, **65**, 321-326.
- Grunwald, C. and A.G. Endress (1985) : Foliar sterols in soybeans exposed to chronic levels of ozone. *Plant Physiol.*, **77**, 245-247.
- Heath, R.L. (1980) : Initial events in injury to plants by air pollutants. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **31**, 395-431.
- Koiwai, A., M. Fukuda and T. Kasaki (1977): Effect of piperonyl butoxide and diphenylamine on lipid peroxidation in ozonated chloroplasts. *Plant Cell Physiol.*, **18**, 127-139.
- Matsuda, H., G. Tanaka, K. Morita and O. Hirayama (1979) : Purification of a lipolytic acyl-hydrolase from Phaseolus vulgaris leaves by affinity chromatography on palmitoylated gauze and its properties. *Agr. Biol. Chem.*, **43**, 563-570.
- McCarty, R.E. and A.T. Jagendorf (1965) : Chloroplast damage due to enzymatic hydrolysis of endogenous lipids. *Plant Physiol.*, **40**, 725-735.
- Menzel, D.B. (1978) : The role of free radicals in the toxicity of air pollutants (Nitrogen oxides and ozone). *In: Free Radicals in Biology. Volume II.*, Pryor, W.A. (ed.), Academic Press, London, 181-202.
- Miyake, H., A. Furukawa, T. Totsuka and E. Maeda (1984): Differential effects of ozone and sulphur dioxide on the fine structure of spinach leaf cells. *New Phytol.*, **96**, 215-228.
- Mudd, J.B.(1976) : The role of free radicals in toxicity of air pollutants (Peroxyacyl

- nitrates). In: Free Radicals in Biology. Volume 11., Pryor, W.A. (ed.), Academic Press, London, 203-211.
- Mudd, J.B., T.T. McManus and A. Ongun (1971a): Inhibition of lipid metabolism in chloroplasts by ozone. In : Proc. Second International Clean Air Congress., Englund, H.M. and W.T. Beery (eds.) Academic Press, New York, 256-260.
- Mudd, J.B., T.T. McManus, A. Ongun and T.E. McCulloch (1971b): Inhibition of glycolipid biosynthesis in chloroplasts by ozone and sulfhydryl reagents. *Plant Physiol.*, **48**, 335-339.
- 野内 勇 (1985): 植物葉の脂質・タンパク質に及ぼすPANの影響. 第26回大気汚染学会講演要旨集, 東京, 438.
- Pauls, K.P. and J.E. Thompson (1980): In vitro simulation of senescence-related membrane damage by ozone-induced lipid peroxidation. *Nature*, **283**, 504-506.
- Peters, R.E. and J.B. Mudd (1982): Inhibition by ozone of the acylation of glycerol 3-phosphate in mitochondria and microsomes from rat lung. *Arch. Biochem. Biophys.*, **218**, 459-471.
- Rawlyer, A. and P.A. Siegenthaler (1980): Role of lipids in functions of photosynthetic membranes revealed by treatment with lipolytic acyl hydrolase. *Eur. J. Biochem.*, **110**, 179-187.
- Roughan, P.G. and C.R. Slack (1982): Cellular organization of glycerolipid metabolism. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **33**, 97-132.
- 神 剛 (1984): 大気汚染ガスの膜に及ぼす影響. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 62-72.
- 神 剛・近藤矩朗 (1985a): オゾンガス暴露による高等植物葉の脂質変動. 国立公害研究所研究報告, 第82号, 179-186.
- 神 剛・近藤矩朗 (1985b): 二酸化硫黄及びオゾンガス接触による植物葉脂質組成の変動. 第26回大気汚染学会講演要旨集, 東京, 437.
- Sakaki, T., N. Kondo and K. Sugahara (1983): Breakdown of photosynthetic pigments and lipids in spinach leaves with ozone fumigation: Role of active oxygens. *Physiol. Plant.*, **59**, 28-34.
- Sakaki, T., J. Ohnishi, N. Kondo and M. Yamada (1985): Polar and neutral lipid changes in spinach leaves with ozone fumigation: Triacylglycerol synthesis from polar lipids. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 253-262.
- Sastry, P.S. and M. Kates (1964): Hydrolysis of monogalactosyl and digalactosyl

- diglycerides by specific enzymes in runner-bean leaves. *Biochemistry*, **3**, 1280-1287.
- Schreiber, U., W. Vidaver, V.C. Runeckles and P. Rasen(1978): Chlorophyll fluorescence assay for ozone injury in intact plants. *Plant Physiol.*, **61**, 80-84.
- Shimazaki, K., T. Sakaki, N. Kondo and K. Sugahara (1980): Active oxygen participation in chlorophyll destruction and lipid peroxidation in SO₂-fumigated leaves of spinach. *Plant Cell Physiol.*, **21**, 1193-1204.
- Spotts, R.A., F.L. Lukezic and N.L. Lacasse (1975): The effect of benzimidazole, cholesterol, and a steroid inhibitor on leaf sterols and ozone resistance of bean. *Phytopathol.*, **65**, 45-49.
- Sutton, R. and I.P. Ting (1977) : Evidence for the repair of ozone-induced membrane injury. *Am. J. Bot.*, **64**, 404-411.
- Swanson, E.S., W.W. Thomson and J.B. Mudd (1973) : The effect of ozone on leaf cell membranes. *Can. J. Bot.*, **51**, 1213-1219.
- Tomlinson, H. and S. Rich (1971) : Effect of ozone on sterols and sterol derivatives in bean leaves. *Phytopathol.*, **61**, 1404-1405.
- Yoshida, S. and S. Sakai (1974) : Phospholipid degradation in frozen plant cells associated with freezing injury. *Plant Physiol.*, **53**, 509-511.

3 大気汚染に対する感受性の植物種間差

3.1 はじめに

石油や石炭などの化石燃料の燃焼による大気汚染が社会問題となってほぼ半世紀が経つ。近年、我が国では環境規準値の設定、工場、自動車からの排ガス規制によって大気環境の悪化に歯止めが掛けられ、二酸化硫黄(SO_2)の年平均濃度が1967年をピークに低下してきているのを始めとして、二酸化窒素濃度(NO_2)も1974年以降ほぼ横ばいである(環境白書, 1983)。このため、大気汚染によってもたらされる植物の被害はほとんどなくなったとの誤った認識が一部でなされている。しかし、光化学オキシダントによると思われる可視障害が野外に生育している植物葉に発現している事実は(Furukawa, 1984), 光化学オキシダントの濃度が依然として高いことを物語っている。事実、大阪、埼玉などの都市近郊では光化学オキシダント濃度の1時間値が注意報発令濃度(0.12 ppm)を超える日が年間10日以上にもなる。また、窒素酸化物の濃度も一向に減少する傾向がない。また、東京湾上空には高濃度のオキシダントが発生しているとの報告もある(宇田川ら, 1983)。

一方、植物は大気汚染質を葉面に散在する気孔から吸収し、大気の浄化に貢献していると言われている(Hill, 1971)。そこで、本報告では、我々がこれまでに行ってきた研究成果を踏まえて、植物による大気汚染の吸収と、それによってもたらされる障害発現の関係について述べる。

3.2 大気汚染質の吸収と障害の発現

大気汚染が植物に与える影響には、葉面に生じる可視障害(Jacobson & Hill, 1970; 一都三県公害防止協議会, 1980)や可視障害が発現する前に起こる光合成、生長阻害(Heath, 1980)などの生理障害がある。大気汚染物質の吸収速度は、植物の種によって異なる。大気汚染質を良く吸収し大気浄化に貢献する植物は、概して大気汚染に対する感受性が高く、可視障害が発現しやすい(藤沼ら, 1984)。また、植物が大気汚染によって障害を受けると気孔が閉鎖し、大気浄化能力は低下する。この障害の受け方も植物の種によって異なる。このように、植物は大気汚染物質を吸収して大気を浄化すると言っても、大気汚染質の植物に及ぼす作用は複雑で、その作用の仕方汚染質の種類や植物の種類によって大きく変わる(Heath, 1980)。

執筆担当者：古川昭雄(生物環境部)

3. 2. 1 SO₂の吸収と障害発現

SO₂ に対する植物の抵抗性は、主として、葉内に入った大気汚染質の蓄積量によっている (Furukawaら, 1980)。図 3.1にSO₂によって引き起こされた可視害の発現割合とSO₂吸収量との関係を示した。図からも明らかなように、植物葉に発現した可視害の程度は、積算SO₂吸収量に大きく依存している。

一般に草本植物は、木本植物よりも大気汚染に対する感受性が高いと考えられている。しかし、図 3.1からも明らかなように、可視害の発現程度に関しては、一概に草本植物のほうが感受性が高いとは言い難い。そこで、木本植物としてポプラを、草本植物としてヒマワリを選び、この2

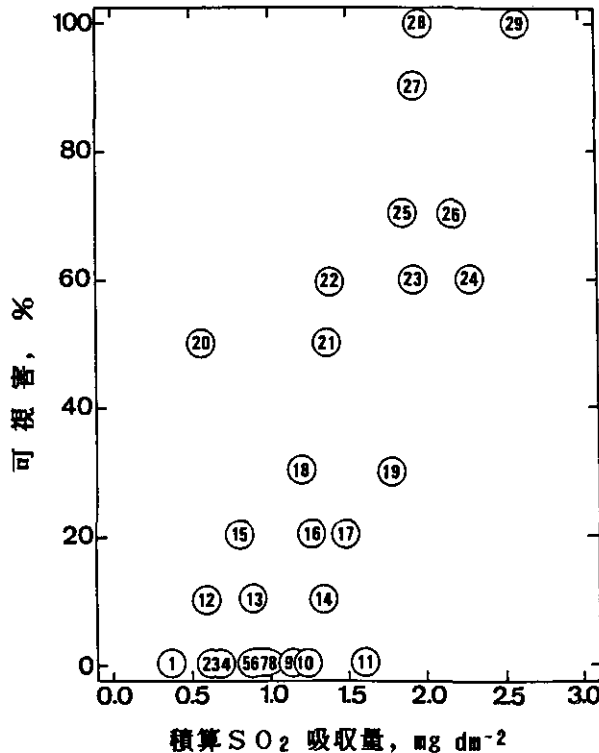


図3. 1 SO₂処理中の種々の植物による積算SO₂吸収量と可視害発現割合との関係

- 1:ソカマ; 2:トマト; 3:イチョウ; 4:トウモロコシ; 5:タマシ; 6:キュウリ; 7:アメリカマコホウ; 8:サクラ;
 9:シトウ; 10:イネ; 11:アズ; 12:コムギ; 13:ワタシメ; 14:ホップ; 15:インゲン; 16:ピーナツ;
 17:サトウサイ; 18:ホウレンソウ; 19:ハツタ; 20:レタ; 21:アジサイ; 22:アサギ; 23:アルファルファ;
 24:ソラマメ; 25:ヒマ; 26:ソバ; 27:ブラタス; 28:インヅ; 29:ヒマワリ。

種の植物の大気汚染感受性を光合成感受性の面から比較検討した。

SO_2 濃度と相対光合成速度との関係から両植物種を比較すると、明らかにヒマワリのほうが SO_2 感受性が高いことが分かる (図 3.2)。可視障害の植物種間差は積算 SO_2 吸収量によるので、ヒマワリとポプラの SO_2 に対する光合成感受性についても積算 SO_2 吸収量との関係において検討した (図 3.3)。

SO_2 による種々の植物の光合成障害は積算 SO_2 吸収量によって説明できないとの知見がある (Winnerら, 1982)。しかし、ポプラとヒマワリの2種の植物では、積算 SO_2 吸収量と光合成障害との間に同一の関係が見られた (図 3.3)。すなわち、この場合は SO_2 に対する光合成感受性の植物種間差は、可視害の場合と同様に、植物がどれだけ SO_2 を吸収したかによって決まるものと思われる。しかし、今回、我々が行った実験では植物種が2種類と少なく、図 3.3に示した結果だけでは SO_2 に対する光合成感受性の植物種間差を積算 SO_2 吸収量によってのみ説明できるとするには不十分である。

図 3.4に SO_2 の障害発現機構の模式図を示した。 SO_2 処理によって気孔開度が增大するとの報告があるが (Majernik & Mansfield, 1971)、気孔開度が增大するか減少するかは、植物種によって異なるばかりではなく (Furukawaら, 1979a)、一枚の葉でも部分によって異なる (Omasaら, 1985)。 SO_2 処理による気孔の開鎖程度は、葉内のアブサイシン酸 (ABA) 含量によって左右され (Kondo & Sugahara, 1978)、ABA 含量の高い植物ほど気孔が開鎖しやすい。気孔を通して葉内に入った SO_2 は、細胞表面を覆っている水に溶けて亜硫酸 (SO_3^{2-}) になる。 SO_3^{2-} は細胞内に入って CO_2 を固定する酵素、リブローズ-1,5-2リン酸カルボキシラーゼ ($\text{RuBP} + \text{CO}_2 \rightarrow 2\text{PGA}$) の活性を CO_2 に対して拮抗的に阻害すると言われていた (Ziegler, 1972)。しかし、Tanakaら (1982) によれば、この酵素の活性は SO_2 処理によって阻害されず、フルクトース-1,6-2リン酸からフルクトース-6-リン酸を合成する酵素、フルクトースジホスファターゼ ($\text{FBP} \rightarrow \text{F6P}$) のような SH 酵素が阻害を受け、その原因物質は、二次的に生成される H_2O_2 であるという。高 CO_2 濃度条件下では SO_2 による光合成障害が軽減されるが (Furukawaら, 1979b)、これは、 CO_2 と SO_2 の拮抗作用によるのではなく、高 CO_2 濃度下でアスコルビン酸のような解毒物質の量が増加するため光合成障害が軽減されたと考えた方が妥当と思われる (Tanakaら, 1985)。

SO_2 による光合成障害は CO_2 固定系のみを阻害するために起こるのではなく、電子伝達系をも阻害している。Shimazaki & Sugahara (1980) によれば、 SO_2 は光化学系 II の反応中心近傍を特異的に阻害すると言う。さらに、Tanaka & Sugahara (1980) は SO_2 処理によって光照射下で発生したスーパーオキシドラジカル (O_2^-) が可視障害を引き起こすが、この過程は SOD (スーパーオキシジスムターゼ) という酵素によって軽減されることを明らかにした。

