

## 〈総 説〉

# 複合大気汚染指標としての着生センタイ植物\*

光 木 偉 勝\*\*・中 川 吉 弘\*\*\*・渡 辺 弘\*\*\*\*

## 1. はじめに

化学分析技術の著しい発展によって、数多くの汚染物質が環境に広く拡散していることが明らかにされてきた。しかし、それらの汚染物質による生物に対する影響についての知見の集積は甚だしく遅れている。人間を取り巻く生物群集は、それら自身も複雑に作用し合いながらある一定のバランスを保ちつつ生態系を構成している。したがって、環境汚染物質による生態系の僅かな歪みや破綻が二次的、三次的な影響に波及しながら、やがて人類への悪影響となって跳ね返ってくる危険性を持っている。北欧や北米で問題となっている酸性雨による森林被害や湖沼生態系の破綻は正にこのことを立証している。

このように考えると、生物現象を通して環境を診断するいわゆる生物指標に関する研究の推進が必要であり、特に、環境の変化が人間にとって好ましくない状態に至る前にその変化を示す先生物指標の検討が重要である。

着生植物（樹幹に着生するセンタイ類・地衣類）は大気汚染物質に対して感受性が強く、先生物指標として有用であると考えられる。本総説では、着生センタイ植物の複合大気汚染に対する指標性について、著者らの検討結果を中心に紹介する。

## 2. 大気汚染と着生植物の分布

着生植物と大気汚染との関連については、すでに1866年に Nylander がパリにおける調査結果を報告している<sup>1)</sup>が、ヨーロッパおよびカナダの都市において1956年以降本格的に研究が進められた<sup>2)</sup>。着生植物の衰退は初めのうちは都市の乾燥化が原因と考えられたが、検討が進むにつれて大気汚染がその主原因と考えられるようになった<sup>3)</sup>。着生植物が大気汚染の生物指標として優れていることが総説や解説としてまとめられている<sup>3-10)</sup>。

着生植物が大気汚染の指標として優れている点を埜田<sup>7)</sup>は次のように要約している。1) 樹皮上に生育しているため、土壌条件の違いに影響されない。2) 生活のための水分や養分のすべてを雨水または露に頼っている。3) 高等植物に比べて生長速度が遅く、一度被害を受けると回復するのに時間がかかる。4) 多年性の常緑植物であるため、一年中汚染の影響を受ける。5) 表皮組織や通導組織が未発達で、裸出した細胞に汚染物質が直接吸収され、細胞一つ当たりを受ける影響は高等植物に比べてずっと大きくなる。

着生植物の調査結果をもとに大気汚染との関係を見る方法としては、1) 指標性を有する特定種の分布図、2) 植生の違いを表わす植生図、3) 植物社会学的特性を取り入れた大気清浄度指数 (Index of Atmospheric Purity: IAP 法と略す)、4) 非汚染地域の着生植物を汚染地域に移植する方法などがある<sup>2)</sup>。

我が国ではウメノキゴケを指標種とする分布図や植生図および IAP 法を用いた数多くの都市での調査結果が報告され (表 1)、移植法を用いた報告は見当たらない。これらの結果は外国での報告も含めて、主として硫黄酸化物 (SO<sub>x</sub>) との関係が深いことが述べられている。

図 1 は、著者らの調査結果を IAP 等値線図で表わしたものである<sup>20,26)</sup>。IAP 値は LeBlanc ら<sup>1)</sup>が提唱した次式により算出した。

$$IAP = (\sum fQ \times f) / 10$$

ただし、n はその地点の着生植物種数、Q はその種の生態指数または耐性指数と呼ばれるもので、共存する着生植物の種類数の全調査地点を通じた平均値、f はその種の生育状態 (優占度と頻度から評価) を表わし、10 で割るのは数値を扱い易い大きさにするためである。

なお、LeBlanc らは生育状態 f を 5 段階評価しているが、著者らは埜田<sup>27)</sup>が指摘するように 3 段階評価とし

\* Epiphytic Bryophytes as an Useful Combined Pollution Index for the Total Air Pollution

\*\* Hidekatsu MITSUGI, \*\*\*Yoshihiro NAKAGAWA, \*\*\*\*Hiromu WATANABE (兵庫県公害研究所) The Environmental Science Institute of Hyogo Prefecture