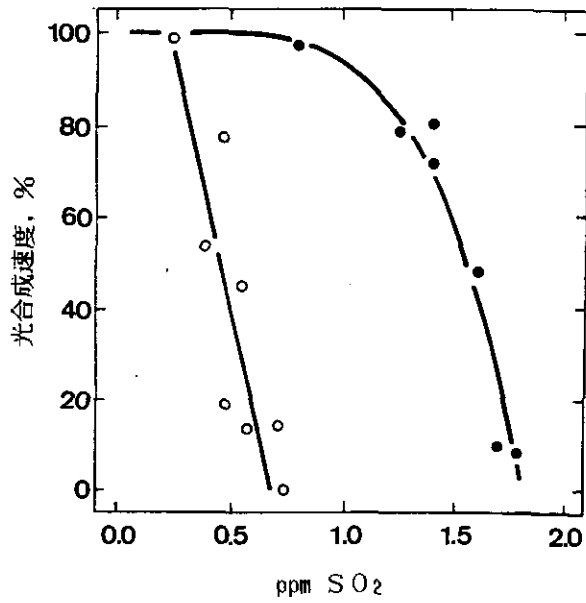


図3. 2 光合成速度に対するSO₂の影響

○：ヒマワリ；●：ポプラ

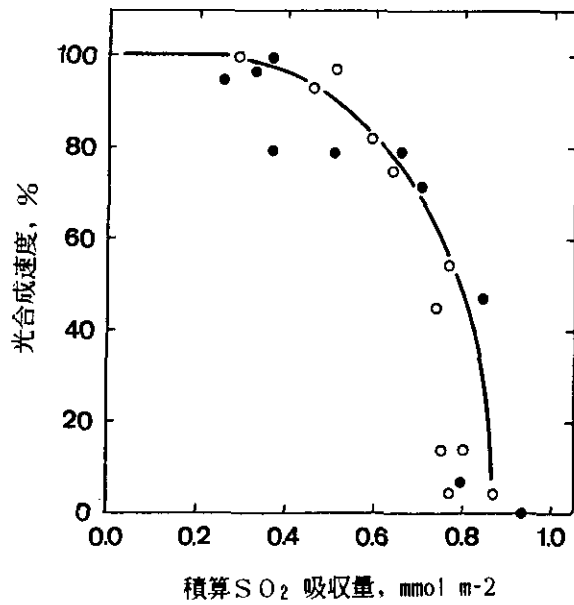


図3. 3 積算SO₂吸収量と相対光合成速度との関係

○：ヒマワリ；●：ポプラ

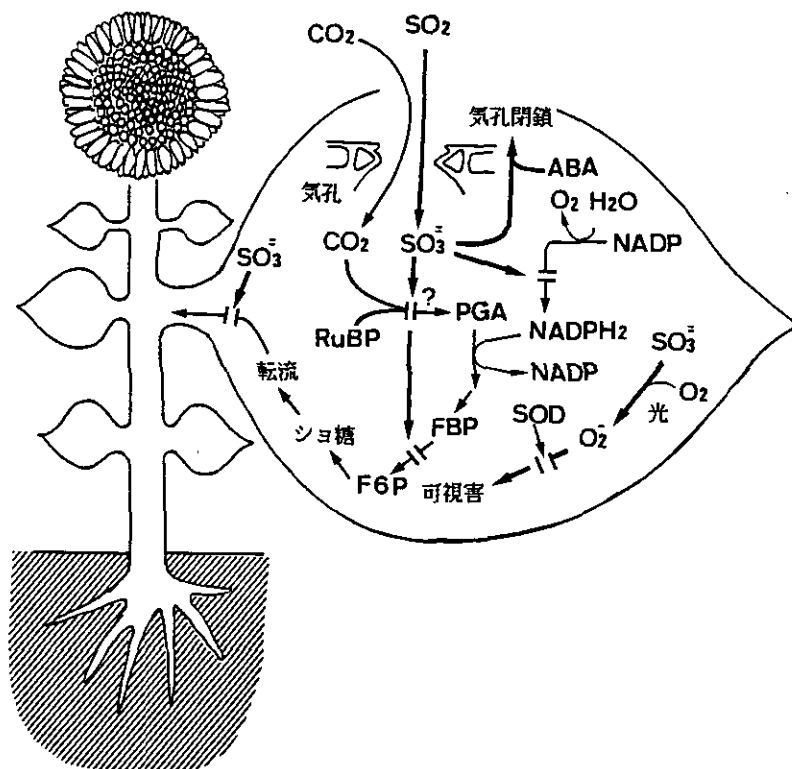


図3.4 SO₂による障害発現機構の模式図

ABA:アブシジン酸; PGA:3-ホスホグリセリン酸; RuBP:リブULOース-1,5-2リン酸;

FBP:フルクトース-1,6-2リン酸; F6P:フルクトース-6-リン酸; SOD:スーパーオキシドスムターゼ。

3.2.2 NO₂の吸収と障害発現

SO₂処理によって気孔開度に変化が生じることは既に述べたが、O₃処理によっても気孔が閉鎖する(後述)。しかしNO₂は気孔にはほとんど影響せず、光合成速度を低下させる(Srivastavaら, 1975; Hill & Bennett, 1970; 古川, 1984)。NO₂処理による光合成速度の低下は、かなりの高濃度によって初めて起こり(図 3.5), その毒性はSO₂(図 3.2参照)やO₃(図 3.9参照)よりもかなり低い。このNO₂の毒性が低いと言う結果は Bennett & Hill (1973)が種々の大気汚染質の毒性を比較した結果とも一致する。

NO₂処理によって引き起こされた光合成速度の減少と、処理期間中の積算NO₂吸収量との関係はヒマワリとポプラで同じであった(図 3.6)。NO₂は葉内で硝酸(NO₃⁻)と亜硝酸(NO₂⁻)になり、これらはアンモニア(NH₃⁺)に還元され、さらにアミノ酸を経てタンパク質へと合成される(米山, 1979)。NO₂⁻からアミノ酸への転換過程は極めて速く、通常は葉内にNO₂⁻の

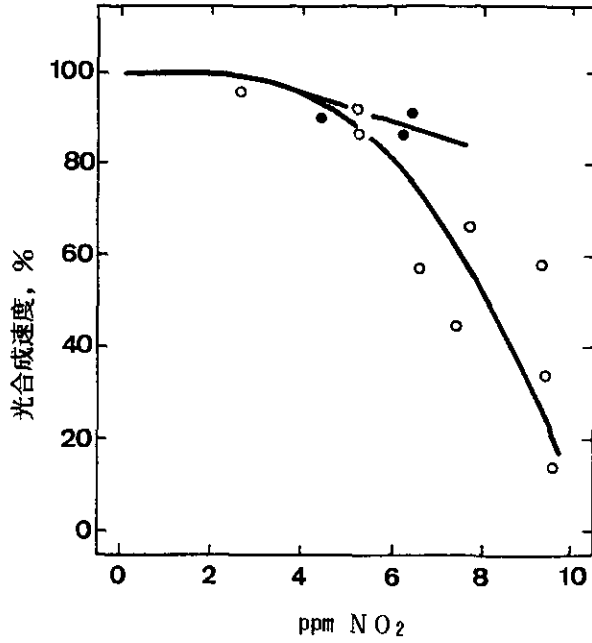


図3.5 光合成速度に対するNO₂の影響

○：ヒマワリ；●：ポプラ

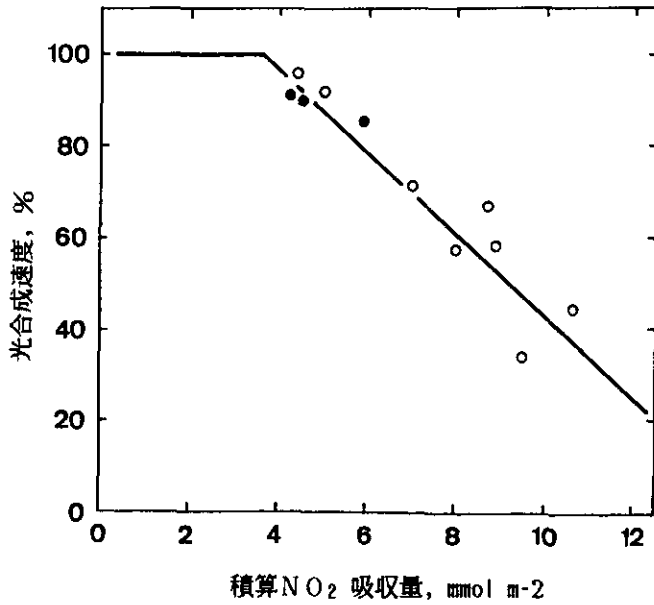


図3.6 積算NO₂吸収量と相対光合成速度との関係

○：ヒマワリ；●：ポプラ

蓄積は見られない。高濃度 NO_2 を処理することによって始めて NO_2^- が蓄積する。蓄積した NO_2^- は光合成系に悪影響を与えたり (Grant & Canvin, 1970; 古川, 1984), 酵素活性を阻害する (Bamberger & Avron, 1975)。図 3.7 に NO_2 の障害発現機構の模式図を示した。なお, NO_2 による光化学系の阻害は, SO_2 の場合とは異なり光化学系 II の還元側を阻害する (菅原ら, 1984)。

NO_2 による光合成阻害と葉内蓄積 NO_2^- 量との間には直線関係がある (古川, 1984)。しかし, NO_2^- の蓄積量と光合成阻害割合はヒマワリの若葉と老葉とでは同一の関係にはない。これは, NO_2^- の解毒能力に, 葉齢による個体差があるためと思われる。それゆえ, 図 3.8 に示した積算 NO_2 吸収量と相対光合成速度の関係が, ヒマワリとポプラで同一の直線で近似できたのは偶然の一致であろう。

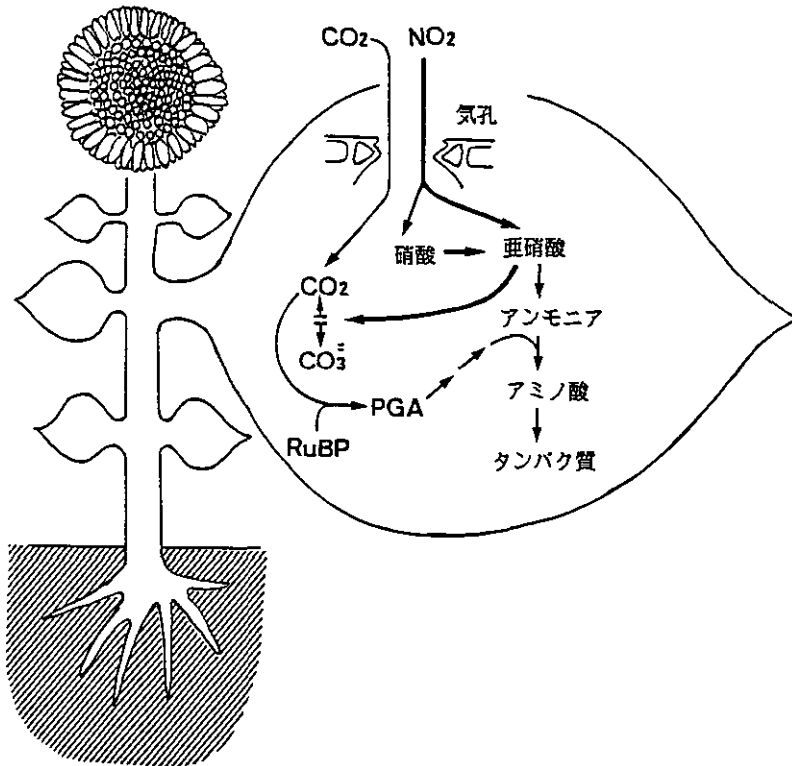


図3.7 NO_2 による障害発現機構の模式図

PGA:3-ホスホグリセリン酸; RuBP:リブuloース-1,5-2リン酸.

3. 2. 3 O₃の吸収と障害発現

オゾン(O₃)による可視障害発現割合は、同じボブラであっても種によって大きく異なり、葉の全面に可視障害が発現するものから、全く可視障害が発現しないものまである(図 3.8)。その可視障害発現割合は、気孔拡散抵抗とは無関係なことが判明している(Furukawaら, 1981)。すなわち、O₃処理によって引き起こされた可視障害の発現割合は、葉内に取り込まれたO₃の積算量とは関係しない別の植物生理的要因によって決まるものと思われる。

ボブラとヒマワリの相対光合成速度とO₃濃度との関係は、ほぼ同一の直線関係で示された(図 3.9)。そこで、O₃吸収速度をO₃処理時間中積算して、葉内に取り込まれたと思われる積算O₃吸収量と、その処理時間中に阻害された光合成速度の相対値との関係を図 3.10に示した。光合成阻害の割合と積算O₃吸収量との関係はヒマワリとボブラで異なり、同じ回帰直線で表わされる関係はなかった。同様の結果はヒマワリ、インゲン、トウモロコシの3種を用いた測定からも得られた(古川, 未発表)。もし、O₃によって阻害された光合成が、葉内に取り込まれたO₃量によって決定されているのならば、図 3.10に示した積算O₃吸収量と相対光合成速度の関係は、両植物種で同じ関係になるはずである。同一の植物種では一つの直線によって積算O₃吸収量と相対光合成速度の関係が近似され、葉令、生育条件などが違わなければ、O₃によって引き起こされる光合成速度の低下はどれだけO₃を葉内に取り込んだかによって決まるものと思われる。しかし、この直線関係が植物種が異なると変わってくることは、O₃による光合成阻害の種間差は、可視障害の場合と同様に、植物の種によって異なる形態的、生理的要因によっている事を示唆するものである。

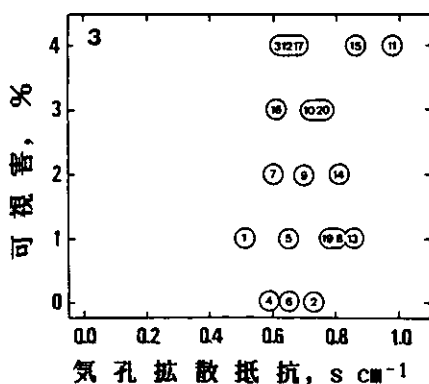


図3. 8 ボブラ20品種の気孔拡散抵抗とO₃によって発現する可視障害発現割合
 1:E-149; 2:F-3; 3:Fs-51; 4:I-45/51; 5:I-72/51; 6:I-214; 7:カマナチ;
 8:L-293; 9:Lo-0154; 10:Lw-43; 11:Nr-89; 12:OJP-NM-104; 13:OJP-NM-106;
 14:OP-29; 15:ピノス; 16:シエニ; 17:W-218; W-73; 19:W-77; 20:W-80.

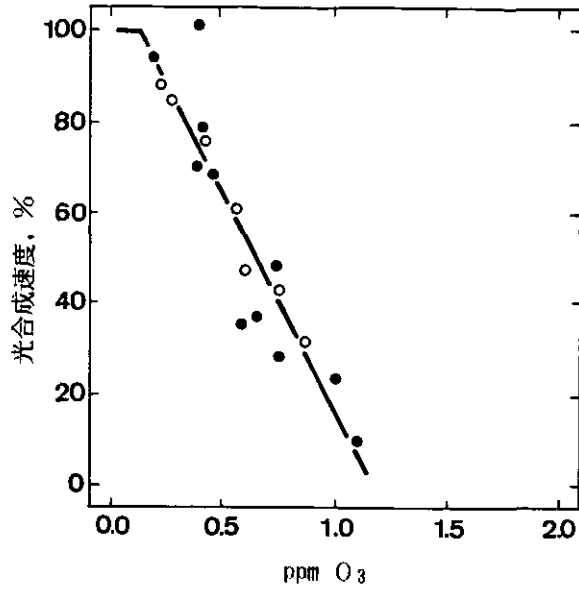


図3. 9 光合成速度に対するO₃の影響

○：ヒマワリ；●：ポプラ

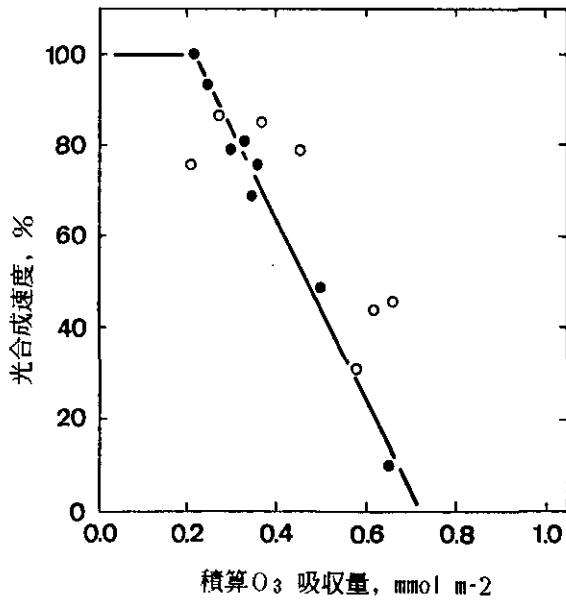


図3. 10 積算O₃吸収量と相対光合成速度との関係

○：ヒマワリ；●：ポプラ

O_3 の植物に与える影響は極めて複雑で(Heath, 1980), その作用機構はほとんど分かっていない。その理由の一つは、 O_3 が植物葉内に侵入した時に、 O_3 がどのような形態に変化するのかわからない点である。 O_3 を処理すると活性酸素防御系が阻害されて活性酸素が増加し、それが植物に害を与えるとする考えがある(Sakakiら, 1983)。活性酸素防御物質の量が多い植物ほど O_3 による光合成阻害が軽い(Tanakaら, 1985)ことから、この考えが裏付けられる。図 3.11に、上述の報告から予想される、 O_3 による障害発現機構の模式図を示す。

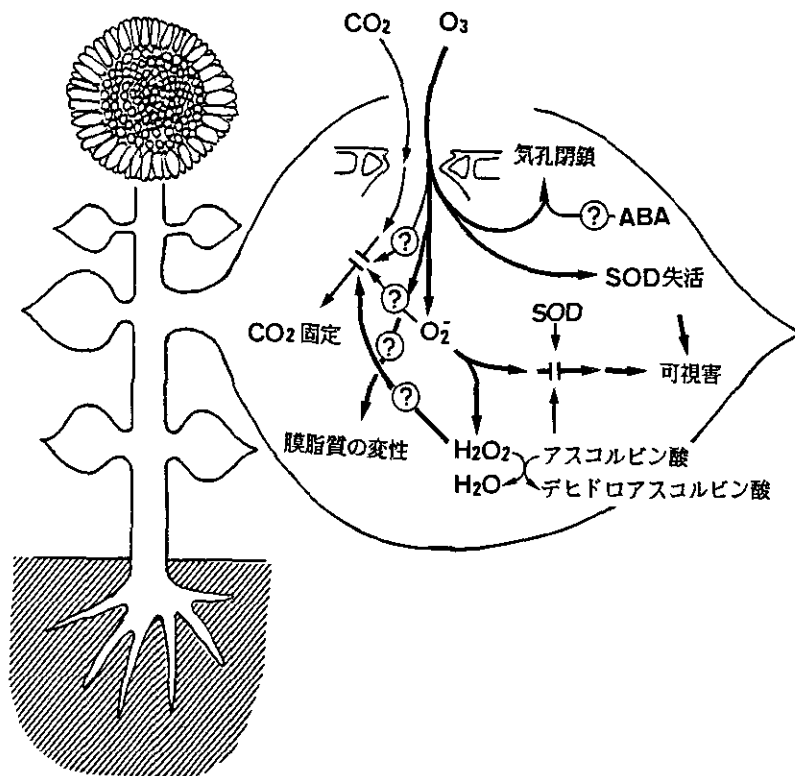


図 3. 1 1 O_3 による障害発現機構の模式図

ABA:アブサイシン酸; SOD:スーパーオキシド・ディスムターゼ。

引用文献

- Bamberger, E.S. and M. Avron (1975): Site of action of inhibitors of carbon dioxide assimilation by whole lettuce chloroplasts. *Plant Physiol.*, **50**, 481-485.
- Bennett, J.H. and A.C. Hill (1973): Inhibition of apparent photosynthesis by air pollutants. *J. Environ. Qual.*, **2**, 528-530.

- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1984) : 大気汚染環境指標植物の検索とその利用. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 219-228.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1979a) : Interspecific difference of SO₂ effect on transpiration. *Environ. Control Biol.*, **17**, 153-159.
- Furukawa, A., A. Koike, K. Hozumi and T. Totsuka (1979b) : The effect of SO₂ on photosynthesis in poplar leaves at various CO₂ concentrations. *J. Jpn. For. Soc.*, **61**, 351-356.
- Furukawa, A., O. Isoda, H. Iwaki and T. Totsuka (1980) : Interspecific difference in resistance to sulfur dioxide. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud.*, Jpn, No.11, 113-126.
- Furukawa, A., Y. Fujinuma and S. Satoh (1981) : Interspecific differences in responses of plants to air pollutants. *Proc. 17th IUFRO World Cong.*, **17**: 389-394.
- Furukawa, A. (1984) : Defining pollution problems in the far east - a case study of Japanese air pollution problems. *In: Gaseous Air Pollutants and Plant Metabolism*, (ed.) M. J. Koziol and F. R. Whatley, Butterworths, London, 59-74.
- 古川昭雄 (1984) : 種々の大気汚染質による高等植物の光合成阻害. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 131-139.
- Grant, B.R. and D. T. Canvin (1970) : The effect of nitrate and nitrite on oxygen evolution and carbon dioxide assimilation and reduction of nitrate and nitrite by intact chloroplasts. *Planta*, **95**, 227-246.
- Heath, R.L. (1980) : Initial events in injury to plants by air pollutants. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **31**, 395-431.
- Hill, A. C. (1971) : Vegetation: A sink for atmospheric pollutants. *J. Air Pollut. Cont. Assoc.*, **21**, 341-346.
- Hill, A.C. and J.H. Bennett (1970) : Inhibition of apparent photosynthesis by nitrogen oxides. *Atmos. Environ.*, **4**, 341-343.
- 一都三県公害防止協議会 (1980) : 植物からみた関東地方の光化学スモッグ被害の実態-光化学スモッグによる植物影響調査報告書-. 32p.
- Jacobson, J.S. and A.C. Hill (1970) : Recognition of Air Pollution Injury to Vegetation : A Pictorial Atlas. Air Pollution Control Association, A-H3.
- 環境庁 (1983) : 昭和58年度環境白書
- Kondo, N. and K. Sugahara (1978) : Changes in transpiration rate of SO₂-resistant and

- sensitive plants with SO₂ fumigation and the participation of abscisic acid. *Plant Cell Physiol.*, **19**, 365-373.
- Lee, E. H. and J. H. Bennett (1982) : Superoxide dismutase. A possible protective enzyme against ozone injury in snap beans (*Phaseolus vulgaris* L.).
- Majernik, O. and T.A. Mansfield (1971): Effects of SO₂ pollution on stomatal movements in *Vicia faba*. *Phytopath. Z.*, **71**, 123-128.
- Omasa, K., Y. Hashimoto, P.J. Kramer, B.R. Strain, I. Aiga and J. Kondo (1985): Direct observation of reversible and irreversible stomatal responses of attached sunflower leaves to SO₂. *Plant Physiol.*, **79**, 153-158.
- Sakaki, T., N. Kondo and K. Sugahara (1983): Breakdown of photosynthetic pigments and lipids in spinach leaves with ozone fumigation : Role of active oxygen. *Physiol. Plant.*, **59**, 28-34.
- Shimazaki, K. and K. Sugahara (1980) : Inhibition site of electron transport system in lettuce chloroplasts by fumigation of leaves with SO₂. *Plant Cell Physiol.*, **21**, 125-135.
- Srivastava, H.S., P.A. Jolliffe and V.C. Runeckles (1975) : Inhibition of gas exchange in bean leaves by NO₂. *Can. J. Bot.*, **53**, 466-474.
- 菅原 淳・田中 浄・島崎研一郎 (1984) : 大気汚染ガスによる光合成阻害. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 42-61.
- Tanaka, K., H. Mitsuhashi, N. Kondo and K. Sugahara (1982) : Further evidence for inactivation of fructose-1,6-bisphosphatase at the beginning of SO₂ fumigation. Increase in fructose-1,6-bisphosphate and decrease in fructose-6-phosphate in SO₂-fumigated spinach leaves. *Plant Cell Physiol.*, **23**, 1467-1470.
- Tanaka, K., Y. Suda, N. Kondo and K. Sugahara (1985) : O₃ tolerance and the ascorbate-dependent H₂O₂ decomposing system in chloroplasts. *Plant Cell Physiol.*, **26**, 1425-1431.
- Tanaka, K. and K. Sugahara (1980) : Role of superoxide dismutase in defense against SO₂ toxicity and an increase in superoxide dismutase activity with SO₂ fumigation. *Plant Cell Physiol.*, **21**, 601-611.
- 宇田川満・早福正孝・伊藤政志・石黒辰吉 (1983) : 東京湾上における大気汚染調査. 第1報オゾン高濃度汚染現象について. 東京都公害研究所年報1983, 47-53.
- 米山忠克 (1979) : 高等植物による大気二酸化窒素 (NO₂) の吸収と代謝. 国立公害研究所研究

報告, 第10号, 343-350.

Winner, W.E., G.W. Kochand and H.A. Mooney (1982) : Ecology of SO_2 resistance. IV. Predicting metabolic responses of fumigated shrubs and trees. *Oecologia*, 52, 16-21.

Ziegler, I. (1972) : The effects of SO_3 on the activity of ribulose-1,5-diphosphate carboxylase in isolated spinach chloroplasts. *Planta*, 103, 155-163.

4 大気汚染物質に対する植物の適応的生長反応

4.1 はじめに

大気汚染物質に起因する植物の障害は、急性障害と慢性障害に大別される。二酸化硫黄(SO_2)などによる局地的汚染が著しかった時代には、野外においてもネクロシスなどの急性の葉面可視障害が多く見られ、大気汚染の検出は比較的容易であった。しかし、汚染の広域化、低濃度化及び複合化が進み、大気汚染が質的に変化しつつある現在では、植物の急性障害の発現はまれになり、慢性障害が主体となっている。したがって、汚染の検出も以前に比べ次第に難しくなりつつある。このような社会的背景のもとで、大気汚染の植物影響に関する研究の重点も、高濃度、短期間暴露による急性の葉面可視障害や生理機能障害の研究から、低濃度、長期間暴露による生長や収量影響の研究へと変化してきた。

いくつかの例外も見られるが、ふつう大気汚染物質に暴露された植物は生長抑制を受ける。これは葉の光合成能力の低下や物質代謝の乱れが原因と考えられる。しかし、生長抑制の程度は、光合成の低下から予測されるよりも小さいことが多い。また生長抑制の程度を植物体を構成する器官別に比較すると明らかな差があり、地上部(葉)に比べ地下部(根)は著しい抑制を受ける。その結果、地上部/地下部重比は増大する。この現象は、最初は地下部を収穫対象とする根菜類の収量低下の面から注目を集めたが、多くの植物で同様な結果が見いだされるにつれ、植物の特異的な生長反応として個体生理学的な意義についても関心が持たれるようになった。大気汚染物質に対する植物のこの種の生長反応に関しては、既に、前回の報告書でもその一部を解説したが(岡野, 1984)、本稿ではそのメカニズムや個体生長にとっての意義などについて、その後新たに得られた結果を中心に解説をする。

4.2 乾物分配の変化と地下部の生長抑制

大気汚染環境下に置かれた植物は、たとえ葉面に可視障害が現れないような低濃度であっても、生長が抑制されることが多い。生長抑制の程度が植物体の部位により異なることを最初に報告したのは Tingeyら(1971)である。彼らは、ハツカダイコンの下胚軸(根)はオゾン(O_3)に対する感受性が高く、莖葉部に比べて顕著な生長影響が現れやすいことを見いだした。さらに彼らは、 O_3 が土壤中に侵入して直接根の生長を阻害するのではないこと、地上部をプラスチックバッグで覆った後に O_3 を暴露した場合は根の生長低下は起こらず、葉が直接 O_3 にさらされた時にのみ

執筆担当者：岡野邦夫(生物環境部)

影響が出ることを証明した (Blum & Tingey, 1977)。その後、 O_3 ばかりでなく SO_2 や二酸化窒素 (NO_2) に対しても植物は同様な反応を示すことが確認されている (Mejstrik, 1980; Shimizu ら, 1980; Okano ら, 1985b)。これは汚染物質の種類にかかわらず、類似のメカニズムが働いていることを意味しており、大気汚染物質によって引き起こされた葉の機能変化が間接的に根の生長に影響することを強く示唆した。

一方、生長解析の手法により汚染ガス暴露下の植物の生長反応を動的にとらえようとする研究も数多くなされている (Oshima ら, 1978, 1979; Horsman ら, 1980; Walmsley ら, 1980; Shimizu ら, 1980, 1981; Jones & Mansfield, 1982a)。それらの結果は汚染ガスの種類や植物の種類にかかわらず、ほぼ共通している。多くの実験結果では、相対生長率 (RGR) はガス暴露初期に低下するが、後期には対照区を上回る。RGR をその構成要素に分けて検討してみると、純同化率 (NAR) はガス暴露により終始対照区より低い値を示すが、葉面積比 (LAR) は逆に対照区より大きな値を示す。LAR をさらに葉重比 (LWR) と比葉面積 (SLA) に分解して検討すると、SLA はガス暴露の影響をあまり受けないが、LWR はガス暴露により顕著に高まる。一例として、図 4.1 に様々な濃度の NO_2 を 2 週間暴露したヒマワリの生長解析の結果を示す (Okano ら, 1985b)。このように NAR が低下し生長に必要な光合成産物量は減少するが、相対的に葉への分配率が高まるため LAR が増大し、NAR と LAR の積で表される RGR は対照区と比較して差がないか、かえって上回ることが分かる。異なる光条件下で生育した植物においても、NAR は光強度の低下に伴って低下するが、LAR は逆に増大するという類似の生長反応がみられる (Blackman & Black, 1959)。したがって、汚染ガス暴露あるいは光条件の悪化といった環境ストレスの種類にかかわらず、光合成速度が低下し、同化生産量が減少するような条件下では、植物は少ない生産物を葉に優先的に分配し、生長効率の低下を防いでいると考えられる。これは環境ストレスに対する植物の構造的適応とみなすことができる。

4.3 光合成産物の転流阻害及び分配変化

地下部の特異的な生長阻害あるいは生長解析の結果は、大気汚染物質が植物体内での光合成産物の分配に影響を与えることを強く示唆した。その後、炭素の同位体をトレーサーとした研究がいくつか行われ、光合成産物の分配に対する汚染ガスの影響の詳細が明らかとなった。我々はインゲンマメ幼植物の個々の葉からの ^{13}C -光合成産物の転流や分配に対する O_3 と NO_2 の影響を調べた (Okano ら, 1984, 1985a)。 O_3 に暴露された植物では、新葉の生長を促進する方向へと光合成産物の分配パターンが変化することに加えて、根への光合成産物の主要な供給源である下位葉の生理活性が著しい悪影響を受けたために、根への転流量が他の部位に比べて特に著しく減少した (図 4.2)。 NO_2 はそれ自身ではほとんど植物に悪影響を与えなかったが、 O_3 と共存す

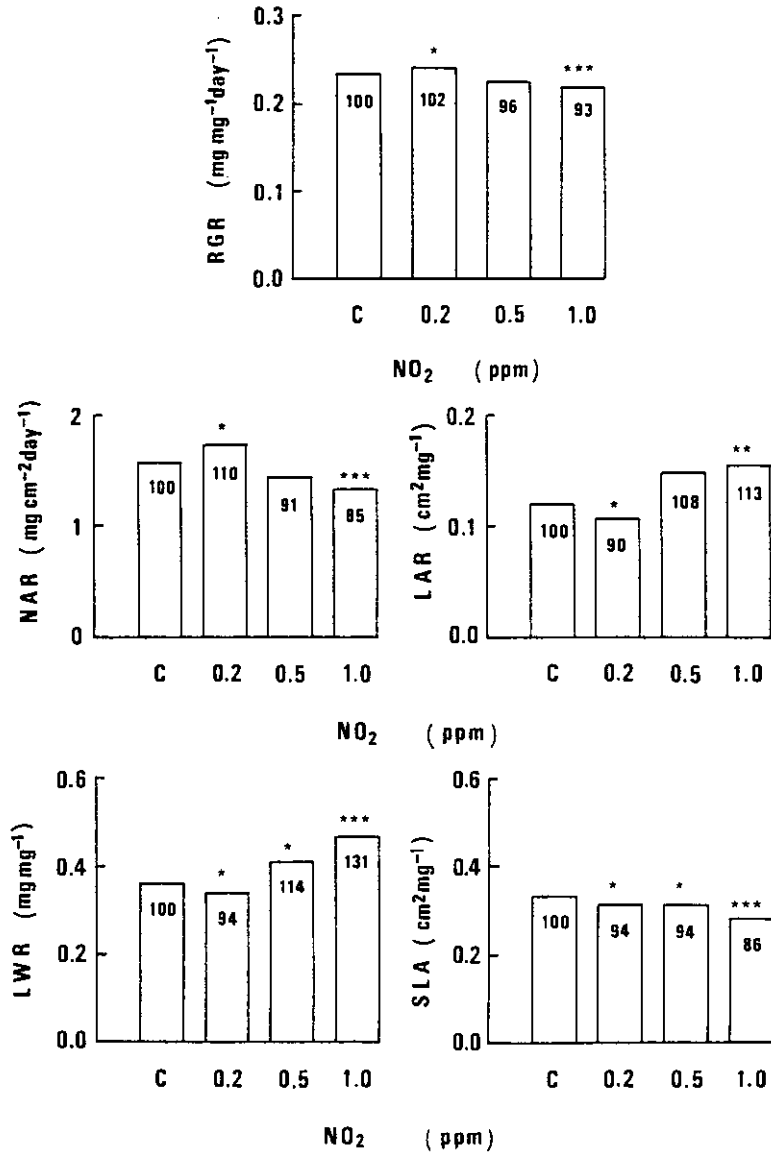


図4. 1 種々の濃度の NO_2 を14日間連続暴露したヒマワリの生長解析 (Okanoら, 1985b)

各パラメーターの間には次の関係がある。RGR = NAR × LAR, LAR = LWR × SLA. 図中の数字は対照区を100とした時の割合を示す。*, **, *** はそれぞれ 5%, 1%, 0.1% 水準で対照区と比較して有意であることを示す。