表1 我が国における着生植物の分布調査

調査区分	調査地域	調査年	文献
ウメノキゴケの分布図	清水市, 静岡市, 富士市, 東京都	1972~1974年	Kurokawaら (1974) <sup>11)</sup>
	仙台市, 東京都, 富士市, 静岡市, 四日市市	1972~1974年	Sugiyamaら (1976) <sup>12)</sup>
植生図	東京都	1970年	Taoda (1972) <sup>13)</sup>
	神戸市	1972~1977年	中西ら (1979) <sup>14)</sup>
	宇部市	1972~1976年	梅津 (1978) <sup>15)</sup>
	大津市	1974年	Taoda (1975) <sup>16)</sup>
	福山市	1976年	根平ら (1980) <sup>17)</sup>
	宮崎市	1979年	仲村ら (1981) <sup>18)</sup>
IAP法	西播地域 (相生市中心)	1979~1981年	中西ら (1982) <sup>19)</sup>
	東播地域 (加古川市中心)	1975~1976年	光木ら (1978) <sup>20)</sup>
	姫路市	1976年	飛石 (1977) <sup>21)</sup>
	赤穂市	1977年	中川ら (1977) <sup>22)</sup>
	北九州市, 大牟田市	1978~1979年	小村ら (1983) <sup>23)</sup>
IAP法	福岡市	1978~1979年	小村ら (1984) <sup>24)</sup>
	北九州市, 大牟田市	1978~1982年	小村ら (1984) <sup>25)</sup>

た。

IAPの数値が大きい程大気清浄度が高いことを示し、SO<sub>x</sub>等濃度線図と概ね一致したが、各測定点毎のIAP値とPbO<sub>2</sub>法によるSO<sub>x</sub>濃度との相関を取ると必ずしも良い相関は見られなかった。このことから、IAP値は長期的な汚染の影響やSO<sub>x</sub>以外の他の汚染物質の影響

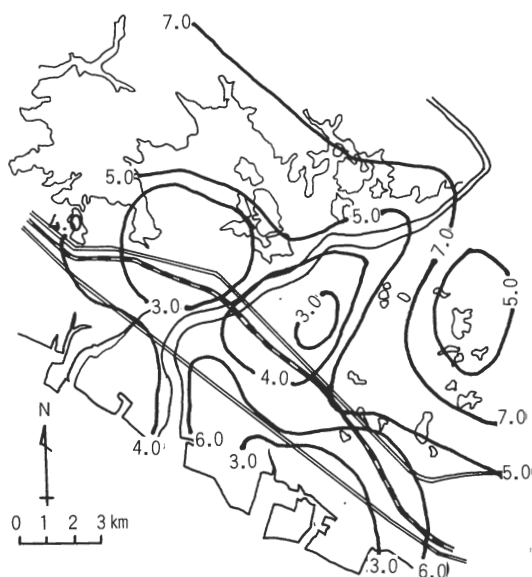


図1 兵庫県東播地域における大気清浄度指数 (IAP) 等値線図

響など複雑な環境要因の総合された作用の結果を反映しているものと推定される。そして、着生植物は生活のための水分・養分をおもに雨水に依存していることから、雨水に濃縮された汚染物質が一つの大きな要因として作用すると考えられる。そこで、着生植物の生育状況を表わすIAP値を被説明変数に置き、IAP値に影響を与えると考えられる要因のうち、SO<sub>x</sub>濃度、雨水可溶性物質濃度および着生する樹皮の乾燥の度合をそれぞれ説明変数として重回帰分析をした結果、前二者が複合的に影響し、特に雨水可溶性物質の影響が著しいことがわかった<sup>20)</sup>。また、雨水可溶性物質中の銅イオンやマンガンイオンが着生植物の生育分布に影響していることを推定した<sup>20)</sup>。

さらに、センタイ類胞子の発芽・生長が雨水のpH低下や雨水中の重金属イオンによって阻害されること<sup>28)</sup>、ウメノキゴケの生理活性が二氧化硫 (SO<sub>2</sub>) と窒素酸化物 (NO<sub>x</sub>) の単独または複合影響によって複雑に変化すること<sup>29,30)</sup>などの結果を得た。これらのことは、着生植物の生育分布が複合大気汚染の生物指標として有効なことを示唆している。また、小村ら<sup>23)</sup>は福岡県内の公害健康被害補償法に基づく指定地域はIAP値の低い地域とよく一致するとの興味ある結果を報告している。