ると O_3 の毒性を増幅した。 SO_2 を暴露したチモシーグラス(Jones & Mansfield, 1982b)や O_3 を暴露したトマト(McCool & Menge, 1983)でも、根への ^{14}C -光合成産物の分配は低下し、逆に地上部の生長部位への分配割合は高まることが報告されている。同様な光合成産物の分配パターンの変化は、汚染ガスに暴露された植物ばかりでなく、弱光下に置かれた植物でも観察されている(Ryle & Powell, 1976)。一般に、光合成生産量の低下は植物体各部位への光合成産物の分配パターンの変化を引き起こすことが知られている(Gifford & Evans, 1981)。したがって、汚染ガス暴露による光合成産物の分配パターンの変化は、主として光合成速度が低下したために生じる二次的な結果と考えられる。

一方、光強度の低下などの場合とは異なり、大気汚染物質は葉からの光合成産物の転流過程にも直接的な阻害作用を及ぼす。Noyes(1980)は、インゲンマメに対する SO_2 の転流阻害機構には2種類あり、低濃度 SO_2 は光合成速度に影響することなく直接転流を阻害するが、高濃度 SO_2 はこれに加えて光合成速度の低下による転流物質のプールの減少を通じて、間接的に転流に影響することを示した。Teh & Swanson(1982)もインゲンマメで、光合成より転流過程の方が SO_2 に対する感受性が高いことを見いだした。 O_3 に暴露されたインゲンマメ(McLaughlin & McConathy, 1983; Okanoら, 1984)やトマト(McCool & Menge, 1983)でも、非暴露植物に比べて多量の ^{14}C や ^{13}C の同化葉への蓄積が起こり、何らかの原因による光合成産物の転流阻害が生

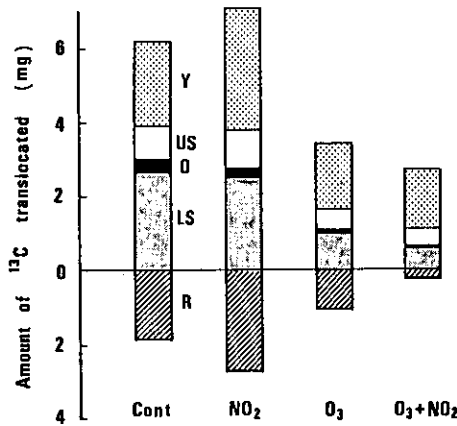


図4.2 インゲンマメ初生葉及び第一本葉から植物体各部位へ転流される ^{13}C -光合成産物量に及ぼす $0.2ppm O_3$ と $2.0ppm NO_2$ の単独あるいは混合ガス暴露の影響(Okanoら, 1985a)

汚染ガスは4日間連続暴露した。 O_3 あるいは O_3+NO_2 暴露により根や下位茎への転流量が著しく低下している。

Y, 若葉; US, 上位茎; LS, 下位茎; R, 根; O, その他。

じている。オートラジオグラムの結果から、Phloem loading（葉肉組織から篩管へ入る過程でエネルギーを必要とする）の阻害が転流阻害の直接的な原因と考えられている。Minchin & Gould（1986）は数種類の植物について Phloem loading に対する SO_2 の影響を調べ、 C_3 植物では阻害が見られるが、 C_4 植物では葉面に障害が発現する濃度でも阻害が認められないことを見いだした。植物種によるこのような SO_2 効果の違いは無酸素処理の効果の違いとよく似ている。したがって、葉に特有のクランツ構造を持つ C_4 植物では、維管束鞘が SO_2 あるいはそれに由来する毒性物質の侵入を妨げているものと考えられる。光合成産物の転流は通常ショ糖の形態で行われるが、 ^{13}C -NMRを用いた観察によれば、 O_3 処理されたインゲン葉では ^{13}C O_2 のショ糖への取り込みが著しく阻害される（Itôら, 1985）。このような炭水化物代謝の乱れも転流阻害の原因のひとつと考えられる。これらはいずれも成熟葉での結果であるが、展開中のインゲンマメの若葉では逆に SO_2 や O_3 による転流の促進も認められている（McLaughlin & McConathy, 1983; Okanoら, 1984）。

4. 4 根の生長及び機能低下

葉による炭素固定量を重視するいわゆる物質生産的な立場から見れば、汚染ガス暴露により同化器官である葉への分配率が高まることは、植物の生長にとって有利と考えられ、汚染ガス環境に対する一種の適応的生長反応とみなすことができる。反面、根への光合成産物の分配率の低下の持つ意味は見逃されがちである。根はその生長と機能維持に必要な炭水化物を地上部から受け取っているため、地上部からの光合成産物の供給低下は、根の生長を抑制するばかりでなく、根の代謝産物プールをも減少させる。 O_3 を暴露したセイヨウトネリコの根では、デンプン、ショ糖、還元糖の含量が対照区に比べて低下する（Jensen, 1981）。 O_3 と NO_2 の混合ガスを暴露したインゲンマメでは、還元糖のうちグルコース含量が顕著に減少する（Itôら, 1985）。また O_3 暴露したトマトでは、糖含量ばかりでなくアミノ酸含量も低下する（McCool & Menge, 1983）。このような根中の代謝産物量の減少は、根の様々な機能を低下させると予想される。

根の機能に対する大気汚染物質の影響を扱った研究はあまり多くないが、マメ科植物の窒素固定への影響についてはいくつかの報告がある。 O_3 を暴露したダイズやラジノクローバー（Tingey & Blum, 1973; Letchworth & Blum, 1977）あるいは NO_2 を暴露したインゲンマメ（Srivastava & Ormrod, 1986）で、汚染ガス暴露による根瘤着生数の減少や重さの低下、レグヘモグロビン含量の低下、アセチレン還元活性の低下などが報告されている。このような窒素固定活性の低下は、根自身の生長がほとんど影響を受けない低濃度の汚染ガス暴露でも起こることがある。また汚染ガス暴露によって根からの有機物の分泌が減少するため、根の表面に共生する菌根の種類やコロニー数も変化する（Manningら, 1971; McCool & Menge, 1983）。

一方、根の呼吸活性や養分吸収に対する汚染ガスの影響を調べた研究はごくわずかしかない。Hofstraら(1981)はインゲンマメに O_3 を暴露した時、葉に可視障害が現れる前に根の呼吸活性やTTC還元活性(細胞の viability の指標)が低下することを見いだした。Itoら(1985)は、 O_3 と NO_2 の混合ガスを暴露したインゲンマメで、根の生長が阻害され、根中の可溶性糖類含量が減少し、呼吸活性も低下したにもかかわらず、根の窒素吸収量は対照区と差がなかったことを報告している。我々も種々の濃度の NO_2 を暴露したヒマワリで、同様な現象を認めている(Okanoら, 1985b)。いずれもポット植えの植物を材料とし、窒素欠乏状態で栽培していることから、ポット中の窒素が吸収され尽くしたことが処理区間で差が認められなかった主な原因と考えられる。事実、培地に十分量の窒素が存在した場合には、 NO_2 暴露による根の生長低下は、同時に根からの窒素吸収量の減少をもたらした(Okano & Totsuka, 1986)。そこで、イネを用いて根の生長及び生理機能に対する O_3 の影響を調べた。その結果、 O_3 暴露により新根の発生や伸長が著しく抑制された。呼吸活性は新根ほど高かったが、 O_3 暴露による阻害効果は古根ほど顕著であった。窒素吸収活性も新根ほど高く、かつ O_3 による吸収速度の低下は新根で著しかった(図 4.3)。

根への光合成産物の供給低下は根の生長を抑制するばかりでなく、吸収表面積の減少や呼吸活

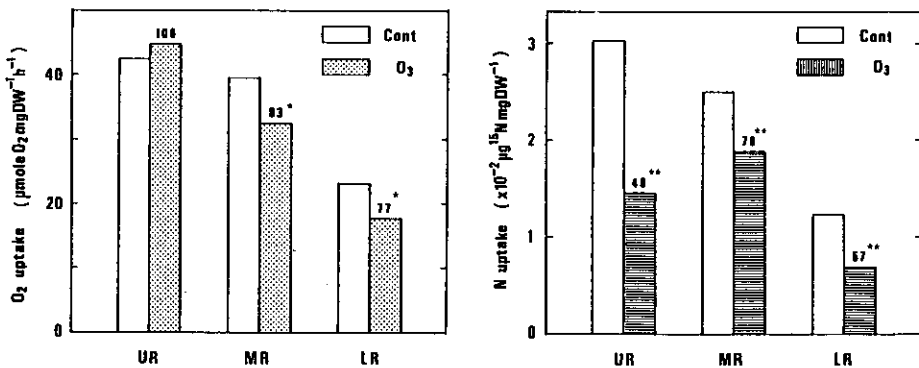


図4.3 0.2ppm O_3 に7日間暴露された水稻根の酸素吸収速度(左)と窒素吸収速度(右)の変化

O_3 は地上部にのみ暴露した。酸素吸収は酸素電極で測定した。窒素吸収は ^{15}N -硫酸の吸収量から求めた。図中の数字は対照区を100とした時の割合を示す。*,**はそれぞれ5%, 1%水準で対照区と比較して有意であることを示す。

UR, 上位節根(新根); MR, 中位節根; LR, 下位節根(古根)。

性の低下を通じて、水や栄養塩類の吸収量を低下させる。根のこのような機能低下はいずれ地上部の生長に反映され、いったん増大した地上部/地下部重比も再び低下し、一定の値に落ち着くと予想される。そこで、長期間の O_3 暴露による植物体各部位の重量比の変化を水耕栽培のイネを材料として調べた。地上部/地下部重比は O_3 暴露により対照区より高まり、実験期間中増大を続けた。同化器官/非同化器官比は O_3 暴露後数日で急激に高まり、以後ほぼ一定の値を保った(図 4.4)。このようにイネの場合には、地上部/地下部重比より同化器官/非同化器官比の方が物質分配パターンの変化を的確に現し得る。しかし、 O_3 暴露により一度シフトした各部位の重量比が、再び何らかの値に収束するかどうかの確認はできなかった。植物の根と葉の量及びそれらの活性の間には一定のバランスがあることが知られている(Davidson, 1969)。汚染ガス暴露により葉や根の機能が低下した植物が、その条件下で最大の生長効率を得るために各部位の重量比をどのように変化させているかに関しては、今後さらに検討する必要がある。

4.5 大気汚染物質による植物の生長促進

大気汚染物質は植物にとって有毒であり、一定濃度以上で暴露された場合、葉に可視害が現れたり生長が阻害されたりする。低濃度の汚染ガス暴露によっても植物の生長は抑制されることが多いが、場合によっては生長が促進されたり、収量が増加することもある。植物葉に吸収された NO_2 は、通常速やかにアミノ酸やタンパク質などの有機態の窒素化合物にまで同化され、無機

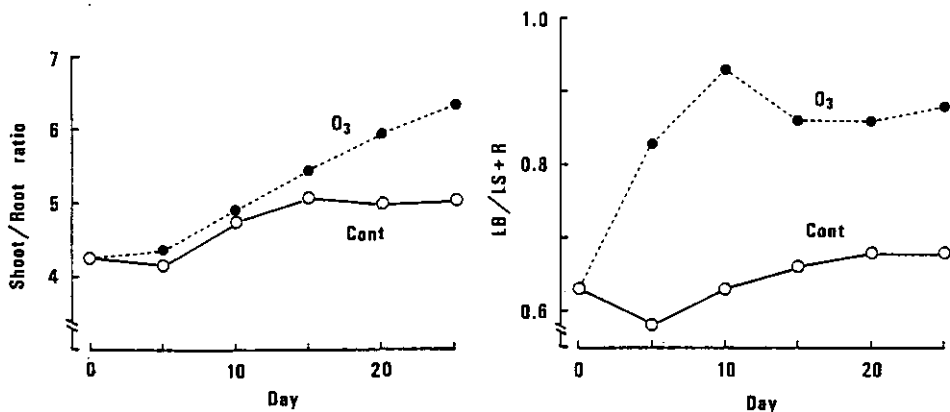


図 4.4 0.15ppm O_3 暴露下の水稲の地上部/地下部重比(左) 及び同化器官/非同化器官比(右) の変化

O_3 は明期のみ暴露した。同化器官は葉身を、非同化器官は葉鞘、稈、根を意味する。

態のまま葉中に留まる割合は非常に少ない (Rogersら, 1979; Yoneyama & Sasakawa, 1979)。SO₂の場合、多くは硫酸イオン (SO₄²⁻) の形態で葉内に蓄積するが、一部はグルタチオンやシステインなどの含硫アミノ酸にまで代謝される (Garsed & Read, 1977a,b)。SO₂やNO₂の植物体内におけるこのような挙動は、これらの汚染物質に由来する窒素(N)や硫黄(S)が、植物に対して肥料効果を示す場合もあり得ることを示唆している。

植物は通常Sを土壌中から硫酸塩として吸収するが、土壌からの供給が不足する場合は、SO₂やH₂S(硫化水素)などの大気起源のSを利用する可能性もあることは古くから指摘されており、研究例もいくつかある (Cowling & Koziol, 1982)。例えば、S不足の土壌に生育したライグラスは次第にS欠乏症状を呈したが、SO₂を暴露した植物には欠乏症状が現れなかった。またS欠乏土壌で栽培したライグラスに0.05ppmのSO₂を暴露したところ収量が増加したが、通常土壌に生育した植物に対する暴露では、増収あるいは減収いずれの効果もなかった (Cowlingら, 1973)。SO₂の植物生長に対する肥料効果を正しく評価するためには、SO₂由来のSが植物全体の硫黄収支にどの程度貢献しているかを明らかにする必要がある。Olson(1957)の測定によれば、SO₂濃度が0.01~0.05ppmの範囲にある野外大気中で栽培した時、健全に生育したワタは植物体中に存在するSの約30%を大気から吸収していた。この値は大気に由来するSの肥料効果を十分説明し得る。

NO₂の場合も、イネ、トマト、キュウリ、ヒマワリなどで暴露による生長促進効果が認められている (藤原, 1973; Troiano & Leone, 1977; Marie & Ormrod, 1984; Yoneyamaら, 1980; Okanoら, 1985b)。NO₂の生長促進効果は必ずしもN欠乏植物だけでなく、通常栽培の植物にも認められているが、その効果はやはりN欠乏植物に対して著しい。例えば、0.3ppm NO₂はN欠乏状態のヒマワリの生長を有意に促進したが、窒素肥料を十分与えられた植物に対しては明らかな効果がなかった (Okano & Totsuka, 1986)。この場合、N欠乏植物では増加した窒素の約50%がNO₂に由来していたが、正常植物ではNO₂由来の窒素は約10%を占めるに過ぎなかった。Matsumaruら (1979)も、窒素栄養が不足しているヒマワリとトウモロコシで、0.3ppm NO₂によるわずかな生長促進を認めている。この場合も増加窒素の約50%がNO₂に由来していた。

O₃はNO₂やSO₂と異なり植物に代謝されることはなく、また、植物に肥料効果を及ぼすこともないと考えられる。しかし、低濃度O₃を暴露した植物で、生長促進効果があることがいくつか報告されている (Thompson & Taylor, 1969; Bennettら, 1974; Harward & Treshow, 1975; Oshimaら, 1978)。O₃による植物の生長促進に関しては、その現象の再現性をめぐる疑問もあり (Bennettら, 1974)、メカニズムについては全く解明されていない。O₃暴露によるエチレンの放出なども何らかの関係があるかも知れない (Tingeyら, 1976; Bennettら, 1979)。また、既に述べた汚染ガスに対する極端な構造的適応反応が生じている可能性もある。

4.6 まとめ

大気汚染物質の暴露あるいは光条件の悪化といった環境ストレスの種類にかかわらず、光合成を低下させるような条件下では、植物は根や茎などの非同化器官の生長をある程度犠牲にして、不足する光合成産物を同化器官である葉へ優先的に配分し、生長効率の低下を防いでいると考えられる。これは環境ストレスに対する植物の適応的生長反応とみなすことができる。

一方、根への光合成産物の供給低下は根の生長を抑制するばかりでなく、吸収表面積の減少や呼吸活性の低下を通じて、水や栄養塩類の吸収量を低下させる。このような根の生長及び機能低下が、地上部/地下部重比あるいは個体全体の生長にどのように反映されるかは今後の検討課題である。

大気汚染物質は光合成産物の分配パターンを変化させるだけでなく、転流過程そのものにも影響する。光合成産物の転流に対する大気汚染物質の阻害機構を明らかにすることは、複雑な転流のメカニズムの解明にも役立つ。

SO₂やNO₂などの大気汚染物質は植物生長に対して阻害的に働くばかりでなく、場合によっては毒作用より肥料効果の方が強く表れ、植物の生長に対して促進的に働くことがある。しかし、このような促進作用はいずれかの汚染物質単独暴露の場合に限られている。二つ以上の汚染物質を混合すると毒作用は相乗的に高まることが多く、このような場合にも毒作用より肥料効果が強く表れるかどうかは疑問である。

引用文献

- Bennett, J.P., H.M. Resh and V.C. Runeckles (1974): Apparent stimulation of plant growth by air pollution. *Can. J. Bot.*, **52**, 35-41.
- Bennett, J.P., R.J. Oshima and L.F. Lippert (1979): Effects of ozone on injury and dry matter partitioning in pepper plants. *Environ. Exp. Bot.*, **19**, 33-39.
- Blackman, G.E. and J.N. Black (1959): Physiological and ecological studies in the analysis of plant environment. XI. A further assessment of the influence of shading on the growth of different species in the vegetative phase. *Ann. Bot.*, **23**, 51-63.
- Blum, U. and D.T. Tingey (1977): A study of the potential ways in which ozone could reduce root growth and nodulation of soybean. *Atmos. Environ.*, **11**, 737-739.
- Cowling, D.W., L.H.P. Jones and D.R. Lockyer (1973): Increased yield through correction of sulphur deficiency in ryegrass exposed to sulphur dioxide. *Nature*, **243**,

479-480.

- Cowling, D.W. and M.J. Koziol (1982) : Mineral nutrition and plant response to air pollutants. In: Effects of Gaseous Air Pollution in Agriculture and Horticulture. M.H.Unsworth and D.P.Ormrod (eds.), Butterworth Scientific, London, 349-375.
- Davidson, R.L. (1969) : Effect of root/leaf temperature differentials on root/shoot ratios in some pasture grasses and clover. *Ann. Bot.*, **33**, 561-569.
- 藤原 喬 (1973): 窒素酸化物の植物に及ぼす影響について. 公害と対策, **9**, 253-257.
- Garsed, S.G. and D.J. Read (1977a): Sulphur dioxide metabolism in soy-bean Glycine max var. Biloxi. I. The effects of light and dark on the uptake and trans-location of $^{35}\text{S}\text{O}_2$. *New Phytol.*, **78**, 111-119.
- Garsed, S.G. and D.J. Read (1977b): Sulphur dioxide metabolism in soy-bean Glycine max var. Biloxi. II. Biochemical distribution of $^{35}\text{S}\text{O}_2$ products. *New Phytol.*, **79**, 583-592.
- Gifford, R.M. and L.T. Evans (1981) : Photosynthesis, carbon partitioning, and yield. *Ann. Rev. Plant Physiol.*, **32**, 485-509.
- Harward, M. and M. Treshow (1975) : Impact of ozone on the growth and reproduction of understorey plants in the aspen zone of western U.S.A. *Environ. Conserv.*, **2**, 17-23.
- Hofstra, G., A. Ali, R.T. Wukasz and R.A. Fletcher (1981) : The rapid inhibition of root respiration after exposure to baen (Phaseolus vulgaris L.) plants to ozone. *Atmos. Environ.*, **15**, 483-487.
- Horsman, D.C., A.O. Nicholls and D.M. Calder (1980) : Growth responses of Dactylis glomerata, Lolium perenne and Phalaris aquatica to chronic ozone exposure. *Aust. J. Plant Physiol.*, **7**, 511-517.
- Ito, O., K. Okano, M. Kuroiwa and T. Totsuka (1985): Effects of NO_2 and O_3 alone or in combination on kidney bean plants (Phaseolus vulgaris L.): Growth, partitioning of assimilates and root activities. *J. Exp. Bot.*, **36**, 652-662.
- Jensen, K.F. (1981) : Ozone fumigation decreased the root carbohydrate content and dry weight of green ash seedlings. *Environ. Pollut.(A)*, **26**, 147-152.
- Jones, T. and T.A. Mansfield (1982a) : The effects of SO_2 on growth and development of seedlings of Phleum pratense under different light and temperature environments. *Environ. Pollut.(A)*, **27**, 57-71.

- Jones, T. and T.A. Mansfield (1982b) : Studies on dry matter partitioning and distribution of ^{14}C -labelled assimilates in plants of Phleum pratense exposed to SO_2 pollution. Environ. Pollut.(A), 28, 199-207.
- Letchworth, M.B. and U. Blum (1977) : Effects of acute ozone exposure on growth, nodulation and nitrogen content of ladino clover. Environ. Pollut.(A), 14, 303-312.
- Manning, W.J., W.A. Feder, P.M. Papia and I. Perkins (1971): Influence of foliar ozone injury on root development and root surface fungi of pinto bean plants. Environ. Pollut., 1, 305-312.
- Marie, B.A. and D.P. Ormrod (1984) : Tomato plant growth with continuous exposure to sulphur dioxide and nitrogen dioxide. Environ. Pollut.(A), 33, 257-265.
- Matsumaru, T., T. Yoneyama, T. Totsuka and K. Shiratori (1979) : Absorption of atmospheric NO_2 by plants and soils. (1) Quantitative estimation of absorbed NO_2 in plants by ^{15}N method. Soil Sci. Plant Nutr., 25, 255-265.
- McCool, P.M. and J.A. Menge(1983): Influence of ozone on carbon partitioning in tomato :Potential role of carbon flow in regulation of the mycorrhizal symbiosis under conditions of stress. New Phytol., 94, 241-247.
- McLaughlin, S.B. and R.K. McConathy (1983) : Effects of SO_2 and O_3 on allocation of ^{14}C -labeled photosynthate on Phaseolus vulgaris. Plant Physiol., 73, 630-635.
- Mejstrik, V. (1980) : The influence of low SO_2 concentrations on growth of Nicotiana tabacum L. cv. Samsun and Cucumis sativus L. cv. UniKAT. Environ. Pollut.(A), 21, 73-76.
- Minchin, P.E.M. and R. Gould (1986) : Effect of SO_2 on phloem loading. Plant Sci., 43, 179-183.
- Noyes, R.D. (1980) : The comparative effects of sulfur dioxide on photosynthesis and translocation in bean. Physiol. Plant Pathol., 16, 73-79.
- 岡野邦夫 (1984) : 同化産物の転流, 分配に及ぼす大気汚染ガスの影響. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 159-169.
- Okano, K., O. Ito, G. Takeba, A. Shimizu and T. Totsuka (1984) : Alteration of ^{13}C -assimilate partitioning in plants of Phaseolus vulgaris exposed to ozone. New Phytol., 97, 155-163.
- Okano, K., O. Ito, G. Takeba, A. Shimizu and T. Totsuka (1985a): Effects of O_3 and NO_2

- alone or in combination on the distribution of ^{13}C -assimilate in kidney bean plants. *Jpn. J. Crop Sci.*, **54**, 152-159.
- Okano, K., T. Totsuka, T. Fukuzawa and T. Tazaki (1985b) : Growth responses of plants to various concentrations of nitrogen dioxide. *Environ.Pollut.(A)*, **38**, 361-373.
- Okano, K. and T. Totsuka (1986) : Absorption of nitrogen dioxide by sunflower plants grown at various levels of nitrate. *New Phytol.*, **102**, 551-562.
- Olsen, R.A. (1957) : Absorption of sulfur dioxide from the atmosphere by cotton plants. *Soil Sci.*, **84**, 107-111.
- Oshima, R.J., J.P. Bennett and P.K. Braegelmann (1978) : Effect of ozone on growth and assimilate partitioning in parsley. *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, **103**, 348-350.
- Oshima, R.J., P.K. Braegelmann, R.B. Flagler and R.R. Teso(1979): The effects of ozone on the growth, yield and partitioning of dry matter in cotton. *J.Environ. Qual.*, **8**, 474-479.
- Rogers, H.H., J.C. Campbell and R.J. Volk (1979) : Nitrogen-15 dioxide uptake and incorporation by Phaseolus vulgaris (L.). *Science*, **206**, 333-335.
- Ryle, G.J.A. and C.E. Powell (1976) : Effect of rate of photosynthesis on the pattern of assimilate distribution in the Gramineous plant. *J. Exp. Bot.*, **27**, 189-199.
- Shimizu, H., A. Furukawa and T. Totsuka (1980) : Effects of low concentrations of SO_2 on the growth of sunflower plants. *Environ. Cont. Biol.*, **18**, 39-47.
- Shimizu, H., S. Motohashi, H. Iwaki, A. Furukawa and T. Totsuka (1981) : Effects of chronic exposures to ozone on the growth of sunflower plants. *Environ. Cont. Biol.*, **19**, 137-147.
- Srivastava, H.S. and D.P. Ormrod (1986) : Effects of nitrogen dioxide and nitrate nutrition on nodulation, nitrogenase activity, growth, and nitrogen content of bean plants. *Plant Physiol.*, **81**, 737-741.
- Teh, K.H. and C.A. Swanson (1982) : Sulfur dioxide inhibition of translocation in bean plants. *Plant Physiol.*, **69**, 88-92.
- Thompson, C.R. and O.C. Taylor (1969) : Effects of air pollutants on growth, leaf drop, fruit drop and yield of citrus trees. *Environ. Sci. Technol.*, **3**, 934-940.
- Tingey, D.T., W.W. Heck and R.A. Reinert (1971): Effect of low concentrations of ozone and sulfur dioxide on foliage, growth, and yield of radish. *J. Am. Soc. Hort. Sci.*, **96**, 369-371.

- Tingey, D.T. and U. Blum (1973) : Effects of ozone on soybean nodules. J. Environ. Qual., 2, 341-342.
- Tingey, D.T., C. Standley and P.W. Field (1976) : Stress ethylene evolution: A measure of ozone effects on plants. Atmos. Environ., 10, 969-974.
- Troiano, J.J. and I.A. Leone (1977) : Changes in growth rate and nitrogen content of tomato plants after exposure to NO₂. Phytopathology, 67, 1130-1133.
- Walmsley, L., M.R. Ashmore and J.N.B. Bell (1980) : Adaptation of radish Raphanus sativus L. in response to continuous exposure to ozone. Environ. Pollut.(A), 23, 165-177.
- Yoneyama, T. and H. Sasakawa (1979) : Transformation of atmospheric NO₂ absorbed in spinach leaves. Plant Cell Physiol., 20, 263-266.
- Yoneyama, T., T. Totsuka, N. Hayakawa and J. Yazaki (1980) : Absorption of atmospheric NO₂ by plants and soils. (V) Day and night NO₂-fumigation effect on the plant growth and estimation of the amount of NO₂-nitrogen absorbed by plants. Res.Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn, No.11, 31-50.

5 S O₂, N O₂, O₃の複合汚染と植物の葉面拡散コンダクタンス

5. 1 はじめに

昼間、植物は葉の気孔を通して光合成のために二酸化炭素を取り込み、また体温調節等のために水蒸気を放出している。その際、大気が汚染していると汚染ガスをも同時に吸収する。大政(1979)は、植物による汚染ガス吸収過程の解析及びモデルについて解説を行い、植物葉による汚染ガス吸収を支配する植物側の主要要因として気孔底界面でのガス濃度と汚染ガスの葉面拡散コンダクタンス(気孔コンダクタンス+葉面境界層コンダクタンス)について述べている。一方、主要な汚染ガスである二酸化硫黄(S O₂)、二酸化窒素(N O₂)及びオゾン(O₃)は植物体内での代謝速度が十分に大きく、気孔底界面でのガス濃度が0ppmと仮定できる、すなわち、植物によるこれらのガスの吸収がガスの葉面拡散コンダクタンスによって支配されている(大政・安保, 1978; 大政ら, 1979; 名取・戸塚, 1980; 河内, 1980; Unsworth & Black, 1981)。さらに、汚染ガスの葉面拡散コンダクタンスは水蒸気の葉面拡散コンダクタンスから推定できる。そこで、本報告では種々の汚染ガスの中からS O₂, N O₂及びO₃を選び、これら汚染ガスの複合ガス暴露時におけるガスの種類及びその組み合わせが植物の水蒸気の葉面拡散コンダクタンスに与える影響について述べる。なお植物一個体の平均的な値を考察するために、個体当たりの平均葉面拡散コンダクタンス(ALDC)を用いた。

5. 2 数種の植物の葉面拡散コンダクタンスに及ぼす複合ガス暴露の影響

数種の植物の葉面拡散コンダクタンスに及ぼす複合ガス暴露の影響を調べるために前報告書(Natori & Totsuka, 1984)に示した蒸散速度のデータをALDCに改変して表5.1に示した。植物の種によって複合ガス暴露によるALDCの減少の程度には種間差が在った。また、その程度はS O₂とN O₂の複合ガス暴露において大きい種がO₃とN O₂の複合暴露でも大きかった。例えば、両暴露によりキョウチクトウとマサキのALDCは他の種に比べて減少の程度が大きかった。その他の植物について、藤沼ら(1983)は0.1ppm O₃+0.2ppm S O₂をポプラの16品種に暴露し、いずれの品種でも暴露前に比べてALDCは減少するが、その程度は品種により異なると報告している。

執筆担当者：名取俊樹（生物環境部）

表5. 1 複合ガス暴露による数種植物の葉面拡散コンダクタンスの変化

種類	0.1ppm S O ₂ + 0.1ppm N O ₂			0.1ppm N O ₂ + 0.1ppm O ₃		
	(a)	(b)	(b)/(a)	(a)	(b)	(b)/(a)
	cm/s	cm/s	%	cm/s	cm/s	%
キョウチクトウ	0.45	0.34	76	0.55	0.48	87
マサキ	0.39	0.19	49	0.42	0.25	60
アオキ	0.11	0.11	100	0.11	0.11	100
トウカエデ	0.33	0.30	91	0.24	0.21	88
サンゴジヨ	-	-	-	0.23	0.24	104
シラカシ	0.20	0.19	95	0.24	0.24	100
ケヤキ	0.63	0.59	94	-	-	-

表中の(a)の値は暴露前0~1時間の個体当たりの平均値を示し、(b)の値は暴露開始後2~3時間の平均値を示す。なお葉温補正はマサキで求めた葉温-気温の関係式を用いて行った。

5. 3 葉面拡散コンダクタンスに対する2種複合ガス暴露時のガス組成の影響

次に植物のALDCに対する2種複合ガス暴露時のガス組成の影響を調べるために、マサキにS O₂、N O₂、O₃の単独及び複合ガス暴露実験を行った。暴露前のALDCに対する暴露開始後2~3時間後のALDCの変化を表5.2に示す。マサキを選出した理由は表5.1に示したように、複合ガス暴露によりALDCが顕著に減少し、上記目的のために適した植物であると考えたからである。

(1) S O₂ + O₃の影響(表5.2のA)：ALDCは0.5ppm S O₂単独暴露でも影響を受けなかったが、0.1 ppm O₃の単独暴露では暴露前の58%に減少した。これらの複合ガス暴露では、S O₂濃度が0.1 ppmの場合、ALDCの減少はO₃単独暴露とほぼ等しく、S O₂とO₃を複合した効果は認められないが、S O₂濃度が高くなると両ガスを複合した効果(複合効果)が認められ、O₃単独暴露よりALDCは減少した。

(2) S O₂ + N O₂の影響(表5.2のB)：N O₂単独暴露では0.2ppmまでALDCは顕著な影響を受けなかったが、1.0ppmでALDCの減少が認められた。それぞれの単独暴露ではALDCに影響の出ない各0.1ppmのS O₂及びN O₂の複合ガス暴露でALDCは暴露前の64%に減少した。す

表 5. 2 マサキの葉面拡散コンダクタンスに対する2種複合ガス暴露時のガス組成の影響

A) SO₂+O₃系; 0.1ppmO₃と各0.1,0.2,0.5ppmSO₂の複合ガス暴露

O ₃ 濃度 ppm	SO ₂ 濃度 ppm			
	0	0.1	0.2	0.5
	%	%	%	%
0	100	100	101	105
0.1	58	56	23	21

B) SO₂+NO₂系; 0.1ppmSO₂と各0.1,0.2,0.5,1.0ppmNO₂の複合ガス暴露

SO ₂ 濃度 ppm	NO ₂ 濃度 ppm				
	0	0.1	0.2	0.5	1.0
	%	%	%	%	%
0	100	88	91	-	57
0.1	102	64	46	29	31