### 3. 雨水の汚染と着生センタイ類胞子の発芽・生長阻害

大気中の汚染物質は雨水中に捕捉されるため、雨水は大気複合汚染を理化学的に評価する場合の一つの有用な試料となる。さらに、酸性雨に見られるように、生態系への複合大気汚染の影響を生物学的に評価する際の重要な対象になり得る。

樹木に着生するセンタイ類がSO<sub>x</sub>だけでなく、雨水中に溶け込んだ汚染物質に対しても敏感であり、これらの生育には両者が複合的に影響することはすでに述べた。また、大気汚染地域からの着生センタイ類の衰退は、生長した配偶体への汚染物質の直接的な影響以上に、原系体や若い配偶体への影響が大きく、生殖周期の破綻に起因すると推定され<sup>31)</sup>、このことはSO<sub>2</sub>による曝露実験によって確認されている<sup>32,33)</sup>。

以上の点を考慮して、複合した大気汚染環境の評価法の一つとして、着生センタイ類胞子の発芽および原系体生長に及ぼす雨水汚染物質の阻害影響について検討した<sup>28)</sup>。

実験は試験水 (雨水または無機塩類調製溶液) と栄養塩としてのクノッ液の混合割合を9:1 (10%溶液) とし、発芽・生長実験に際しては2%固形寒天培地を作成して使用した。この培養寒天上に、大気汚染の少ない

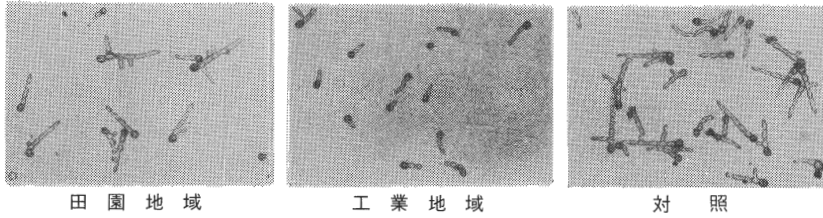


図2 雨水培養によるコゴメゴケ胞子の発芽・生長状態

表2 デポジットゲージ採取雨水による胞子の発芽・生長率の地域差

サンプリング地域	サンプル数	コゴメゴケ	ヒナノハイゴケ
田園地域	4	99±10	80±14
住居・商業地域	11	89±11	78±13
工業地域	18	68±10	61±11

田園地域で採取したセンタイ類の胞子を播種して、人工光型定温器内 (25±2℃, 1,050~1,300 lx., 12時間/日蛍光灯照射) で10日間培養した。

なお、実験に当たって、常に対照として試験水の代わりに蒸留水をクノップ液に加えて作成した培養寒天を使用した。この培養寒天のpHは6.6を示した。試験水培地における胞子の発芽率と生長度合を計数し、対照培地のそれとの比を次式により計算して、試験水における胞子の発芽・生長率として表わした。

試験水に対する発芽・生長率 = (試験水の生長細胞数/対照の生長細胞数) × (試験水の発芽率/対照の発芽率) × 100 (%)

田園地域、住居・商業地域、工業地域において、デポジットゲージにより1か月間採取した雨水を用いて、胞子発芽・生長試験を行った結果を表2に示す。各地域で採取した雨水を用いた胞子発芽・生長率は、コゴメゴケでは田園地域>住居・商業地域>工業地域を示し、ヒナノハイゴケでは田園地域≒住居・商業地域>工業地域を示した。図2には田園地域と工業地域で採取した雨水を用いたコゴメゴケ胞子の発芽・生長写真の一例を示したが、工業地域で採取した雨水で明らかに発芽・生長阻害が認められる。

本培養法による培養寒天のpH値は、試験水のpHが約4~8の範囲では、寒天および添加クノップ液の緩衝効果によって、約6.0~6.8とほぼ一定の値を示した。従って、pHの影響を除去した雨水中成分の胞子発芽・生長阻害が検討できる。

そこで、実験室的に調製した試験水や実際の雨水を用いた胞子発芽・生長試験を詳細に行った結果、胞子の発芽・生長に対する陽イオンの影響が大きく、銅、亜鉛、

マンガンなど重金属イオンは海塩 (NaCl) の共存下で相乗的または相加的に阻害することが明らかとなった<sup>28)</sup>。

一方、雨水の酸性化が着生植物に及ぼす影響についての報告はSOxに起因する酸性雨の知見に限られているようである。例えば、Robitailleら<sup>34)</sup>の銅精錬所付近の着生植物の衰退報告、Sheridanら<sup>35)</sup>のpH1~6の希H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>溶液を用いた模擬酸性雨によるセン類配偶体の光合成能の減少実験などがある。

また、酸性雨と関連の深いSO<sub>2</sub>の作用毒性は水に溶解した時の形によって差が見られ、H<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>>HSO<sub>3</sub><sup>-</sup>>SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>の順に毒性が強くなる<sup>9)</sup>、その存在形態は溶液のpHに依存する。pHの低いほど毒性の強い形で存在し<sup>31,36)</sup>、基質のpHが高くなる程HSO<sub>3</sub><sup>-</sup>やSO<sub>3</sub><sup>2-</sup>からSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>への酸化が促進されるとの報告がある。さらに、センタイ類の配偶体<sup>37)</sup>または原糸体<sup>33)</sup>に対するSO<sub>2</sub>の毒性は、H<sup>+</sup>濃度(pH)よりもHSO<sub>3</sub><sup>-</sup>濃度に関係することを実験的に証明した報告もある。

図3に、4種類のセン類胞子の発芽・生長に及ぼす培養寒天のpHの影響について検討した結果を示す。培養寒天のpHは0.1N-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>または0.1N-NaOH溶液で調整し、10日間培養後のpH変化は殆んど認められなかった。なお、胞子の発芽・生長率は対照(pH=6.6)を100%とした時の指数で表わしている。図3から明らかなように、胞子の発芽・生長は培地のpH範囲約5~8では殆

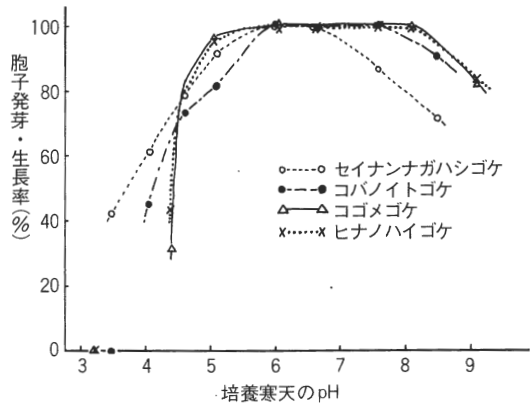


図3 セン類胞子の発芽・生長に及ぼすpHの影響

んど阻害を受けないのに対して、pHが5以下になると急激に阻害を受ける。pHが3.2~3.5では、汚染耐性の最も強いグループに属すると考えられているセイナンナガハシゴケ（孢子発芽・生長率42%）を除く他の3種類の孢子は全く発芽せず、セン類の種の違いによって異なる感受性を示した<sup>28,30)</sup>。

野外における着生センタイ類およびその孢子の発芽・生長に及ぼす雨水pHの影響はどうであろうか。鈴木<sup>39)</sup>は街路樹林内外の調査から雨水のpHは樹木の枝葉に接触して、著しく酸性度が緩和されたと報告している。Gilbert<sup>4)</sup>はトリネコ樹幹のpH測定を行い、その値は2.5~5.7を示し、樹皮の酸性化が進み、地衣類不毛の原因となっていると報告している。また、ヨーロッパでは森林地域の雨水pHの方が非森林地域のそれより低く、これは酸性の乾性降水によるものとの考え方もある<sup>40)</sup>。このように、樹木の立地条件や樹種の違い等によって樹幹を流れる雨水のpHは変化するようである。

着生植物に及ぼす酸性雨の影響については、以上述べてきたことに加えて、雨水の酸性化の原因物質として我

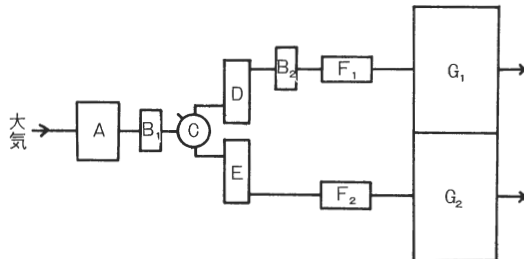
が国では最近とりわけNOxの役割が重要視されるようになった事実<sup>41)</sup>も同時に考えねばならない。酸性雨による生態影響については現場に即した検討が必要であり、最近話題になっているスギ枯れの原因究明の一端に、あるいは着生植物調査が役立つかも知れない。