C) NO₂+O₃系; 0.1ppmNO₂と各0.05, 0.1,0.2,0.5ppmO₃の複合ガス暴露

NO ₂ 濃度 ppm	O ₃ 濃度 ppm				
	0	0.05	0.1	0.2	0.5
	%	%	%	%	%
0	100	97	67	49	36
0.1	-	87	70	48	34

表中の値は暴露開始前0~1時間の個体当たりの平均値に対する暴露開始後2~3時間の平均値の比(%)を示す。なお、表の暴露開始前の値の平均値+SDは、0.38+0.08であった。(名取・戸塚, 1984より改変)

なわち、複合効果が顕著に認められた。さらにこの効果は NO_2 濃度が高くなると大きくなった。
(3) $\text{O}_3 + \text{NO}_2$ の影響 (表 5.2のC) : O_3 単独暴露では O_3 濃度の増加に伴いALDCは減少した。これらと0.1ppm NO_2 との複合ガス暴露でもALDCは顕著に減少したが、その減少の程度は O_3 単独暴露時とほぼ等しく、いずれの O_3 濃度においても複合効果は認められなかった。

以上の結果よりマサキのALDCに対する各0.1ppmの濃度の SO_2 、 NO_2 及び O_3 の2種複合ガス暴露の影響は O_3 と NO_2 あるいは SO_2 との複合ガス暴露の場合、 O_3 単独の影響が現れ複合効果は認められないが、 NO_2 と SO_2 の複合ガス暴露では複合効果が認められた。また、0.1ppm O_3 と0.2ppm以上の SO_2 との複合暴露でも複合効果が認められた。その他の植物について、Beckerson & Hofstra (1979a, b)はインゲンマメ、ダイコン、キュウリ、ダイズに0.15ppm SO_2 +0.15ppm O_3 を暴露し、Elkley & Ormrod(1979)はベチュニア3品種に0.8ppm SO_2 +0.4ppm O_3 を暴露し、ALDCの構成要素である気孔コンダクタンスの逆数である気孔抵抗をポロメータ法で測定し、それぞれの単独暴露時よりALDCは減少すると報告している。また、大政(1979)はヒマワリに0.2ppm O_3 +1~4ppm NO_2 と0.2~0.6ppm O_3 +1.0ppm NO_2 の各々の複合暴露ガス実験を行い、単独暴露の場合には気孔閉鎖の認められない濃度の複合ガス暴露によりALDCの減少が認められたと報告している。

5.4 葉面拡散コンダクタンスに対する交互暴露の影響

表 5.2 に示したように $\text{SO}_2 + \text{NO}_2$ の複合効果が発現するためには両ガスが同時に存在する必要があるかどうかを検討する目的で、0.1ppm SO_2 と0.1ppm NO_2 の暴露順序を変えて交互に暴露を行いマサキのALDCに対する影響を調べた。最初に NO_2 を暴露した後に SO_2 を暴露した場合、 NO_2 暴露開始後1~2時間のALDCは暴露前の値(NO_2 暴露開始前0~1時間の個体当たりの平均値)の94%であり、その後の SO_2 暴露開始後0~1時間の値は暴露前の値の95%であった。また、最初に SO_2 を暴露してその後に NO_2 を暴露した場合、 SO_2 暴露によってALDCは暴露前の値の107%であり、それに続く NO_2 暴露では暴露前の値の104%となった。なお、両実験の暴露前の値の平均値は0.55cm/sであった。すなわち、 SO_2 及び NO_2 の交互暴露では暴露順序にかかわらずALDCに影響が認められず、表 5.2で見られた NO_2 及び SO_2 の複合効果は両ガスが同時に存在しないと発現しなかった。

5.5 おわりに

本報告では汚染ガスに気孔が敏感に反応するマサキを中心に、個体当たりの平均葉面拡散コンダクタンスに対する O_3 、 SO_2 、 NO_2 の複合ガス暴露の影響を述べた。葉面拡散コンダクタンスを調べることは、一方では汚染ガス吸収を支配する主な要因である気孔開度を調べることであ

り、他方ではこの値（単位変換が必要であるが）に各々汚染ガスに固有な係数を掛けると汚染ガス吸収速度が推定できることである。このように葉面拡散コンダクタンスは植物の浄化能を知るために重要な因子である。また、野外では汚染ガスは一種類で存在することはまれであり、数種の汚染ガスが複合状態で存在する。したがって、葉面拡散コンダクタンスに対する複合ガス暴露の影響を調べる重要性がある。本報告で述べたように葉面拡散コンダクタンスに対する複合ガス暴露の影響は植物の種類ばかりでなく汚染ガスの種類及び組み合わせによっても異なる。すなわち、各0.1ppm SO₂, NO₂及びO₃の2種複合ガス暴露の影響は、O₃とSO₂あるいはNO₂の複合ガス暴露ではO₃単独の影響が顕著に現れ、SO₂とNO₂の複合ガス暴露では複合効果が見られた。さらに、この効果は両ガスが同時に存在しないと発現しなかった。より詳しい複合効果の発現条件については今後の研究課題である。

引用文献

- Beckerson, D.W. and G. Hofstra (1979a) : Stomatal responses of white bean to O₃ and SO₂ singly or in combination. *Atmos. Environ.*, **13**, 533-535.
- Beckerson, D.W. and G. Hofstra (1979b) : Responses of leaf diffusive resistance of radish, cucumber and soybean to O₃ and SO₂ singly or in combination. *Atmos. Environ.*, **13**, 1263-1268.
- Elkies, T. and D.P. Ormrod (1979) : Leaf diffusion resistance responses of three petunia cultivars to ozone and/or sulfur dioxide. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, **29**, 622-625.
- 藤沼康実・戸塚 績・相賀一郎 (1983) : ポプラの気孔の閉鎖におよぼす大気汚染ガスの複合暴露の影響. 日本生物環境調節学会第21回大会講演要旨集, 28-29.
- 河内 宏(1980) : 植物葉におけるオゾン吸収速度と気孔拡散抵抗との関係. *大気汚染学会誌*, **15**, 109-117.
- 名取俊樹・戸塚 績(1980) : 二酸化窒素の短期および長期暴露に伴う植物のガス収着速度を支配する植物側の要因について. *大気汚染学会誌*, **15**, 329-333.
- 名取俊樹・戸塚 績(1984) : 植物のガス吸収に関する種間差異. 複合大気汚染の植物影響に関する研究. 国立公害研究所研究報告, 第64号, 176-190.
- Natori, T. and T. Totsuka (1984) : Effects of mixed gas on transpiration rate of several woody plants 1. Interspecific difference in the effects of mixed gas on transpiration rate. *Res. Rep. Natl. Inst. Environ. Stud., Jpn.*, No.65, 45-53.

- 大政謙次・安保文彰(1978)：植物による大気汚染物質の収着に関する研究(1)SO₂の局所収着と可視害発現との関係。農業気象, 34, 51-58.
- 大政謙次・安保文彰・名取俊樹・戸塚 績(1979)：植物による大気汚染物質の収着に関する研究(2)NO₂, O₃あるいはNO₂+O₃暴露下における収着について。農業気象, 35, 77-83.
- 大政謙次(1979)：植物群落の汚染ガス収着機能—現象の解析とそのモデル化。陸上植物による大気汚染環境評価と改善に関する基礎的研究。国立公害研究所研究報告, 第10号, 367-385.
- Unsworth, M.H. and V.J. Black (1981)：Stomatal responses to pollutants. In: Stomatal Physiology, (eds.) P.G. Jarvis and T.A. Mansfield, 187-203.

VI 植生の成立過程に関する研究

1 都市域における植生の成立過程のモデル化

1. 1 はじめに

植生は、人間の生活環境に様々な形で影響を与える。只木(1981)は人間生活にかかわる「緑」の機能を、固有効果と副次効果に分けて整理している。固有効果とは、野生生物の保護などその機能を他のもので代用できない機能をいう。副次効果とは他のもので代用可能な機能で、大気浄化機能もその一つである。植生の副次効果は、個々にはより効率のよいもので代用できる場合もあるが、環境保全機能にかかわる植生の副次効果は多岐に渡るため、限られた面積ですべての機能を満足させるような代用品はない。緑、特に森林の価値はその総合的な環境保全機能にあるといえよう(只木, 1982)。

人間の生活環境に直接関与する植生は、主に人間活動が活発な都市及びその周辺域の植生である。こうした植生は、庭園や公園緑地のように人工的に作られたものと、二次林のように主に農業活動と結びついて成立したものがある。しかし後者は近年、都市化による産業構造の変化と共に減少傾向にあるため、都市域の緑は人間が意識的に維持造成していかない限り消滅する運命にある。

植生が大気汚染質を吸収し、大気浄化に貢献することは定性的には明らかであるが、実際にどのような植生がどの程度の規模で存在すればいわゆる大気汚染のエアフィルターとして機能するかは明らかではない。この問題を解決するためには、実際に植生の大気浄化能力を測定したり、大気浄化を行う植物の生理機構を明らかにするだけでは不十分で、都市域に存在する植生がどのようにして成立するのかについての知見も必要になる。しかし、個々の植生の成立過程を詳細に記述するだけでは、それぞれの植生や土地の気候条件や土壌条件の特殊性のために、一般性のある結論を引き出すことは困難である。見通しを持った緑地の造成計画や維持管理計画のためには、こうした個々の具体例を基礎にした総合化、一般化が必要であろう。

今日まで植生の成立過程の一般化のために、数学モデルやシミュレーションモデルによる解析が、何人かの生態学者によって試みられてきた。ここでは、特に都市域の植生の成立過程のモデル化に焦点を当てて、我々が行った研究を中心に報告する。また、植生の成立過程を解析するためのリモートセンシング技術と、計算機による画像処理技術の応用についても紹介する。

執筆担当者：可知直毅(生物環境部)

1. 2 リモートセンシングの応用

1. 2. 1 植物影響のリモートセンシング

人工衛星からの画像データや航空写真を、森林伐採や山火事による植生破壊のモニタリングに利用する試みは、1960年代から行われてきた (Barrett & Curtis, 1974)。しかし、その多くは被害を受けた植生の面積を推定するといった直接人間の目に見える画像情報に基づくものであった。1970年代に入ると、ランドサットに搭載されたマルチスペクトロスキャナー (MSS) のような赤外域を含む様々な波長域の画像を測定できるセンサーの実用化と共に、計算機を利用した画像処理技術の進歩によって、植生の生理的状態や形態的变化をリモートセンシングによって検知することが可能になってきた (安岡, 1983; Jacksonら, 1983; Hatfield, 1983; Norwine & Greigor, 1983; Rockら, 1986)。大気汚染や乾燥などの環境ストレスによって葉の微細構造や植物の含水量などが変化すると、葉の光反射特性が変化するため正常な葉と異なった反射スペクトルが得られる。これらの知見に基づいて、特定の波長域にのみ感ずるセンサーによって得られた画像データを解析することによって、環境ストレスによる植生被害の程度を推定することができる。なお、この項目については本報告書の大政の総説 (Ⅲ-3) も参照されたい。

1. 2. 2 植生遷移のリモートセンシング

大気汚染や湿性酸性降下物 (酸性雨) あるいは山火事などによって植生が完全に破壊された場合でも、その跡地にはやがて植生が再生してくる (Fuentesら, 1986)。再生した植生は、年と共にその種類組成や植物群落構造を変化させていく (Connel & Slatyer, 1977)。こうした植生の時間的な変化を植生遷移といい、日本の一般的な気候条件の下では最終的に極相林と呼ばれる森林植生が成立する。都市域の植生も例外ではない。

普通、植生遷移は一連の遷移途中相の植物群落 (遷移段階) の時間的な置き換わりとして表現される。例えば、放棄した畑の跡地では一年目にブタクサなどの一年草やヒメムカシヨモギなどの越年草が優占する群落ができるが、二年目以降セイタカアワダチソウやススキの草原になり、やがてマツやコナラなどの林を経て最終的には極相林 (関東地方以南であれば常緑広葉樹林) へと遷移するといわれている。しかし、実際の遷移途中相の植生を観察すると、ススキ草原の中にコナラがパッチ状に入り込んでおり、同一時点において複数の遷移段階の植物群落がモザイク状に分布していることが多い。この場合、植生遷移はこうしたモザイク構造の時間変化としてとらえることができる。もし、リモートセンシングによって植生のモザイク構造を把握できれば、ある時間間隔をおいて得られた同一場所の画像データから植生遷移や植生の成立過程を解析することが可能になる。

可知ら (1985)、Kachiら (1986) は、アカマツ林を伐採した跡地の植生遷移を航空写真によって

解析した。彼らは、筑波研究学園都市にある15~25年生のアカマツ林(樹高 6~10 m) 約 0.2 ha を伐採し、さらにブルドーザーで表土をはぎ取った実験区を設定し、その後6年間毎年夏期にマルチバンド航空写真を撮影した。三つのスペクトルバンド(青, 400~480 nm; 赤, 600~730 nm; 近赤外, 730~800 nm) の写真をドラムスキャナーによってデジタル化し、対象地域を約 12,000 個のメッシュに分割した。この時の地上部での分解能は約 40 x 40 cm であった。このメッシュデータを大型計算機に入力し、画像処理システム(I P S E N) (Yasuoka & Miyazaki, 1980) によって植生分類を行った。

実験区を裸地、アズマネザサ優占区、陽樹(ヌルデ) 優占区に分類し、各区の相対優占度の経年変化を算出した(図 1.1)。その結果、

- 1) マツ林を伐採してできた裸地には速やかにアズマネザサや陽樹の群落が入り、3年目には裸地を覆いつくすこと、
 - 2) アズマネザサと陽樹の優占する群落は、それぞれモザイク状の空間分布を示すこと、
 - 3) 伐採後3年目まではアズマネザサの相対優占度が陽樹の相対優占度より高いが、4年目以降両者が逆転しアズマネザサの優占度が次第に減少して陽樹の優占する植物群落が形成されること、
- が示された。

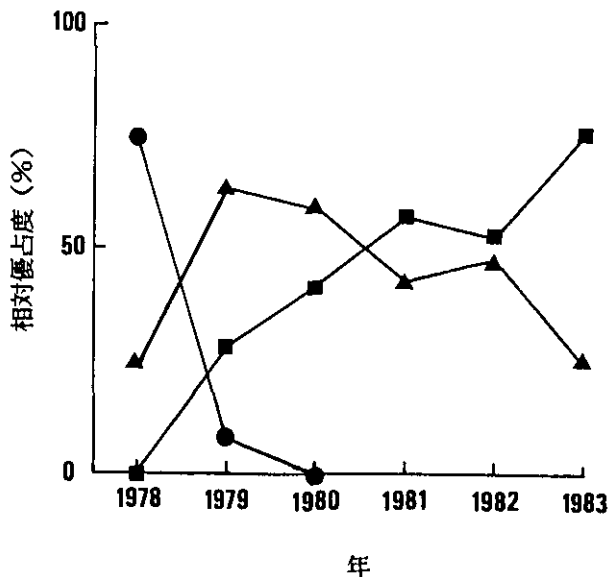


図 1. 1 実験区における裸地(●), アズマネザサ優占区(▲), 陽樹優占区(■)の相対優占度 (%) の経年変化

一般に、植生遷移の過程で見られる植物群落のモザイク構造の大きさは、数mから数十mの大きさである。衛星によるリモートセンシング画像の分解能は普通数十m以上のため、植生のモザイク構造を検出するためにはより分解能の高い画像が得られる航空機の利用が適当と考えられる。

1.3 マルコフ連鎖モデル

1.3.1 マルコフ連鎖モデルとは

植生遷移をマルコフ過程として表現する試みが、過去20年間に何人かの研究者によってなされてきた(Usher, 1966, 1979; Waggoner & Stephens, 1970; Pedenら, 1973; Horn, 1975a, b, 1981)。マルコフ過程とは、ある時点の状態がそれ以前の時点の状態に依存して確率的に決まるような過程をいう。

植生遷移にマルコフ連鎖モデルを当てはめる場合には、まずいくつかの植生遷移の段階を想定し、ある遷移段階の場所が次の時点で(その遷移段階のまま留まる場合を含めて)どの遷移段階にどのくらいの確率で推移するかという推移確率を推定あるいは仮定する。二つの遷移段階間ごとに推移確率が決まるので、もし三つの遷移段階を想定する場合には九つの推移確率からなる推移確率行列が得られる。普通、マルコフ連鎖モデルではこの推移確率行列が時間や場所によって変化せず一定の値をとると仮定している。これを一次のマルコフ連鎖モデルと呼ぶ。

このモデルは数学的な取り扱いが容易なため、これまでに多くの理論的な研究が報告されている(Horn, 1981)。例えば推移確率行列に基づいて、植生遷移の速度や平衡状態になって植生変化が見掛け上止まった時の植生(いわゆる極相植生)を数学的に決定することができる。しかし、マルコフ連鎖モデルを実測データに当てはめようとする、植生のステージを区別する客観的基準があいまいであったり、実際の植生では推移確率が一定でなかったりする場合が多く、実証的な研究例は少ない(Lippeら, 1985)。

1.3.2 マルコフ連鎖モデルによる植生遷移の解析

可知ら(1985)とKachiら(1986)は、前述のマツ林伐採跡地の植生変化のリモートセンシングのデータを使ってマルコフ連鎖モデルを作り、マツ林破壊後の植生遷移の解析を行った。まず、裸地、アズマネザサ、陽樹の三つの遷移段階の間で置き換わったメッシュ数に基づいて、各年度間ごとの推移確率を計算した。すなわち、ある遷移段階(例えばアズマネザサ)に分類されたメッシュが次の年にどの遷移段階にどの割合で置き換わるかをそれぞれの場合ごとにメッシュの数を集計し、各遷移段階にあるメッシュの全数で割った値を推移確率とした。次に、推移確率行列の計算に用いたメッシュデータが取られた年を初期条件として、その推移確率行列が年ごとに変わらないと仮定した場合のその後の植生遷移を、マルコフ連鎖モデルによって予想した(表 1.1)。

表1.1 3類型（裸地、アズマネザサ優占区、陽樹優占区）の相対優占度(%)の
の経年変化の観測値とマルコフモデルによる予測値との比較

年	観測値	マルコフモデルによる予測値 ($P_{t, t+1}$ *)による)			
1978	(74, 25, 0)				
1979	(8, 64, 28)	$P_{79, 80}$			
1980	(0, 59, 41)	(0, 59, 41)	$P_{80, 81}$		
1981	(0, 43, 57)	(0, 55, 45)	(0, 43, 57)	$P_{81, 82}$	
1982	(0, 48, 52)	(0, 54, 46)	(0, 36, 64)	(0, 48, 52)	$P_{82, 83}$
1983	(0, 25, 75)	(0, 54, 46)	(0, 33, 67)	(0, 50, 50)	(0, 25, 75)
1984		(0, 54, 46)	(0, 31, 69)	(0, 51, 49)	(0, 16, 84)
1985		(0, 54, 46)	(0, 31, 69)	(0, 51, 49)	(0, 13, 87)
1986		(0, 54, 46)	(0, 31, 69)	(0, 52, 48)	(0, 11, 89)
定常値		(0, 54, 46)	(0, 30, 70)	(0, 52, 48)	(0, 10, 90)

* $P_{t, t+1}$ は、1900+t年から1900+t+1年の期間の推移確率行列である。

その結果、以下の2点が予想された。

- 1) 今後アズマネザサの相対優占度が減少し、陽樹の相対優占度が増加する。
 - 2) どの年度の推移確率を用いてもほぼ3年以内に定常状態になる。
- 1) の予測はその後の調査によって確かめられたが、2) の予測は確かめることができなかった。これは、推移確率行列が一定ではなく年ごとに変動したためであった。

1.3.3 マルコフ連鎖モデルの問題点

マルコフ連鎖モデルは数学的な裏付けが明確なため、一般的で解析的な研究には適している。しかし、野外での現象は複雑なため、マルコフ連鎖モデルによって現実の植生遷移を忠実に再現することは一般に難しい。Lippeら(1985)は一次のマルコフ連鎖モデルの問題点を次のように整理している。

- 1) 多くの自然生態系では生物的、非生物的環境が絶えず変化しており、その変化に生物自身が反応する。そのために推移確率行列が変動する。

- 2) マルコフ連鎖モデルではある場所での変化はその場所の状態のみによって決まり、周りの状態に依存しないと仮定しているが、実際の植生ではこの仮定は成り立たないことが多い。例えば、種子は親植物の周囲により多く散布されるため、推移確率は親からの距離に依存すると予想される (Horn, 1981)。

1. 4 二次元シミュレーションモデル

マルコフ連鎖モデルは、異なる遷移段階の相対優占度の時間変化を記述することができるが、各遷移段階の空間分布の変化を記述することはできない。しかも、実際の植生では遷移段階の空間分布そのものが、植生遷移に影響を与えている可能性が高い。そこで我々は、植生遷移の二次元パターンを記述する確率モデルを作成し、そのモデルを用いてアカマツ林伐採跡地の植生遷移の解析を試みた。

1. 4. 1 二次元シミュレーションモデルの構造

このシミュレーションでは次の条件を仮定した。

- 1) 50×50 (= 2500 個) のマス目によって区切られた方形の実験区を想定し、初期条件としてそこにネザサ 500マス、陽樹 200マス分をランダムまたは集中分布するように設定した。
- 2) 各マスが、毎年2マスずつその周りにランダムに新しいマス目を占めるように成長することによってそれぞれの占有面積が拡大するとした。
- 3) 同種の2個体以上が同じマスに成長してきて互いに重なり合った時は、最後に成長した個体によってそのマスが占められるとした。
- 4) 毎年、まずネザサを成長させた後、陽樹を成長させた。ネザサが占有していたマスに陽樹が成長してきた時は、ネザサは死滅しそのマスは陽樹によって占められるとした。
- 5) 既に陽樹によって占められたマスは、ネザサによって占められることはないとした。また、ネザサは無限に成長できるが、陽樹は個体当たり16マス以上にならないよう成長の調節が起こるとした。
- 6) 両種とも競争によらない限り死滅しないと仮定した。

1. 4. 2 二次元シミュレーションモデルによる植生遷移の解析

以上の仮定に基づいて、大型計算機によるシミュレーションを行った。このシミュレーションではマルコフ連鎖モデルと異なり、各マス目が 50×50 のマス目のどの場所にあるかによってその周りの状態が変わるので、推移確率は時間的にも空間的にも変動し、マルコフ連鎖モデルに比べてより現実に近い植生遷移のパターンが再現できた。

マルコフ連鎖モデルでは、平衡状態の植生（各遷移段階の植物群落の相対優占度）は初期の植生の状態とは無関係に推移確率行列によって一義的に決まるが、二次元モデルでは初期条件がその後の植生遷移に影響することが予想された。そこで初期条件としてアズマネザサと陽樹の相対優占度を同じにして、それぞれの空間分布をランダム分布にした場合と集中分布にした場合の植生遷移のシミュレーションを行った。その結果、以下の結論を得た（図 1.2）。

- 1) 初期分布が集中するほど種内競争が激しくなって、成長速度がにぶる。
- 2) 陽樹は、集中分布するほど最終的に占める面積が少なくなる。
- 3) ネザサの成長にとって有利な初期条件は、ネザサがランダム分布し陽樹が集中分布する場合である。
- 4) 陽樹とネザサの最終的な量比は陽樹の初期分布のみによって決まる。
- 5) いずれの場合でも裸地、ネザサ、陽樹の間の推移確率は時間と共に変化し、その値は初期条件によって影響される。

1. 4. 3 二次元シミュレーションモデルの問題点

以上紹介した二次元シミュレーションモデルは、マルコフ連鎖モデルと比べて現実の植生遷移のパターンをよりよく再現したが、シミュレーションの仮定にいくつかの単純化を含んでいる。第一の単純化は、ネザサ、陽樹とも競争がない場合には、寿命が無限大であると仮定している点である。すべての生物には寿命があり、特に自然界では台風や山火事などのかく乱によって生物本来の持っている寿命よりずっと短い期間しか生存できない。第二の単純化は、ネザサと陽樹の相互作用は二次元的にしか起きないとしている点である。陽樹はネザサに比べて樹高が高いので、陽樹が生長するとネザサは陽樹の下に隠されてしまう。陽樹が何らかの原因で枯死すると、その下に隠されていたネザサが見掛け上再生したように見えてくる。今後は、こうした三次元の相互作用を考慮に入れたモデルによる解析が必要と思われる。

1. 5 まとめ

都市域における植生の気浄化能を評価するための基礎として、植生の成立過程の解析を目的としたリモートセンシングの応用の可能性について、マツ林伐採跡地の植生遷移を例にあげて解説した。伐採後6年間、毎年夏期に撮影したマルチバンド航空写真を計算機によって画像処理し、裸地、アズマネザサ、陽樹の三つの遷移段階を識別した。これらは実験区の中にモザイク状に分布していた。マツ林を伐採してできた裸地には速やかにアズマネザサが再生し、その後次第に陽樹が優占する植生に遷移した。

植生遷移の解析のためのモデル化について、より単純で解析的であるマルコフ連鎖モデルと、

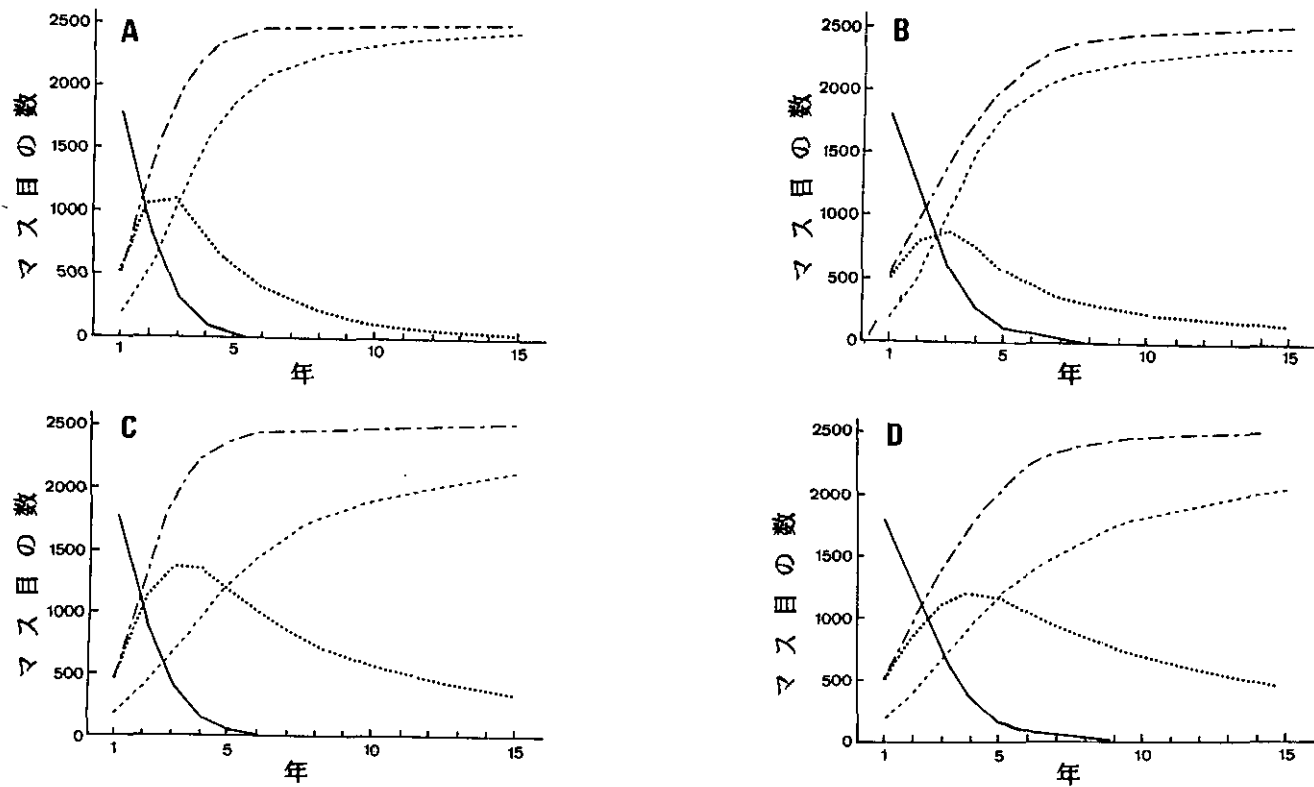


図 1. 2 二次元モデルによるマツ林伐採跡地の植生遷移のシミュレーション

50 X 50 のマス目で区切られた実験区において裸地（実線）、アズマネザサ（点線）、陽樹（鎖線）、および陽樹がなかった場合のアズマネザサ（一点鎖線）が占めるマス目の数の経年変化を示す。マス目の数の初期条件は、裸地、1800 個、アズマネザサ、500 個、陽樹、200 個である。初期の空間分布は、A：アズマネザサ、ランダム、陽樹、ランダム、B：アズマネザサ、集中、陽樹、ランダム、C：アズマネザサ、ランダム、陽樹、集中、D：アズマネザサ、集中、陽樹、集中、である。シミュレーションの条件は本文参照。

より複雑であるが実際に近い二次元シミュレーションモデルを、上記の植生遷移に当てはめた。マルコフ連鎖モデルでは、アズマネザサが陽樹に置き換わる現象はモデル化できたが、推移確率行列が年ごとに変動したため定量的な植生遷移の予測は困難であった。二次元シミュレーションモデルでは、アズマネザサと陽樹の空間パターンの変化も再現でき、植生の初期分布の違いがその後の植生遷移に影響することが示された。

謝 辞

この総説で紹介した国立公害研究所別団地ほ場の植生回復観察ほ場を使った研究は、安岡善文氏（総合解析部、主任研究官）、鈴木啓祐氏（客員研究員、亜細亜大学教授）との共同研究として行った。野外調査では、技術部の山口武則ほ場専門官をはじめ実験ほ場のスタッフのお世話になった。シミュレーションの計算では、芙蓉情報センター総合研究所の蒲耕二、藤原史之の両氏のお世話になった。ここに謝意を表す。

引 用 文 献

- Barrett, E.C. and L.F. Curtis (eds.)(1974): Environmental Remote Sensing: Applications and Achievements. Edward Arnord, London, 309p.
- Connel, J.H. and R.O. Slatyer (1977): Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am.Nat.*, **111**, 1119-1144.
- Fuentes, E.R., A.J. Hoffmann, A. Poiani and M.C. Alliende (1986): Vegetation change in large clearings: patterns in the Chilean matorral. *Oecologia(Berl.)*, **68**, 358-366.
- Hatfield, J.L. (1983): Remote sensing estimators of potential and actual crop yield. *Remote Sensing Environ.*, **13**, 301-311.
- Horn, H.S. (1975a): Forest succession. *Sci. Am.*, **232**, 90-98.
- Horn, H.S. (1975b): Markovian properties of forest succession. *In: Ecology and Evolution of Communities*, (eds.) Cody, M.L. and J.M. Diamond, Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass., 196-211.
- Horn, H.S. (1981): Succession. *In: Theoretical Ecology*, (ed.) R.May, 2nd ed., Blackwell, Oxford, 253-271.
- Jackson, R.D., P.N. Slater and P.J. Pinter, Jr.(1983): Discrimination of growth and water stress in wheat by various vegetation indices through clear and turbid

atmospheres. *Remote Sensing Environ.*, 13, 187-208.

可知直毅・戸塚 績・安岡善文・鈴木啓祐 (1985) : アカマツ林伐採跡地における植生の成立過程に関する研究. 国立公害研究所研究報告, 第82号, 213-225.

Kachi, N., Y. Yasuoka, T. Totsuka and K. Suzuki (1986) : A stochastic model for describing revegetation following forest cutting : an application of remote sensing. *Ecol. Model.*, 32, 105-117.

Lippe, E., J.T. de Smidt and D.C. Glenn-Lewin (1985) : Markov models and succession: a test from a heathland in the Netherlands. *J. Ecol.*, 73, 775-791.

Norwine, J. and D.H. Greeger (1983) : Vegetation classification based on advanced very high resolution radiometer (AVHRR) satellite imagery. *Remote Sensing Environ.*, 13, 69-87.

Peden, L.M., J.S. Williams and W.E. Frayer (1973) : A markov model for stand projection. *Forest Science*, 19, 303-314.

Rock, B.N., J.E. Vogelmann, D.L. Williams, A.F. Vogelmann and T. Hoshizaki (1986) : Remote detection of forest damage. *Bioscience*, 36, 439-445.

只木良也 (1981) : みどり-緑地環境論-. 只木良也(編著), 共立出版, 238-251.