#### 4. ブリオメーターによる複合大気汚染のモニタリング

近年、主として光化学オキシダントの農作物被害影響評価を目的として、フィルタードエアーチャンバー(FAC)法と呼ばれる手法がよく検討されている。これは、実際の大气と活性炭フィルターによって浄化された大气が個別に通気される一対のチャンバー内で植物を栽培し、その生長量や被害症状の有無などを比較する方法である。

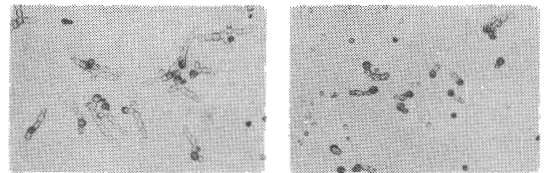
FACと同じ原理のブリオメーターと称される小型装置が考案され<sup>42)</sup>、センタイ類配偶体を用いた実験<sup>42)</sup>やゼニゴケ無性芽を用いた調査研究<sup>43-45)</sup>が報告されている。著者らは従来のブリオメーターを若干改良して、浄化室と非浄化室の温度、湿度、照度条件を殆んど同一にすることに成功した<sup>46,47)</sup>。

図4に、孢子発芽・生長試験用ブリオメーターのダイ



A: エアーポンプ, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>: 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<sub>1</sub>, F<sub>2</sub>: 流量計, G<sub>1</sub>: 浄化室, G<sub>2</sub>: 非浄化室

図4 孢子発芽生長試験用ブリオメーターのダイヤグラム



浄化室

非浄化室

図5 ブリオメーターにおけるコゴメゴケ孢子の発芽・生長試験写真

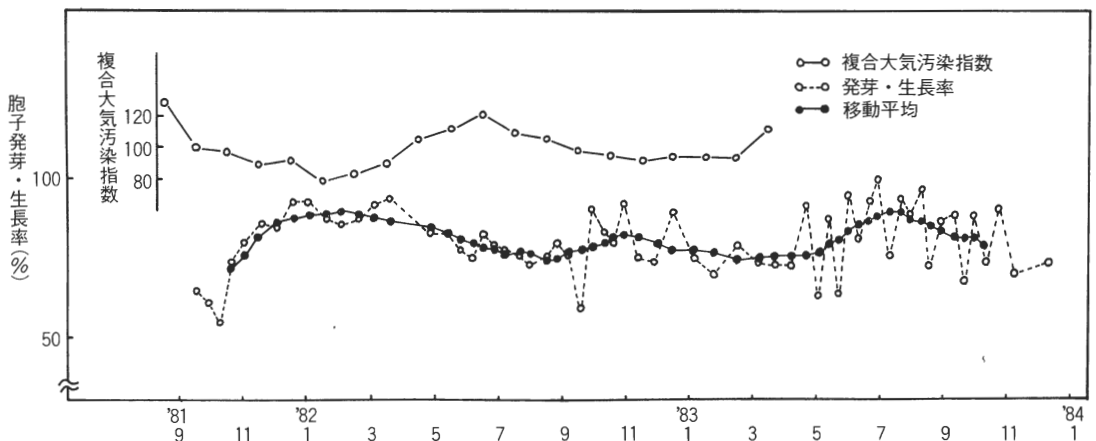


図6 コゴメゴケ孢子の発芽・生長率と複合大気汚染指数の変化

ヤグラムを示す。この装置を用いて、大気汚染に敏感な着生センタイ類の胞子を播種し、その発芽・生長率を評価パラメーターとして複合大気汚染環境の評価法の検討を進めている。

図5に、プリオメーターを用いた胞子発芽・生長写真の一例を示したが、浄化室に比べて非浄化室で明らかに発芽・生長阻害が認められる。

図6には、当研究所周辺の都市大気をプリオメーターに導入した時のコゴメゴケ胞子の発芽・生長率の変化とその移動平均および複合大気汚染指数を示した。ここで言う複合大気汚染指数とは、複数の大気汚染物質の一定期間中の平均濃度に対する特定期間の各汚染物質濃度の相対値の和とし、次式から算出した値である。

$$\text{複合大気汚染指数} = \left( \frac{A}{A} + \frac{B}{B} + \frac{C}{C} + \frac{D}{D} \right) / 4 \times 100$$

ただし、A, B, C, Dは各月のSO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>x</sub>, 非メタン-HCの平均濃度 (ppm),  $\bar{A}$ ,  $\bar{B}$ ,  $\bar{C}$ ,  $\bar{D}$ は1981年8月～1983年3月(20か月)のSO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>x</sub>, 非メタン-HCの平均濃度 (ppm)を示す。

図6から、胞子発芽・生長率の移動平均と複合大気汚染指数との変動パターンは逆の関係にあると思われる。そこで、この両者の関係を図7に示した。両者の相関係数は $r = -0.753$  ( $n = 18$ )となり、有意水準0.1%で負の相関を示した<sup>47)</sup>。

また、加古川市における測定では、コゴメゴケ胞子の発芽・生長率 (y) と大気汚染物質 SO<sub>2</sub> (x<sub>1</sub>), NO<sub>2</sub> (x<sub>2</sub>), O<sub>x</sub> (x<sub>3</sub>), 非メタン HC (x<sub>4</sub>) 濃度 (ppb) との間には重回帰式  $y = 94 + 2.3 x_1 - 4.2 x_2 - 0.20 x_3 + 0.08 x_4$ ,  $R = 0.769$  ( $p < 0.05$ ),  $n = 16$ の関係式を得た<sup>48)</sup>。さらに、SO<sub>2</sub> と NO<sub>2</sub> の混合曝露実験によって、胞子の発芽・生長が相加的または相乗的に阻害されることもわかった<sup>49)</sup>。このような結果から、プリオメーターを用いた胞子の発芽・生長率は複合大気汚染の有効なモニタリング法として使用できると考えられる。

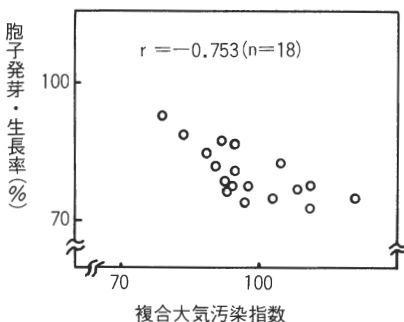


図7 コゴメゴケ胞子の発芽・生長率と複合大気汚染指数との相関

## 5. おわりに

生物指標の役割は、環境汚染の早期発見の手段、すなわち先行指標となることであると位置づけ、その一例として着生センタイ植物の複合大気汚染指標としての有用性について紹介した。

「早期発見、早期治療」は疾病における原則である。環境汚染に対しても、生物が示す警告をすばやく感知する方法を確立し、対策を講じることが環境行政に課せられた責任の一端であると考えられる。

なお、着生センタイ植物における重金属等有害物質の濃縮蓄積およびセンタイ類と同様に汚染指標として有用な地衣類についての記述は、今回は割愛した。次の機会に紹介したい。

## —引用文献—

- 1) J. DeSloover, F. LeBlanc: In R. Misra, B. Gopal (ed.), "Proc. Symp. Recent Adv. Trop. Ecol.", 42-56, 1968.
- 2) F. LeBlanc, D. N. Rao: *Bryologist*, **76**, 1-19, 1973.
- 3) B. W. Ferry, M. S. Baddeley, D. L. Hawksworth: "Air Pollution and Lichens", 389pp, Athlone Press, London, 1973.
- 4) O. L. Gilbert: In V. Ahmadjian, M. E. Hale (ed), "The Lichens", 443-472, Academic Press, New York, 1973.
- 5) F. LeBlanc, D. N. Rao: *Bull. Soc. Bot. Fr.*, **121**, 237-255, 1974.
- 6) F. LeBlanc, D. N. Rao: In J. B. Mudd, T. T. Kozlowski (ed.), "Responses of Plants to Air Pollution", 237-272, Academic Press, New York, 1975.
- 7) 埜田宏:「環境汚染と指標植物」, 170pp, 共立出版, 東京, 1974.
- 8) 埜田宏, 杉山恵一:「図説環境汚染と指標生物」(松中昭一編), 66-81, 朝倉書店, 東京, 1979.
- 9) D. H. S. Richardson: "The Biology of Mosses", 151-180, Blackwell Sci. Pub., Oxford, 1981.
- 10) D. N. Rao: In A. J. E. Smith (ed), "Bryophyte Ecology", 445-471, Chapman and Hall, London & New York, 1982.
- 11) S. Kurokawa: In M. Numata (ed), "Studies in Urban Ecosystem", 26-32, 1974.
- 12) K. Sugiyama, S. Kurokawa, G. Okada: *Jap. J. Ecol.*, **26**, 209-212, 1976.
- 13) H. Taoda: *ibid.*, **22**, 125-133, 1972.
- 14) 中西哲:大気汚染の植物に及ぼす影響に関する調査研究, 神戸市公害対策部, 142pp, 1979.
- 15) 梅津幸雄:日生態会誌, **28**, 143-154, 1978.
- 16) H. Taoda: Proc. Int. Cong. Human Environment, 292-301, 1975.
- 17) 根平邦人, 畦浩二:日本蘚苔類学会会報, **2**, 153-156, 1980.
- 18) 仲村悦子, 岩月善之助:同上, **3**, 1-4, 1981.
- 19) 中西哲:植生による追跡調査手法の開発研究, 関西電力(株), 52pp, 1982.
- 20) 光木偉勝, 中川吉弘, 高田亘啓:大気汚染学会誌, **13**, 26-32, 1978.
- 21) 飛石勇:兵庫県の自然, **6**, 77-79, 1977
- 22) 中川吉弘, 光木偉勝, 高田亘啓:兵庫県公害研究所研究報告, No.9, 35-37, 1977.