只木良也 (1982) : ヒトと森林-森林の環境調節作用-. 只木良也・吉良竜夫(編), 共立出版, 1-21.

Usher, M.B. (1966) : A matrix approach to the management of renewable resources with special reference to selection forests. *J. Appl. Ecol.*, 3, 355-367.

Usher, M.B. (1979) : Markovian approaches to ecological succession. *J. Anim. Ecol.*, 48, 413-426.

Waggoner, P.E. and G.R. Stephens (1970) : Transition probabilities for a forest. *Nature*, 225, 1160-1161.

安岡善文 (1983) : リモートセンシングによる環境監視. 月刊 地球, 11, 668-672.

Yasuoka, Y. and T. Miyazaki (1980) : IPSEN-an interactive image processing system for environmental analysis and evaluation. *Proc. of 5th International Conference on Pattern Recognition*, 745-749.

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第1号 陸水域の富栄養化に関する総合研究—霞ヶ浦を対象域として—昭和51年度.(1977)
第2号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51/52年度 研究報告.(1978)

(改称)

国立公害研究所研究報告

- ※第3号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae).(1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫、サナギ、幼虫の形態の比較)
- 第4号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和52年度 中間報告.(1978)
- 第5号 芳香族炭化水素-窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究—昭和51、52年度 研究報告.(1978)
- 第6号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)—霞ヶ浦を中心として—昭和53年度.(1979)
- ※第7号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae(Diptera).(1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫、サナギ、幼虫の形態学的研究)
- ※第8号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和52、53年度 研究報告.(1979)
- 第9号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—昭和53年度 中間報告.(1979)
- 第10号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究—昭和51~53年度 特別研究報告.(1979)
- ※第11号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity.(1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第12号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation.(1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレームおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第13号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
—第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係—
—第2報 その一支流に見出された Chironominae亜科の20種について)
- 第14号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53、54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和54年度 特別研究報告.(1980)
- 第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測.(1980)
- ※第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果—臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—昭和53、54年度 特別研究報告.(1980)
- 第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material.(1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調整、分析および保証値)
- ※第19号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅲ)—霞ヶ浦(西浦)の湖流—昭和53、54年度.(1981)
- 第20号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅳ)—霞ヶ浦流域の地形、気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響—昭和53、54年度.(1981)
- 第21号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅴ)—霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価—昭和53、54年度.(1981)
- 第22号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅵ)—霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量—昭和53、54年度.(1981)
- 第23号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅶ)—湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研

- 究—昭和53、54年度。(1981)
- 第24号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(VII)—富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究—昭和53、54年度。(1981)
- 第25号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(VIII)—*Microcystis* (藍藻類)の増殖特性—昭和53、54年度。(1981)
- 第26号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(X)—藻類培養試験法によるAGPの測定—昭和53、54年度。(1981)
- 第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI)—研究総括—昭和53、54年度。(1981)
- 第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究—昭和54、55年度 特別研究報告。(1981)
- 第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
—第3報 夏の調査で見出されたエリユスリカ亜科Orthoclaadiinae 各種の記載と、その分布の下水汚染度との関係について
—第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載)
- ※第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究—昭和54、55年度 特別研究報告。(1982)
- 第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和55年度 特別研究報告。(1981)
- 第32号 スモッグチャンパーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)—昭和54年度 特別研究中間報告。(1982)
- 第33号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—大気運動と大気拡散過程のシミュレーション—昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- ※第34号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究—昭和55年度 特別研究報告。(1982)
- 第35号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究。(1982)
- ※第36号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究—昭和55、56年度 特別研究報告。(1982)
- ※第37号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究。(1982)
- 第38号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material.(1982)
(環境標準試料「池底質」の調整、分析及び保証値)
- ※第39号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究—昭和56年度 特別研究報告。(1982)
- 第40号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和56年度 特別研究報告。(1983)
- 第41号 土壌環境の計測と評価に関する統計学的研究。(1983)
- ※第42号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究。(1983)
- ※第43号 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
—第5報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する6月の調査成績とユスリカ亜科に属する15新種等の記録
—第6報 多摩本流より6月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について
—第7報 多摩本流より3月に採集されたユスリカ科の各種について)
- 第44号 スモッグチャンパーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究—環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)—昭和54年度 特別研究中間報告。(1983)
- 第45号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53~55年度 特別研究報告。(1983)
- 第46号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和54、55年度 特別研究報告 第1分冊。(1983)
- 第47号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究

- 昭和54、55年度 特別研究報告 第2分冊。(1983)
- ※第48号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析。(1983)
- 第49号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究—昭和57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第50号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(I)—霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第51号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(II)—霞ヶ浦の物質循環とそれを支配する因子—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第52号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(III)—霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第53号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(IV)—霞ヶ浦の魚類及び甲かく類現存量の季節変化と富栄養化—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第54号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(V)—霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第55号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VI)—富栄養化防止対策—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第56号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VII)—湯ノ湖における富栄養化とその防止対策—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- ※第57号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(VIII)—総括報告—昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第58号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究—昭和55~57年度 特別研究総合報告。(1984)
- 第59号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究—光化学スモッグチャンパーによるオゾン生成機構の研究—大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究—昭和55~57年度 特別研究報告(第1分冊)。(1984)
- 第60号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究—光化学エアロゾル生成機構の研究—昭和55~57年度 特別研究報告(第2分冊)。(1984)
- 第61号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究—環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1)—昭和55~57年度 特別研究報告(第3分冊)。(1984)
- 第62号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究—昭和56~58年度 特別研究中間報告。(1984)
- 第63号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究—昭和56年度 特別研究報告。(1984)
- ※第64号 複合大気汚染の植物影響に関する研究—昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第65号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響—第1分冊)
- ※第66号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2。(1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響—第2分冊)
- 第67号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究—昭和54~56年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第68号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究—昭和56~57年度 特別研究総合報告。(1984)
- ※第69号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究。(1984)
- 第70号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park。(1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
—第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究
—第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的、生態学的研究)
- ※第71号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析。(1984)
- 第72号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究—環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2)—昭和55~57年度 特別研究報告(第4分冊)。(1985)

- ※第73号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究—昭和55~57年度 特別研究総合報告。(1985)
- ※第74号 都市域及びその周辺の自然環境に係る環境指標の開発に関する研究。環境指標—その考え方と作成方法—昭和59年度 特別研究報告。(1984)
- 第75号 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa.(1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)
- 第76号 A study on the behavior of monoterpens in the atmosphere.(1985)
(大気中モノテルペンの挙動に関する研究)
- 第77号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究—昭和58年度 特別研究報告。(1985)
- 第78号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明。(1985)
- 第79号 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982.(1985)
(環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)
- 第80号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究—昭和57/58年度 特別研究報告。(1985)
- 第81号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究—地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- 第82号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~58年度 特別研究報告。(1985)
- 第83号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan.(1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- 第84号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究—昭和57~59年度 特別研究総合報告。(1985)
- 第85号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters.(1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第86号 GC/MSスペクトルの検索システムに関する研究。(1986)
- 第87号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する研究—昭和53~58年度 総合報告。(1986)
- 第88号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究Ⅱ。環境指標—応用例とシステム—昭和59年度 特別研究報告。(1986)
- 第89号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing.(1986)
(LANDSATリモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第90号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動—知床国立公園内100平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第91号 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions.(1986)
(人間による環境資源利用の経済分析—水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第92号 アオコの増殖及び分解に関する研究。(1986)
- 第93号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(I)—昭和58~59年度 特別研究総合報告 第1分冊。(1986)
- 第94号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究(Ⅱ)—昭和58~59年度 特別研究総合報告 第2分冊。(1986)
- 第95号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(I)—汚濁負荷の発生と流出・流達—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- ※第96号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅱ)—水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第97号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅲ)—水路及び土壌による水質の浄化—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第98号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅳ)—自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第99号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究—昭和56~59年度 特別研究総合報告。(1986)
- 第100号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究—特定汚染選択的検出法及び高感度分析技術の開発—昭和58~60年度 特別研究報告。(1986)

- 第101号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究――昭和57～60年度 特別研究報告.(1986)
- 第102号 地球規模大気質変動に関する予備的研究.(1986)
- 第103号 環境調和型技術としての電気自動車の評価に関する基礎的研究.(1987)
- 第104号 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park.(1987)
(北海道阿寒国立公園の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第105号 畑地土壌における水分と諸元素の動態.(1987)
- 第106号 筑波研究学園都市における景観評価と景観体験に関する研究.(1987)
- 第107号 遠隔計測による環境動態の評価手法の開発に関する研究――昭和59～60年度 特別研究報告.(1987)
- 第108号 植物の大気環境浄化機能に関する研究――昭和57～60年度 特別研究総合報告.(1987)

※ 残部なし

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1 * Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1976.(1977)
- No. 2 * Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1977.(1978)

(Starting with Report No.3, the new title for NIES Reports was changed to;)

Research report from the National Institute for Environmental Studies

- ※No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus*(Deptera, Chironomidae).(1978)
- No. 4 * Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1977.(1978)
- No. 5 * Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells—Research report in 1976-1977.(1978)
- No. 6 * Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1977-1978.(1979)
- ※No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae(Deptera).(1979)
- ※No. 8 * Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1977-1978.(1979)
- No. 9 * Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1978.(1979)
- No. 10 * Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978.(1979)
- ※No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity.(1980)
- No. 12 Multi-element analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation.(1980)
- No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No. 14 * Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979.(1980)
- ※No. 15 * Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1979.(1980)
- No. 16 * Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar.(1980)
- ※No. 17 * Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes—Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Progress report in 1978-1979.(1980)
- No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material.(1980)
- ※No. 19 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura(Nishiura)—1978-1979.(1981)
- No. 20 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment—1978-1979.(1981)
- No. 21 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura—1978-1979.(1981)
- No. 22 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura—1978-1979.(1981)
- No. 23 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Applicability of trophic state indices for lakes—1978-1979.(1981)
- No. 24 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources—1978-1979.(1981)

- No. 25 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*—1978-1979.(1981)
- No. 26 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Determination of argal growth potential by algal assay procedure—1978-1979.(1981)
- No. 27 * Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of researches—1978-1979.(1981)
- No. 28 * Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Progress report in 1979-1980.(1981)
- No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- ※No. 30 * Eutrophication and red tides in the coastal marine environment — Progress report in 1979-1980.(1982)
- No. 31 * Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1980.(1981)
- No. 32 * Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1).(1982)
- No. 33 * Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes — Progress report in 1980.(1982)
- ※No. 34 * The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1980.(1982)
- No. 35 * Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic.(1982)
- ※No. 36 * Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report in 1980-1981.(1982)
- ※No. 37 * Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy — The Evaluation Laboratory of Man-Environment Systems.(1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material.(1982)
- ※No. 39 * The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1981.(1983)
- No. 40 * Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1981.(1983)
- ※No. 41 * Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil—with special reference to heavy metals— . (1983)
- ※No. 42 * Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation.(1983)
- ※No. 43 Studies on chironomid midges of the Tama River.(1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
- No. 44 * Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere(Part 2).(1983)
- No. 45 * Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Outlines of special research project—1978-1980.(1983)
- No. 46 * Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 1.(1983)
- No. 47 * Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem—Research report in 1979-1980, Part 2.(1983)
- No. 48 * Study on optimal allocation of water quality monitoring points.(1983)

- No. 49 * The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution—Research report in 1982.(1984)
- ※No. 50 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Estimation of input loading of Lake Kasumigaura—1980-1982.(1984)
- ※No. 51 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—The function of the ecosystem and significance of sediment in nutrient cycle in Lake Kasumigaura—1980-1982.(1984)
- ※No. 52 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura—1980-1982.(1984)
- No. 53 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Seasonal changes of the biomass of fishes and crustacia in Lake Kasumigaura—1980-1982.(1984)
- No. 54 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura—1980-1982.(1984)
- No. 55 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Measures for eutrophication control—1980-1982.(1984)
- No. 56 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Eutrophication in Lake Yunoko—1980-1982.(1984)
- ※No. 57 * Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters—Summary of researches—1980-1982.(1984)
- No. 58 * Studies on the method for long term environmental monitoring — Outlines of special research project in 1980-1982.(1984)
- No. 59 * Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system — Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber—Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds — Research report in 1980-1982,Part 1.(1984)
- No. 60 * Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Formation mechanisms of photochemical aerosol—Research report in 1980-1982,Part 2.(1984)
- No. 61 * Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system — Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere(Part 1) —Research report in 1980-1982,Part 3.(1984)
- No. 62 * Effects of toxic substances on aquatic ecosystems —Progress report in 1980-1983.(1984)
- ※No. 63 * Eutrophication and red tides in the coastal marine environment —Progress report in 1981.(1984)
- ※No. 64 * Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Final report in 1979-1981.(1984)
- ※No. 65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1.(1984)
- ※No. 66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2.(1984)
- No. 67 * Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques —Project research report in 1979-1981.(1984)
- ※No. 68 * Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil—Research report in 1981-1983.(1984)
- ※No. 69 Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji — Basic research report.(1984)
- No. 70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park
Part I.Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II.Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.(1984)
- ※No. 71 * Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing.(1984)
- No. 72 * Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere — Research report in 1980-1982,

Part 4.(1985)

- ※No. 73 * Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Final report in 1980-1982.(1985)
- ※No. 74 * A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality—Environmental indices—Basic notion and formation.(1984)
- No. 75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa.(1985)
- No. 76 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere.(1985)
- No. 77 * The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1983.(1985)
- No. 78 * Study on residents' role in conserving the living environment.(1985)
- No. 79 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982.(1985)
- No. 80 * Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report in 1982-1983.(1985)
- No. 81 * A studies on effects of implementing environmental impact assessment procedure —With particular reference to implementation by local governments.(1985)
- No. 82 * Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Research report in 1982-1983.(1985)
- No. 83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan.(1985)
- No. 84 * A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure—Final report in 1982-1984.(1985)
- No. 85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters.(1985)
- No. 86 * A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra.(1986)
- No. 87 * Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells—Research report in 1978-1983.(1986)
- No. 88 * A comprehensive study on the development of indices systems for urban and suburban environmental quality II —Environmental indices—Applications and systems.(1986)
- No. 89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing.(1986)
- No. 90 * National trust movement in Japanese nature conservation — Trustworthy or illusion?(1986)
- No. 91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions.(1986)
- No. 92 * Studies on the growth and decomposition of water-bloom of Microcystis.(1986)
- No. 93 * Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil(I)—Research report and papers(Part 1)in 1983-1984.(1986)
- No. 94 * Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil(II)—Research report and papers(Part 2)in 1983-1984.(1986)
- No. 95 * Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(I)—Drainage and flowing down of pollutant load— Research report in 1983-1984.(1986)
- ※No. 96 * Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(II)—Structure and function of the ecosystems of littoral zone — Research report in 1983-1984.(1986)
- No. 97 * Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(III)—Self-purification in stream and soil—Research report in 1983-1984.(1986)
- No. 98 * Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management(IV)—Development and application of wastewater treatment technologies utilizing self-purification ability—Research report in 1983-1984.(1986)
- No. 99 * Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Final report in 1981-1984.(1986)
- No.100 * Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in

- the background regions—Development of highly sensitive and selective analytical methods for measurement of pollutants in the background regions—Progress report in 1983-1985.(1986)
- No.101* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination on animals.(1986)
- No.102* A review on studies of the global scale air quality perturbation.(1986)
- No.103* Technological assessment of electric vehicle from the environmental protection viewpoint.(1987)
- No.104 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park.(1987)
 Part I .Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake Kussyaro.
 Part II .Chironomid midges collected on the shore of lakes in the Akan National Park, Hokkaido(Diptera, Chironomidae)
- No.105* Formulation of the dynamic behavior of water and solutes leaching through the field soil.(1987)
- No.106* Appraised landscape and thier environmental value in Tsukuba Science City.(1987)
- No.107* Studies on remote sensing for spatial and temporal analysis of environment—Research report in 1984-1985.(1987)
- No.108* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Final report in 1982-1985.(1987)

* in Japanese
 ※ out of stock

[昭和61年11月28日受領]

**RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN**

No. 108

国立公害研究所研究報告 第108号
(R-108-'87)

昭和62年 2月28日発行

発 行 環 境 庁 国 立 公 害 研 究 所

〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番 2

印 刷 株 式 会 社 イ セ プ

〒305 茨城県新治郡桜村天久保 2-11-20

**Published by the National Institute for Environmental Studies
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
February 1987**