- 23) 小村精, 村田敦子: 全国公害研究会誌, **8**, 25-28, 1983.  
 24) 小村精, 村田敦子: 同上, **9**, 31-34, 1984.  
 25) 小村精, 村田敦子: 大気汚染学会誌, **19**, 462-472, 1984.  
 26) 中川吉弘, 光木偉勝, 高田巨啓: 兵庫県公害研究所研究報告, No.9, 28-34, 1977.  
 27) 埜田宏: 「環境と生物指標 I 陸上編」(日本生態学会環境問題専門委員会編), 53-66, 共立出版, 東京, 1975.  
 28) 光木偉勝, 中川吉弘, 渡辺弘: 大気汚染学会誌, **17**, 304-312, 1982.  
 29) 中川吉弘, 光木偉勝, 渡辺弘: 同上, **17**, 370-376, 1982.  
 30) 中川吉弘, 光木偉勝, 渡辺弘: 同上, **20**, 40-45, 1985.  
 31) O. L. Gilbert: *New Phytol.*, **67**, 15-30, 1968.  
 32) T. H. Nash III, E. H. Nash: *Oecologia*, **17**, 257-263, 1974.  
 33) M. Goossens: *Mem. Soc. roy. Bot. Belg.*, **7**, 87-100, 1976.  
 34) G. Robitaille, F. LeBlanc, D. N. Rao: *Rev. Bryol. Lichenol.*, **43**, 53-66, 1977.  
 35) R. P. Sheridan, R. Rosenstreter: *Bryologist*, **76**, 168-173, 1973.  
 36) P. Ferguson, J. A. Lee, J. N. B. Bell: *Environ. Pollut.*, **16**, 151-162, 1978.  
 37) 埜田宏: ヒコビア, **6**, 238-250, 1973.  
 38) 光木偉勝, 中川吉弘, 渡辺弘: 第20回大気汚染学会講演要旨集, p.386, 1979.  
 39) 鈴木義則: 第21回大気汚染学会講演要旨集, p.502, 1980.  
 40) 産業公害防止協会: 欧米公害事情調査団報告, p.74, 1985.  
 41) 玉置元則, 平木隆年, 渡辺弘: 大気汚染学会誌, **20**, 71-81, 1985.  
 42) 埜田宏: ヒコビア, **6**, 224-228, 1973.  
 43) 千葉県環境部: 千葉県臨海開発地域等に係る動植物影響調査, II, 19-29, 1975, III, 83-90, 1976.  
 44) 横堀誠: 日生態会誌, **28**, 17-23, 1978.  
 45) M. Yokobori, H. Taoda: *Staub*, **40**, 490-496, 1980.  
 46) 光木偉勝, 中川吉弘: 兵庫県公害研究所研究報告, No.14, 12-16, 1982.  
 47) 光木偉勝, 中川吉弘: 同上, No.17, 46-49, 1985.  
 48) 光木偉勝, 中川吉弘, 渡辺弘: 未発表  
 49) 光木偉勝, 中川吉弘, 渡辺弘: 大気汚染学会誌, **20**, 198-204, 1985.